

Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования
«Национальный исследовательский Томский политехнический университет»

На правах рукописи

Гончаров Гавриил Александрович

**ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ТЕРРИТОРИИ Г. УФА ПО ДАННЫМ
ИЗУЧЕНИЯ ПОЧВ И ЛИСТЬЕВ ТОПОЛЯ БАЛЬЗАМИЧЕСКОГО (*POPULUS
BALSAMIFERA* L., 1753)**

Специальность 1.6.21 – Геоэкология

ДИССЕРТАЦИЯ
на соискание ученой степени
кандидата геолого–минералогических наук

Научный руководитель:
кандидат геолого-минералогических наук,
Соктоев Б. Р.

Томск–2025

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
1 УРБАНИЗАЦИЯ КАК ФАКТОР ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ	11
1.1 Влияние на атмосферу	12
1.2 Влияние на литосферу	13
1.3 Влияние на гидросферу	15
1.4 Влияние на биосферу	17
1.5 Здоровье человека в условиях урбанизации	18
2 ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ Г. УФА	21
2.1 Природные условия.....	21
2.2 Геоэкологическая характеристика.....	26
3 МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	34
3.1 Отбор проб	34
3.2 Пробоподготовка и методы лабораторных исследований	37
3.3 Обработка результатов аналитических исследований	41
3.3.1. Эколого-геохимические показатели	41
3.3.2. Оценка риска для здоровья населения от воздействия потенциально токсичных элементов	44
4 ЭКОЛОГО–ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ НА ТЕРРИТОРИИ Г. УФА ..	49
4.1 Геохимические особенности почв	49
4.2 Влияние промышленных предприятий на элементный состав почв на территории г. Уфа...	56
4.3 Оценка уровня химического загрязнения почв	67
5 ЭКОЛОГО–ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ Г. УФА ПО ДАННЫМ ИЗУЧЕНИЯ ЛИСТЬЕВ ТОПОЛЯ	70
5.1 Общие геохимические особенности золы листьев тополя бальзамического (<i>Populus balsamifera</i> L.)	70
5.2 Влияние промышленных источников на элементный состав листьев тополя на территории г. Уфа.....	78
5.3 Оценка миграции химических элементов из почв в листья тополя	87
6 МАГНИТНАЯ ВОСПРИИМЧИВОСТЬ ПОЧВ НА ТЕРРИТОРИИ Г. УФА.....	94
6.1 Компонентный анализ магнитной восприимчивости почв.....	94
6.2 Морфология и состав магнитной фракции почв промышленных зон г. Уфа по данным SEM–анализа.....	101
6.3 Доменные состояния магнитных частиц в почвах различных промышленных зон г. Уфа..	107

7 ОЦЕНКА РИСКА ДЛЯ ЭКОСИСТЕМ И ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ ГОРОДА УФА ОТ ВОЗДЕЙСТВИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ	110
7.1 Риск от воздействия тяжелых металлов.....	110
7.2 Риск от воздействия редкоземельных элементов.....	113
7.3 Оценка неканцерогенных рисков для здоровья населения от воздействия тяжелых металлов	117
7.4 Индивидуальный канцерогенный риск	122
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	125
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ.....	127

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность работы. Урбанизация и индустриализация приводят к трансформации компонентов природной среды, что обостряет геоэкологические риски для отдельных регионов и оказывает всё более выраженное влияние на здоровье населения (Алексеев, 2000; Волкова, 1987; Саэт, 1990; Глазовская, 1972, 1997, 2007; Обухов, 1980). В связи с этим возрастает значимость мониторинга состояния компонентов природной среды в пределах урбанизированных территорий.

С учётом нарастающего антропогенного воздействия изучение геохимического состояния урбанизированных территорий стало предметом научного интереса ещё во второй половине XX века. В 1976 году в Институте минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов под руководством Ю.Е. Саэта были начаты первые масштабные геохимические исследования городской среды, основанные на методах поисковой геохимии. Эти подходы впоследствии применялись для экологической оценки и картографирования загрязнения в различных городах страны (Битюкова, 2011). Сегодня активно развивается экогеохимия городских ландшафтов – направление, сочетающее системный анализ миграции химических элементов в природных и техногенных ландшафтах с методами геохимической индикации состояния окружающей среды (Хомич, 2004; Вольфсон, 2024). Практическая реализация экогеохимического подхода базируется на использовании природных индикаторов, в первую очередь почв и растительности, обеспечивающих многомерную оценку состояния окружающей среды (Касимов, 2013).

Совместное использование почвенного покрова и растительности (древесной, травянистой, кустарниковой) в эколого-геохимических исследованиях обеспечивает более полную и надёжную оценку состояния городской среды. Почвы функционируют как долговременные накопители загрязняющих веществ, фиксируя интегральную картину антропогенного воздействия. Они позволяют выявлять устойчивые геохимические аномалии, характерные для стационарных источников загрязнения. В то же время растения представляют собой индикаторы краткосрочного воздействия, отражающие сезонную или текущую нагрузку (Markert, 1993; Барановская, 2011; Юсупов, 2021), а также влияние загрязнения как из почв, так и из атмосферы. Листья достаточно хороший индикатор атмосферного поступления загрязняющих веществ (Williams, 2000; Воскресенский, 2011; Попова, 2015). Благодаря различной продолжительности накопления поллютантов (многолетней у почв и вегетационной у листьев), эти индикаторы дополняют друг друга по временному охвату: почвы отражают интегральное накопление загрязняющих веществ и позволяют реконструировать долговременные геохимические изменения, а листья – динамическую и оперативную. Таким

образом, их совместное исследование позволяет выявить как устойчивые зоны загрязнения, так и текущие экологические риски.

Учитывая важность применения таких индикаторов в условиях урбанизированных систем, особого внимания заслуживают города с повышенной концентрацией источников техногенного воздействия. Одним из примеров крупного промышленного центра с многопрофильной специализацией является город Уфа. В данный момент в Уфе складывается экологическая обстановка, требующая повышенного внимания ввиду наличия разнопланового и многокомпонентного техногенного воздействия. Уфа – один из крупнейших индустриальных центров Башкортостана и Поволжья, где в пределах городской черты сосредоточены предприятия нефтепереработки, химической, машиностроительной, деревообрабатывающей, электронной и теплоэнергетической промышленности. К числу наиболее значимых источников техногенной нагрузки относятся Уфимские нефтеперерабатывающие заводы, предприятия группы «Башнефть», Уфимское Моторостроительное Производственное Объединение (УМПО), а также объекты транспортной и коммунальной инфраструктуры. В условиях комплексного воздействия широкого спектра загрязняющих веществ на компоненты природной среды, включая атмосферу, почвы и биоту, эколого-геохимические исследования приобретают особую актуальность. Однако комплексные экогеохимические исследования городской территории Уфы на сегодняшний день носят фрагментарный характер (Белан и др., 2012; Красногорская и др., 2012; Амирова и др., 2019; Минигазимов, 2019; Минигазимов и др., 2019; Suleymanov et al., 2025) и нуждаются в углублённом системном подходе.

В связи с вышеизложенным, реализация комплексного подхода к оценке состояния урбоэкосистем с применением чувствительных индикаторов, способных отражать техногенное поликомпонентное и многофакторное воздействие, а также к картированию пространственного распределения загрязняющих веществ, представляют собой ключевые этапы экологической оценки.

Полученные данные позволят оценить степень влияния промышленных объектов на окружающую среду и прогнозировать потенциальные последствия загрязнения, включая его токсическое воздействие на человека и экосистемы. Это, в свою очередь, способствует повышению точности экологических оценок и разработке мер по снижению антропогенного воздействия, что является актуальной задачей в области наук о Земле.

Целью работы является эколого-геохимическая оценка состояния территории города Уфа на основе изучения почв и листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.).

Задачи исследований:

1. Выявить геохимические особенности исследуемых компонентов природной среды;

2. Оценить пространственное распределение приоритетных химических элементов и определить вероятные источники их поступления в окружающую среду;
3. Исследовать морфологию и структуру минеральных фаз в почве и на поверхности листьев;
4. Определить особенности пространственного распределения магнитной восприимчивости почв и установить взаимосвязь между петромагнитными характеристиками, морфологией фаз и химическим составом для оценки степени техногенного воздействия;
5. Оценить канцерогенный и неканцерогенный риск для здоровья населения от воздействия химических элементов на основе данных элементного состава почв.

Основные защищаемые положения:

1. Содержание Cr, Ni, Cu, Ca, Co, Pb, V, Zn, Y, S и Tb в почвах на территории г. Уфа превышает средние значения для урбанизированных территорий от 1,5 до 9 раз, что обусловлено влиянием природно-техногенных факторов. В северной части города формируется опасный уровень загрязнения (32-128 ед.) под влиянием промышленных предприятий и объектов теплоэнергетики.
2. Промышленная специализация предприятий на территории г. Уфа проявляется в величине магнитной восприимчивости почв и в соотношении ферромагнитной, диа-/парамагнитной и суперпарамагнитной компонент.
3. Специфика листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L., 1753) на территории г. Уфа заключается в аккумуляции Co, Zn, Sc, Ca, Sr, Ta, Fe и Br. Влияние промышленных предприятий проявляется в элементном составе листьев и частицах на их поверхности: фосфаты легких редкоземельных элементов приурочены к районам расположения предприятий нефтепереработки и нефтехимии; самородные частицы W и Ti, а также интерметаллические сплавы тяжелых металлов (Ni, Co, Cr, Ti) – к предприятиям машиностроения и металлообработки.
4. Северная часть города, как зона влияния предприятий теплоэнергетики, нефтепереработки и нефтехимии, машиностроения и металлообработки, характеризуется умеренным экологическим риском. Cr и As является приоритетными элементами в формировании как неканцерогенного, так и канцерогенного показателя опасности.

Фактический материал и методы исследования. Основой диссертационной работы стали результаты исследования почв (106 проб) и листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.) (106 проб), произрастающего на территории города Уфы. Пробоотбор, пробоподготовка и аналитическая обработка данных выполнены лично автором в соответствии с действующими нормативными документами.

Количественное определение содержания химических элементов было выполнено комплексом современных методов анализа. Инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА) (методика измерений НСАМ ВИМС №510-ЯФ, аналитики – А.Ф. Судыко, Л.Ф. Богутская) и атомно–абсорбционная спектрометрия (ААС) с термическим разложением на ртутном анализаторе «РА-915М» с приставкой «ПИРО–915+» (консультанты – к.г.-м.н. Е.Е. Ляпина, к.х.н. Н.А. Осипова) проведены в лабораториях Международного инновационного научно–образовательного центра (МИНОЦ) «Урановая геология» им. Л.П. Рихванова ТПУ. Рентгенофлуоресцентный анализ (РФА) выполнен в ЦКП «Геоспектр» Геологического института им. Н.Л. Добрецова СО РАН (г. Улан-Удэ). Сканирующая электронная микроскопия на микроскопе Hitachi S–3400N с приставкой для микроанализа XFlash 4010 проведена в МИНОЦ «Урановая геология» им. Л.П. Рихванова (консультант – к.г.-м.н. Ильенок С.С.). Определение магнитной восприимчивости почв выполнялось как с использованием портативного каппаметра КТ-5 в МИНОЦ «Урановая геология», так и с применением стационарного оборудования: магнитометра MFK1-FA и коэрцитивного спектрометра «J meter» в Институте геологии и нефтегазовых технологий Казанского федерального университета (г. Казань) (аналитик – к.г.-м.н. Кузина Д.М.).

Достоверность защищаемых положений обеспечивается репрезентативным объёмом выборки, проанализированной с использованием высокочувствительных методик в аккредитованных лабораториях по аттестованным методикам, при обязательном внутреннем и внешнем контроле. Дополнительную обоснованность придаёт глубина интерпретации фактического материала с применением современных методов статистической обработки и анализа литературы по теме диссертации.

Научная новизна.

- Впервые дана эколого-геохимическая оценка территории города Уфа по данным изучения почв и листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.). Комплекс показателей (элементный состав, магнитная восприимчивость и минерально-вещественный состав) позволил выявить особенности пространственного распределения химических элементов и тенденции изменения их содержания в зависимости от локализации потенциальных техногенных источников.
- Для территории города Уфы получены значения магнитной восприимчивости почв в пределах селитебной и промышленной зон, отражающие уровень техногенного воздействия промышленных предприятий. Установлены соотношения вкладов ферромагнитной, диа-/парамагнитной и суперпарамагнитной компонент в общее значение магнитной восприимчивости, что расширяет представления о природе и происхождении магнитно-активных частиц в условиях урбанизированной среды.

- Установлена геохимическая специфика листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.), произрастающего на территории г. Уфы, на основе комплекса биогеохимических показателей. СЭМ исследование поверхности листьев позволило идентифицировать пути поступления элементов и выявить доминирующие механизмы их аккумуляции.
- Оценка канцерогенного и неканцерогенного риска позволила выделить участки с потенциально опасным уровнем воздействия на здоровье населения, при этом максимальный вклад связан с Cr и As.

Практическая значимость. Полученные данные о содержании 28 элементов в листьях и 39 – в почвах предлагается использовать в качестве регионального геохимического фона при последующих исследованиях и мониторинге урбанизированных территорий. Разработан картографический комплекс для территории г. Уфы, отражающий пространственное распределение химических элементов в почвах и листьях тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.). Выполненное экологическое районирование позволило выделить районы с различным уровнем антропогенной нагрузки и потенциальными рисками для здоровья населения. Оценка канцерогенного и неканцерогенного риска дополняет картину экологической обстановки и может служить основанием для профилактических мер. Материалы диссертации могут быть использованы Министерством экологии и природопользования Республики Башкортостан, отделами городского планирования и санитарного надзора для мониторинга зон техногенного воздействия и принятия управленческих решений. Кроме того, результаты исследования используются в образовательном процессе при подготовке специалистов в области экологии, геохимии и охраны окружающей среды.

Апробация работы. Результаты исследований представлены на Всероссийских и Международных конференциях и симпозиумах: XXIV Международная экологическая студенческая конференция «Экология России и сопредельных территорий» (Новосибирск, 2021), XXVI-XXIV Международных симпозиумах им. академика М.А. Усова «Проблемы геологии и освоения недр» (Томск, 2022-2025), Всероссийская конференция молодых учёных «Современные проблемы геохимии» (Иркутск, 2023), Всероссийская научно-практическая конференция «Геохимические методы поисков как инструмент обнаружения прямых признаков месторождений стратегических видов минерального сырья» (Москва, 2023), VII Всероссийская Байкальская молодежная научная конференция по геологии и геофизике (Улан-Удэ, 2024), Всероссийская научно-практическая конференция «Актуальные проблемы экологической геохимии» (Москва, 2024), XIV Международная Биогеохимическая школа-конференция «Проблемы геохимической экологии в условиях техногенеза биосферы» (Томск, 2025).

Публикации. По материалам диссертации опубликовано 13 работ, 3 из которых в журналах, индексируемых в базах данных Scopus и Web of Science.

Структура и объем работы. Диссертация включает введение, семь глав, заключение и список литературы, изложенные на 145 страницах печатного текста, содержащих 55 рисунков и 18 таблиц. Список литературы насчитывает 234 источников, из них 119 – на иностранном языке.

Во введении обоснована актуальность темы и проведенных исследований, определены цель и задачи исследования, изложены основные результаты, представлена научная новизна и практическая значимость полученных результатов, обозначен личный вклад автора и апробация работы. **Глава 1** посвящена урбанизации как одному из ключевых факторов, усиливающих антропогенное воздействие на компоненты окружающей среды. **Глава 2** содержит сведения о геоэкологической характеристике территории г. Уфа, включая природные и антропогенные условия, формирующие современное состояние окружающей среды. **Глава 3** посвящена методике исследования (отбор и подготовка проб, лабораторно-аналитические методы, обработка данных). **В главе 4** изложены результаты эколого-геохимической оценки почв. **Глава 5** посвящена анализу данных элементного состава листьев тополя и частиц на поверхности листьев. **В главе 6** обосновано применение и изучение магнитной восприимчивости почв как индикатора техногенного загрязнения. **В главе 7** приведены данные по оценке неканцерогенного и канцерогенного риска для здоровья населения от химических элементов. **В заключении** представлены основные выводы и рекомендации.

Личный вклад автора состоит в планировании, организации и выполнении всех этапов работ, включая отбор проб почв и листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.) на территории г. Уфа в 2021 и 2022 году. Автором проведена пробоподготовка и лабораторный анализ в МИНОЦ «Урановая геология» (ТПУ), а также интерпретация полученных данных на основе эколого–геохимических показателей, статистической обработки и построении картосхем. Кроме того, автор самостоятельно сформулировал цель, задачи и основные положения исследования, подготовил текст диссертации в соответствии с планом, согласованным с научным руководителем.

Благодарности. Автор выражает благодарность научному руководителю, кандидату геолого-минералогических наук, доценту отделения геологии Соктоеву Булату Ринчиновичу за неоценимую помощь и поддержку на всех этапах подготовки диссертационного исследования, за профессиональные советы, внимательное руководство и постоянное содействие при выполнении работы.

Искренняя благодарность адресуется профессорам отделения геологии ИШПР, д.г.-м.н. Е.Г. Язикову, С.И. Арбузову, А.В. Таловской и д.б.н. Н.В. Барановской, за ценные советы и замечания при обсуждении результатов. Отдельную признательность автор выражает сотрудникам Института геологии и нефтегазовых технологий Казанского федерального университета к.г.-м.н. Д.М. Кузиной и к.г.-м.н. А.Р. Юсуповой, а также сотруднику ЦКП

«Геоспектр» Геологического института им. Н.Л. Добрецова СО РАН к.т.н. Б.Ж. Жалсараеву за проведение аналитических исследований. Автор благодарен за содействие в проведении лабораторных исследований в МИНОЦ «Урановая геология» преподавательскому составу отделения геологии ТПУ: старшему преподавателю, к.г.-м.н. С.С. Ильенку – при работе на электронном сканирующем микроскопе, доценту, к.х.н. Н.А. Осиповой и к.г.-м.н. Е.Е. Ляпиной – на атомно-абсорбционном спектрометре. Также выражается признательность аналитикам ядерно-геохимической лаборатории ТПУ А.Ф. Судыко и Л.В. Богутской за проведение исследований химического состава проб.

Диссертационная работа выполнялась при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (проект № FSWW–2023–0010)

1 УРБАНИЗАЦИЯ КАК ФАКТОР ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Урбанизация в мире характеризуется устойчивой тенденцией увеличения доли городского населения. Согласно имеющимся данным, доля городского населения в мире увеличилась с 13% в начале XX века до 58% в 2025 году и, по прогнозам, достигнет 68% к 2050 году (Организация..., 2019). Наиболее интенсивные процессы урбанизации наблюдаются в странах Африки и Азии, где городское население, как ожидается, удвоится и утроится, соответственно (Aliyu et al., 2017). В настоящее время доля городского населения в России превышает 70%, что позволяет характеризовать страну как высокоурбанизированную (Ефимова, 2014). Анализ динамики урбанизации показывает, что в настоящее время наблюдается концентрация городского населения в мегаполисах, особенно в развивающихся странах. Так, если в начале XX века всего 16 городов мира имели население более миллиона человек, то сегодня их число превышает 548 (Diaconescu, 2018).

Урбанизация, как глобальный тренд современности, несет в себе как существенные позитивные, так и негативные последствия. Среди последних особое место занимают экологические проблемы, возникающие в результате концентрации населения и производственных мощностей в городских агломерациях (Косарева и др., 2018). Город выступает как «узел» потоков вещества: атмосферные выбросы, дорожная эмиссия, строительные материалы, коммунально-бытовые и промышленные стоки, твёрдые отходы, техногенные грунты (Касимов, 1995). К числу наиболее актуальных проблем относятся: загрязнение воздуха (Vilcins et al., 2024), воды (Lin et al., 2022) и почвы промышленными и бытовыми отходами (Шилкина, 2020), что негативно сказывается на здоровье населения и биоразнообразии; изменение климата вследствие выбросов парниковых газов (Ansuategi et al., 2002); деградация земель в результате расширения городской застройки и сокращения зеленых зон (Федорова и др., 2018); дефицит водных ресурсов, вызванный растущим спросом на воду (He et al., 2021); и, наконец, проблемы с утилизацией отходов (Латыпова, 2018). Кроме того, урбанизация приводит к образованию «островов тепла» (Gartland, 2012; Ward et al., 2018), повышению уровня шумового загрязнения (Morillas et al., 2018) и снижению биоразнообразия (Savard et al., 2000). Все эти факторы создают серьезные угрозы для устойчивого развития городов и требуют комплексного подхода к их решению, что требует комплексного подхода – от ранжирования элементов по показателю технофильности до риск-ориентированного мониторинга и картографирования техногенных аномалий (Касимов, Власов, 2012). В связи с этим, для наблюдения состояния окружающей среды и происходящими в ней процессами и явлениями, а также для оценки и

прогноза изменений был введен термин «экологический мониторинг» на Стокгольмской конференции в 1972 г.

Изменения состояния биосферы под влиянием антропогенной деятельности человека, именно под такой формулировкой Израэль А.Ю. предлагал воспринимать трактовку экологического мониторинга (Израэль, 1977, 1984, 1990). С тех пор, особенно в последнее время, большую актуальность набирают работы, посвященные исследованию геосферных оболочек Земли, как среды обитания человека и других живых организмов. Эти исследования помогают предсказывать будущие изменения и разрабатывать эффективные стратегии адаптации к ним.

Однако, существует большое упущение в современных работах по данной тематике: авторы, зачастую, рассматривают состояние одного природного объекта, его геохимическое состояние, не беря во внимание усиливающийся эффект от комплексного воздействия на окружающую среду. Важно рассматривать урбанизированные территории как сложные пространственные природно–техногенные системы, связанные потоками вещества и энергии природного и антропогенного происхождения (Шубенков, Шубенкова, 2020).

1.1 Влияние на атмосферу

На территории РФ основным документом, регламентирующим охрану атмосферного воздуха, является Федеральный закон «Об охране атмосферного воздуха» от 04.05.1999 № 96-ФЗ. Его основная цель – обеспечение права граждан на благоприятную окружающую среду, снижение уровня загрязнения атмосферы и сохранение экологического равновесия. Закон устанавливает требования к хозяйственной и иной деятельности, связанной с выбросами загрязняющих веществ, включая обязательное соблюдение ПДК и нормативов выбросов. В условиях стремительной урбанизации данный закон играет ключевую роль в минимизации экологических рисков, вызванных ростом автомобильного транспорта, увеличением плотности населения и интенсивным развитием промышленности. Особое внимание уделяется государственному мониторингу качества воздуха, внедрению экологически чистых технологий и мерам по сокращению выбросов парниковых газов. Закон также предусматривает меры ответственности за нарушение экологических требований, что усиливает контроль за деятельностью промышленных предприятий и других источников загрязнения в городских зонах. В рамках реализации положений закона разрабатываются региональные программы, направленные на улучшение качества воздуха, что особенно актуально для крупных городов, где негативные последствия урбанизации наиболее выражены.

Загрязнение атмосферного воздуха, возникающее в результате антропогенной деятельности, связано с выбросами таких загрязняющих веществ, как диоксид серы, оксиды азота, угарный газ и твердые частицы. Эти вещества составляют 98% от общего объема

загрязнения воздуха, тогда как оставшиеся 2% включают тяжелые металлы и другие химические элементы (Munsif, 2021). Основная часть выбросов – около 80% – приходится на стационарные источники, которые выделяют стойкие химические вещества, относящиеся к токсикантам 1-го класса опасности. Эти соединения обладают канцерогенными и мутагенными свойствами, а также способны накапливаться в компонентах окружающей среды. В условиях атмосферы они устойчивы и переносятся на большие расстояния (Берлянд, 1985).

Важным следствием урбанизации является формирование городских тепловых островов – зон с повышенной температурой, которые возникают из-за замены естественного ландшафта асфальтом, бетоном и другими материалами, способными аккумулировать тепло. Эти тепловые острова не только изменяют микроклимат городов, но и усиливают локальные климатические изменения, влияя на распределение осадков, процессы рассеивания загрязняющих веществ (ЗВ), режимы ветра и гидрологический цикл (Gartland, 2012).

Урбанизация также приводит к изменению химического состава атмосферы, снижению ее способности к самоочищению и усилению парникового эффекта за счет выбросов парниковых газов, что способствует глобальному потеплению (Ward et al., 2012). Совокупность этих факторов требует принятия мер по минимизации негативного влияния урбанизации на атмосферу. Среди таких мер можно выделить развитие системы общественного транспорта (Nieuwenhuijsen et al., 2016), внедрение экологически чистых технологий (Corbett et al., 2001), использование возобновляемых источников энергии (Raihan et al., 2024), озеленение городских территорий (Li et al., 2021) и создание эффективных систем контроля за выбросами загрязняющих веществ (Конопелько и др., 2021). Влияние урбанизации на атмосферу требует комплексного подхода и тесного взаимодействия между наукой, промышленностью и государством, чтобы обеспечить устойчивое развитие городов и минимизировать их негативное воздействие на окружающую среду.

1.2 Влияние на литосферу

Урбанизация оказывает значительное воздействие на литосферу, которое проявляется в изменении почвенного покрова, геологических структур и физико-химических свойств грунтов. В процессе роста городов естественный ландшафт заменяется искусственными сооружениями, что приводит к изменению структуры поверхности и ее свойств (Гребенщикова и др., 2024). Прежде всего, строительство зданий, дорог, промышленных объектов и других инфраструктурных элементов нарушает естественный почвенный покров, снижая его плодородие (Еремченко и др., 2016), изменяя водоудерживающую способность и увеличивая эрозию (Росликова, 2017). Интенсивная застройка приводит к уплотнению почвы, что снижает инфильтрацию воды и вызывает застой поверхностных вод, повышая риск подтоплений и

загрязнения почв накопленными со временем ЗВ в сточных водах (Водяницкий, 2013). Кроме того, выемка грунта, выравнивание ландшафта и использование тяжелой строительной техники изменяют структуру верхних слоев литосферы, что может вызывать нестабильность геологических формаций. Промышленные и бытовые отходы, образующиеся в результате деятельности городов, нередко накапливаются на территории полигонов и свалок, загрязняя почву токсичными веществами (Парамонова и др., 2023), включая тяжелые металлы (Иванова и др., 2012), нефтепродукты (Шилкина, 2020) и органические соединения (Верховец и др., 2023).

Охрана почвенного покрова от загрязнения в Российской Федерации регулируется рядом нормативно-правовых актов, основным из которых является Федеральный закон «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002 № 7-ФЗ. Этот закон устанавливает правовые основы охраны всех природных компонентов, включая почвенный покров, и направлен на предотвращение загрязнения, деградации и истощения почв.

Кроме того, регулирование вопросов охраны почвенного покрова содержится в следующих нормативных актах:

1. Федеральный закон «О недрах» от 21.02.1992 № 2395-1 – регулирует использование и охрану почвенного покрова, связанного с недропользованием, включая рекультивацию земель.
2. Земельный кодекс РФ – устанавливает требования к рациональному использованию земельных ресурсов и меры по предотвращению их загрязнения и деградации.
3. Федеральный закон «Об отходах производства и потребления» от 24.06.1998 № 89-ФЗ – регулирует вопросы обращения с отходами, чтобы предотвратить их негативное воздействие, в том числе на почвы.
4. Федеральный закон «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения» от 30.03.1999 № 52-ФЗ – устанавливает санитарно-гигиенические нормы, направленные на предотвращение загрязнения почв токсичными веществами и патогенами.

Контроль состояния почвенного покрова на территории городов Российской Федерации осуществляется федеральными и региональными органами власти, такими как Росприроднадзор, Роспотребнадзор и департаменты природных ресурсов, с использованием таких методов, как атомно-абсорбционная спектрометрия, хроматография и рентгенофлуоресцентный анализ, обеспечивающих высокую точность результатов. Одним из ключевых направлений мониторинга является химический анализ почв, который позволяет выявлять уровень загрязнения и состав опасных веществ. Анализ включает определение содержания тяжёлых металлов, металлоидов, других неорганических соединений, а также органических загрязнителей, таких как нефтепродукты, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), пестициды и другие устойчивые органические соединения (Wilcke, 2000; Цибарт, Геннадиев, 2013).

Согласно литературным данным, основными изменениями в почвенном покрове под воздействием тяжелых металлов (ТМ) являются изменения кислотно-щелочного баланса, нарушение питательной среды (Giller et al., 1998), деградация органического вещества, изменение редокс-реакций и процессы адсорбции-десорбции (Landrot et al., 2012). ТМ могут влиять на pH почвы: Cd и Al снижают pH, делая почву более кислой, тогда как Ni и Cr повышают pH, увеличивая щелочность, что влияет на доступность питательных веществ и активность микроорганизмов. Кроме того, тяжёлые металлы, такие как Pb и Zn, могут конкурировать с биофильными элементами (Mg, Fe, Mn), снижая их доступность для растений и вызывая дефицит питательных веществ. Загрязнение ТМ, например, Zn и Cu, подавляет микробную активность, что приводит к накоплению органического вещества и нарушению цикла питательных веществ (Chander et al., 1993). Редокс-реакции, связанные с Mn и Fe, изменяют формы соединений N и S, влияя на их подвижность и доступность (Liu et al., 2019). Процессы адсорбции-десорбции, зависящие от свойств почвы, снижают биодоступность некоторых ТМ, таких как Pb и Cd, за счет их сильной адсорбции на почвенных частицах. Эти изменения ухудшают плодородие почвы, её биологическую активность и способность поддерживать экосистемные процессы (Angon et al., 2024).

1.3 Влияние на гидросферу

Влияние городов на гидросферу делится на три основные группы: химическое загрязнение (повышенное содержание веществ в воде), физическое загрязнение (подогрев воды за счёт сброса тепловых вод и радионуклидов) и биологическое загрязнение (поступление в воду болезнетворных микроорганизмов, яиц гельминтов, плесневелых грибов и других патогенов). Урбанизация существенно усиливает нагрузку на водные ресурсы, снижая качество поверхностных и подземных вод, что проявляется как в резких скачках, так и в постепенных ухудшениях их состояния (He, 2021).

Рост урбанизированных территорий и концентрация населения привели к увеличению потребления воды в муниципальном и промышленном секторах. К примеру, общий объем водопотребления в Китае увеличился с 443,7 млрд м³ в 1980 году до 549,8 млрд м³ в 2000 году при среднем годовом приросте 1,1%. После 2000 года темпы роста замедлились до 0,65% ежегодно. Водопотребление изменило свою структуру: если в 1980 году 88,2% воды использовалось в сельском хозяйстве, 10,3% – в промышленности, а 1,5% – для бытовых нужд, то к 2008 году эти пропорции составили 63,3% (сельское хозяйство), 24,1% (промышленность) и 12,6% (бытовые нужды) (Bao et al., 2012).

В городских условиях гидросфера используется для различных целей, включая сельское хозяйство, коммунальные нужды и промышленность, которая стала значительным

водопотребителем с ростом урбанизации. Роль промышленности во влиянии на гидросферу проявляется в высоких уровнях загрязнения водных объектов ТМ. На примере реки Миасс в городе Челябинск проведены исследования, которые выявили превышение предельно допустимых концентраций (ПДК) ряда токсичных элементов, включая Fe, Mn, Zn, Al, Cr, Cu и Pb. Основной источник загрязнения связан с хозяйственно–промышленной деятельностью, включающей металлургическое и машиностроительное производство, а также сбросы сточных вод предприятий, ливневые стоки и поступление загрязняющих веществ от автотранспорта (Верхотурцева и др., 2016). В частности, были зафиксированы превышения ПДК в 2,96 раза по Fe, в 14 раз по Cu, в 8,7 раза по Zn и в 33,5 раза по Mn.

Экологические последствия высоких концентраций тяжелых металлов в водных объектах вблизи городов представляют угрозу для водной экосистемы и здоровья населения. Длительное накопление ЗВ в донных отложениях, гидробионтах и растительности может привести к нарушению биоценоза и ухудшению качества водных ресурсов. ТМ обладают мутагенными, канцерогенными и токсическими свойствами, что создает потенциальные риски для живых организмов, включая человека. Загрязнение водных источников может способствовать развитию хронических заболеваний, вызванных поступлением токсичных элементов в организм через питьевую воду и пищевые цепи.

Развитие энергетики сопровождается сбросом тёплых вод, что изменяет тепловой режим водоёмов. Повышение температуры воды снижает ее способность удерживать кислород, что негативно влияет на водные организмы. В теплой воде происходит ускоренное разложение органического вещества, увеличивается потребление кислорода бактериями и снижается его концентрация, что может приводить к гибели рыб и других водных организмов. Теплая вода способствует размножению бактерий и вирусов, включая патогенные микроорганизмы, что может ухудшить санитарное состояние водоема и повысить риск заболеваний у человека при использовании воды для питья и рекреации (Соловых и др., 1998).

Транспортная инфраструктура также вносит свой вклад в загрязнение гидросферы через ливневой сток, который насыщен нефтепродуктами, маслами и асфальтовой пылью. Также дорожные покрытия накапливают большое количество загрязняющих веществ, включая ТМ (Pb, Zn, Cd, Cu), микропластик от износа шин и фрагменты асфальта. При осадках эти вещества смываются в ливневую канализацию и попадают в водоемы. Исследования показывают, что концентрация ТМ в ливневых стоках может в 3-5 раз превышать предельно допустимые нормы для рыбохозяйственных водоемов (Keshaviah et al., 2023).

Для решения проблем, связанных с гидросферой, широко используются физико-химические методы очистки, такие как коагуляция, флотация, сорбция, нейтрализация и хемосорбция, которые позволяют удалять вредные вещества из воды. Эти меры направлены на

обеспечение устойчивого состояния гидросферы в условиях растущей антропогенной нагрузки (Zhao et al., 2021; Rashid et al., 2023).

1.4 Влияние на биосферу

Урбанизация оказывает существенное и многостороннее влияние на биосферу, вызывая изменения в экосистемах, сокращение биологического разнообразия и нарушение экологических процессов (Theodorou, 2022).

Рост городских территорий сопровождается преобразованием природных ландшафтов, что приводит к деградации местообитаний растений и животных, а также к сокращению площади природных экосистем. Замещение лесов, лугов и водоемов искусственными сооружениями, транспортной инфраструктурой и другими элементами городской среды существенно снижает уровень биоразнообразия, разрушая экосистемные связи и нарушая экологическое равновесие. Урбанизация оказывает особенно сильное воздействие на популяции животных, вынуждая их сокращать ареалы обитания или адаптироваться к изменившимся условиям (Макеева, 2010). В результате этого процесса наиболее уязвимые виды часто исчезают, а их место занимают синантропные организмы, такие как крысы (Киреева, 2019), голуби (Потапова, 2011) и воробьи (Лобков, 2024), которые демонстрируют высокую способность к адаптации в изменённой среде. Эти изменения подчеркивают необходимость разработки эффективных стратегий управления урбанизацией для минимизации её негативных последствий на биоразнообразии и устойчивости экосистем.

Загрязнение воздуха, воды и почвы вследствие деятельности городов также негативно сказывается на состоянии биосферы. Выбросы промышленных предприятий, выхлопные газы автомобилей и сточные воды содержат ЗВ, которые попадают в окружающую среду и нарушают обменные процессы в растениях и животных. В условиях техногенного воздействия у деревьев снижается ассимиляционная активность, уменьшается содержание хлорофилла, происходят изменения в структуре хлоропластов и кислотности клеточного сока. ЗВ приводят к снижению уровня аскорбиновой кислоты, нуклеиновых кислот, белков и клетчатки, а также ослабляют выделение фитонцидов, изменяют ферментативную активность, нарушают водный баланс растений и уменьшают фертильность пыльцы (Lidon et al., 1993).

Биогеохимические исследования выявили зависимость между степенью поражения растений и накоплением в их тканях ряда химических элементов (Pb, V, Sr, Ag, Co, Cu, Zn) вблизи предприятий черной и цветной металлургии, машиностроения, а также автомобильных дорог. Установлено, что признаки усыхания наблюдаются у 87% деревьев, растущих вдоль крупных транспортных магистралей (Чукпарова, 2005).

Пыль, оседающая на листьях, снижает доступ фотосинтетически активной радиации к пигментам (на 5-14%) и одновременно значительно усиливает поглощение теплового излучения (на 25-33%). Это приводит к перегреву листовой поверхности (на 1-1,5 °C), увеличению водопотерь через транспирацию и снижению эффективности фотосинтеза. Химическое воздействие пыли проявляется после её растворения в воде и проникновения в ткани растения. Минеральные водорастворимые частицы часто вызывают локальные ожоги на листьях, а при длительном воздействии могут привести к ослаблению и гибели растений (Бухарина, 2007).

Дополнительное воздействие оказывает световое и шумовое загрязнение, характерное для городов. Избыточное освещение нарушает естественные ритмы многих живых организмов, включая ночных животных и мигрирующие виды, а высокий уровень шума вызывает стрессовые реакции у птиц, млекопитающих и других животных, снижая их способность к размножению и адаптации (Rodrigo-Comino et al., 2023).

1.5 Здоровье человека в условиях урбанизации

Здоровье населения подвергается значительному воздействию в условиях урбанизации, что подтверждается данными научных исследований и статистическими показателями. Увеличение плотности населения, интенсивное развитие промышленности и транспортной инфраструктуры способствуют ухудшению экологической обстановки, что, в свою очередь, приводит к росту заболеваемости среди городских жителей. Согласно отчету Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ), в 2019 году загрязнение атмосферного воздуха стало фактором преждевременной смерти 4,2 миллиона человек во всем мире. В России, по данным Роспотребнадзора, в 2021 году 136 тысяч смертей (6% от общего числа) и 4,3 миллиона случаев заболеваний (2% от общей заболеваемости) были обусловлены загрязнением окружающей среды. Научные исследования подтверждают отрицательное воздействие ключевых загрязнителей воздуха, которое связано с их иммунотоксичными, генотоксичными, канцерогенными и репродуктивно токсичными эффектами (Березин, Сергеев, 2018).

Наиболее распространенными заболеваниями, связанными с плохим качеством воздуха, являются болезни сердца, инсульт, хронические болезни легких (Sweileh et al., 2018), рак легких и острые инфекции нижних дыхательных путей у детей (Токтибаева и др., 2020). К примеру, концентрация CO₂ в атмосфере и температура воздуха в городах выше, чем в сельской местности, и в условиях высоких концентраций CO₂ и температуры растения увеличивают выброс пыльцы (Landrigan et al., 2018). На городских улицах с высоким уровнем автомобильных выхлопов наблюдается повышенный уровень респираторных аллергий, вызванных пылью (Emberlin, 1998; Ziska et al., 2003). Накопленные данные свидетельствуют о том, что загрязнение воздуха

может вызывать обострение уже существующей астмы и способствовать возникновению новой (Bell, 2012).

Серьезную опасность несут выбросы ТМ, чье производство с середины XIX века резко увеличилось, что привело к их значительным выбросам в атмосферу, почву и водные экосистемы. Даже с учетом современных мер по контролю загрязнения, во многих регионах продолжается накопление этих элементов. Несмотря на давно известные токсические эффекты, загрязнение окружающей среды ТМ продолжается. Hg широко используется в добыче золота, особенно в Латинской Америке, что приводит к значительному загрязнению водоемов и риску хронического отравления населения (Gerson et al., 2018). As остается компонентом антисептических пропиток для древесины, что вызывает долговременное загрязнение почвы и подземных вод (Kartal et al., 2018).

Среди наиболее опасных для здоровья человека выделяют Pb, Cd, Hg и As, последний из которых, являясь металлоидом, часто классифицируется как тяжелый металл. ТМ обладают способностью к биоаккумуляции, накапливаясь в живых организмах и вызывая нейротоксические, канцерогенные, мутагенные и системные эффекты (Ali et al., 2019). Pb, например, может вызывать нарушения когнитивных функций и неврологические расстройства (Olufemi et al., 2022), Cd негативно влияет на почки и кости (Genchi et al., 2020), Hg оказывает токсическое воздействие на нервную систему (Zafar et al., 2024), а As провоцирует развитие онкологических заболеваний (Jomova et al., 2024).

Помимо этого, урбанизация сопровождается ростом уровня шумового загрязнения, что оказывает дополнительное негативное влияние на здоровье населения. Исследования показывают, что постоянное воздействие повышенного уровня шума в городской среде связано с увеличением риска развития сердечно-сосудистых заболеваний, включая гипертонию и ишемическую болезнь сердца, а также может способствовать повышенному уровню холестерина в крови (Murphy et al., 2022).

Климатические изменения и урбанизация являются основными факторами, способствующими утрате биоразнообразия. Научные данные подтверждают, что контакт с природной средой, богатой биологическим разнообразием, способствует поддержанию иммунного баланса, улучшает состояние микробиома человека и снижает риск аллергий и воспалительных заболеваний (Naahtela, 2019). Однако урбанизация, сопровождающаяся деградацией естественных экосистем, снижает разнообразие и количество микроорганизмов в воздухе, что может негативно влиять на иммунные функции и вызывать болезни, связанные с городской средой (Prescott, 2020).

Реализация мер по снижению загрязнения атмосферного воздуха, уровня шума и улучшению экологической обстановки в городах является необходимым шагом в условиях

ускоренной урбанизации, оказывающей комплексное воздействие на здоровье населения и способствующей росту хронических заболеваний. Особую угрозу представляют ТМ, накапливающиеся в окружающей среде, что требует строгого контроля их промышленного использования, мониторинга выбросов и разработки эффективных технологий очистки загрязненных территорий. В этой связи научные исследования сосредоточены на разработке инновационных методов биоремедиации (Изилянов, Минина, 2021), химической детоксикации в современных системах фильтрации воды (Игнатенко, 2021) и воздуха (Zhang et al., 2022), что позволит минимизировать негативное воздействие токсичных элементов, снизить риск их накопления в биосфере и обеспечить более благоприятные условия для здоровья человека в урбанизированных районах.

Урбанизация оказывает всё более выраженное воздействие на компоненты окружающей среды, нарушая устойчивость природных экосистем и создавая значительную антропогенную нагрузку. В условиях роста плотности населения, транспортной и промышленной активности в городах происходит загрязнение атмосферы и гидросферы, изменение состава почв (литосферы) и снижение биологического разнообразия. Взаимосвязанность этих компонентов определяет комплексный характер последствий урбанизации, что напрямую отражается на качестве жизни и здоровье городского населения. В этой связи систематический экологический мониторинг урбанизированных территорий становится неотъемлемым условием устойчивого развития и охраны окружающей среды.

2 ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ Г. УФА

2.1 Природные условия

Уфа, столица Республики Башкортостан, находится в восточной части Русской равнины, в границах Прибельской холмисто-увалистой равнины. Город расположен на правом берегу реки Белая, в местах притоков рек Уфы и Дёмы (рисунок 2.1). Население составляет более 1,186 миллиона человек (2024). Город Уфа является административным центром Уфимского района. В городе образовано 7 административных районов: Дёмский, Кировский, Ленинский, Советский, Октябрьский, Орджоникидзевский, Калининский (Турикешев, 2000).

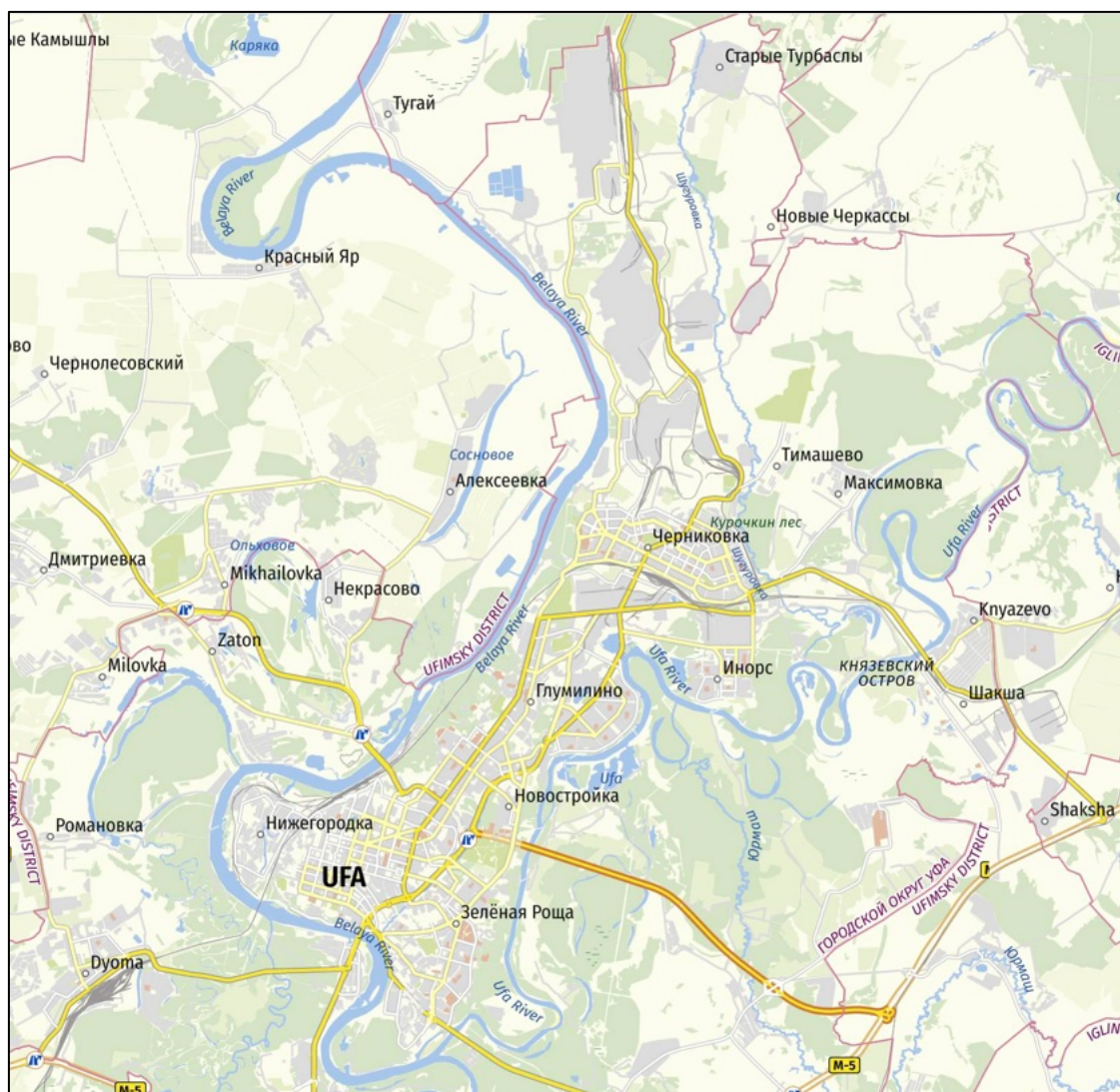


Рисунок 2.1 – Карта г. Уфа (на основе карт mapz.com)

Климат. Территория города расположена в зоне умеренно–континентального климата с выраженной сезонностью. Климат формируется под влиянием как Атлантических воздушных масс, так и Сибирского антициклона, особенно в зимний период. Зимой преобладают холодные и сухие воздушные массы, поступающие с востока, в то время как летом на климат оказывают

влияние западные и юго-западные циклоны, приносящие более тёплый и влажный воздух. Средняя температура самого тёплого месяца (июля) составляет $+19^{\circ}\text{C}$, а самого холодного (января) – -14°C . Среднегодовая температура воздуха в районе Уфы составляет $+2,6^{\circ}\text{C}$.

Относительная влажность воздуха на территории города Уфы характеризуется сезонной изменчивостью. Наибольшие значения наблюдаются в зимние месяцы – в декабре и январе (около 85 %), что связано с низкими температурами воздуха и слабым испарением. Минимальные показатели фиксируются в летний период, преимущественно в июне и июле, когда относительная влажность опускается до 59 %. В течение года прослеживается чёткая обратно пропорциональная зависимость между температурой воздуха и влажностью: по мере повышения температуры влажность снижается. Среднегодовое значение относительной влажности в Уфе составляет около 75 % (Башкирская энциклопедия, 2007).

Особенности рельефа также обуславливает разнообразие ветрового режима. По данным Башкирского управления по гидрометеорологии на территории города преобладают ветры южного и юго-западного направления. Летом увеличивается повторяемость ветров северной четверти (рисунок 2.2). Среднегодовая скорость ветра составляет 3-5 м/с. Число дней с сильным ветром (15 м/с и более) достигает 25-30 дней.

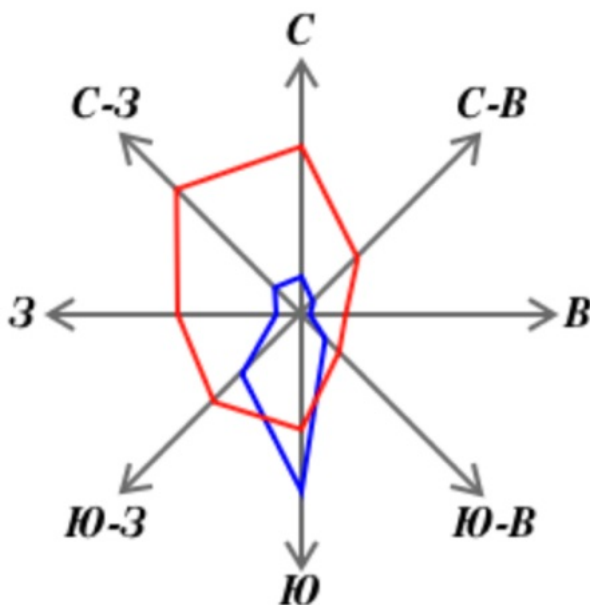


Рисунок 2.2 – Многолетняя роза ветров для города Уфа (Климатические..., 2025)

Примечание: синий – зимнее время года, красный – летнее время года.

Геоморфология и геологическое строение. Город находится на расстоянии 100 км западнее от гор Южного Урала на территории Прибельской равнины, для которой характерны ассиметричные увалы субмеридионального простираения (Камалов, Барышников, 2019). Сам город расположен в южной части одного из таких увалов.

Город расположен на плоском платообразном возвышении рельефа с крутыми склонами, ограниченном с запада, юга и востока долинами рек Уфы и Белой («Уфимский полуостров»). Разделенный на части речными долинами и отрицательными формами рельефа, такими как овраги, Бельско-Уфимский водораздел возвышается над окружающими его речными поймами. Водораздел по строению напоминает плато, вытянутое с юго-западного направления к северо-восточному, и имеет вид останца. Само плато делится на северную и южную части, различающихся друг от друга характером поверхности. Так, южную более высокую половину, с приуроченной к ней большей частью г. Уфа, пересекает широкая долина р. Сутолоки (Турикешев, 2000), северную часть разделяет р. Шугоровка. В геолого-тектоническом отношении территория города расположена в местах, где кристаллический фундамент перекрыт мощной толщей осадочных пород палеозойского возраста. В верхней части чехла, обнажающейся здесь, развиты пермские, неогеновые и четвертичные отложения, представленные аллювиальными галечниками и песками мощностью 10-15 м., глинистыми осадками мощностью от 1 до 20 м., известняками, глинистыми доломитами, загипсованными аргиллитоподобными глинами, алевролитами и песчаниками общей мощностью до 15-25 м. (рисунок 2.3).

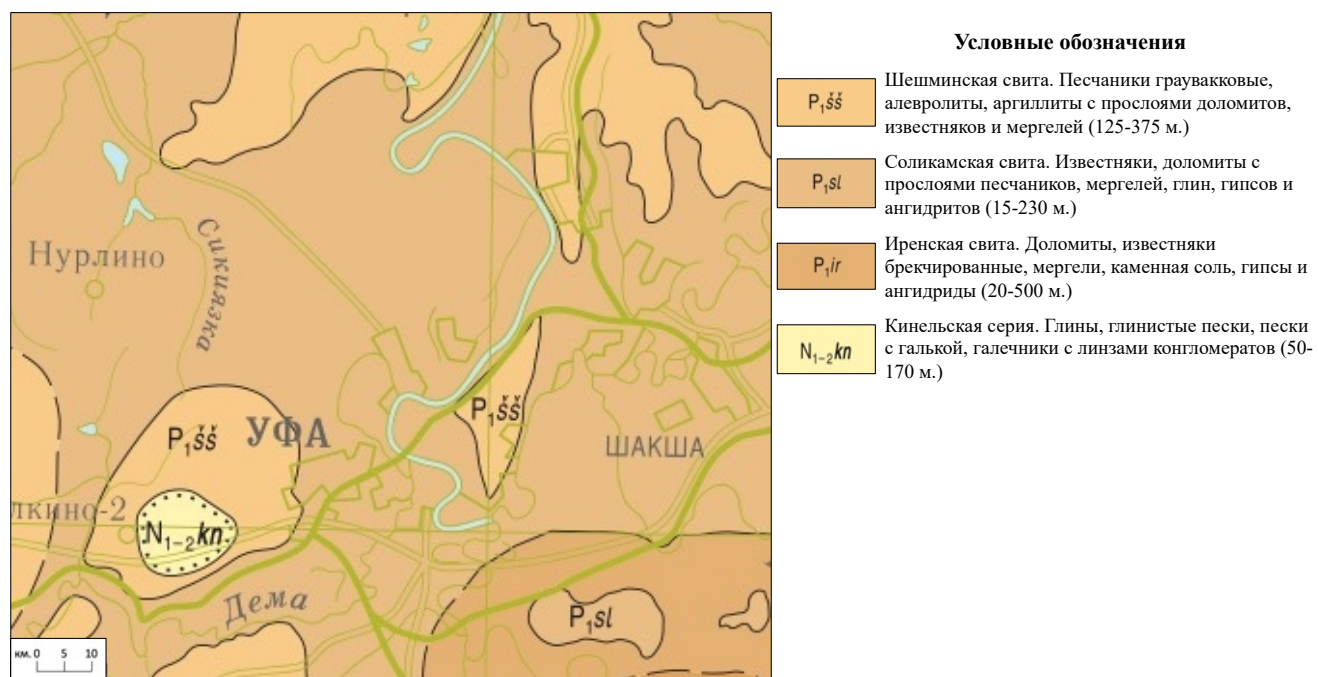


Рисунок 2.3 – Фрагмент государственной геологической карты Российской Федерации доплиоценовых образований, масштаба 1:1 000 000, Уральская серия, (N-40 Уфа) (Государственная..., 2013)

Гидрогеология. В пределах города развиты грунтовые водоносные горизонты в аллювиальных четвертичных осадках долин рек Белой и Уфы. На Бельско-Уфимском

междуречье четвертичные и неоген-четвертичные породы обводнены лишь на отдельных участках, при этом вода в них присутствует преимущественно в весенний и осенний периоды.

Питание всех водоносных горизонтов происходит путем инфильтрации атмосферных осадков. Кроме атмосферных осадков, в последние десятилетия значительную роль в пополнении запасов подземных вод, особенно первого от поверхности водоносного горизонта в неоген-четвертичных отложениях стали играть утечки из водопроводной и канализационной сетей, технологических установок, прудов-накопителей, биологических прудов и прочих емкостей. Обычно на месте утечки наблюдается подъем уровня подземных вод и формирование купола растекания в водоносном горизонте (Журба и др., 2003).

Химический состав вод в жилой части города преимущественно гидрокарбонатный и сульфатно-гидрокарбонатный кальциевый, магниевый-кальциевый тип. Минерализация воды – 0,1-1 г/дм³ (рисунок 2.4). Содержание нитрат-иона – одного из основных показателей загрязненности подземных вод – составляет 15–60 мг/л, на отдельных участках – до 150-200 мг/л (Абдрахманов, 2011). При этом содержание нитратов на отдельных участках в 3-4 раза превышает установленную ПДК (45 мг/л), что свидетельствует о высоком уровне техногенной нагрузки и представляет потенциальную опасность для здоровья населения при использовании таких вод в хозяйственно-питьевых целях (Ward et al., 2018).



Рисунок 2.4 – Фрагмент государственной гидрогеологической карты Российской Федерации, масштаба 1:1 000 000, Уральская серия, (N–40 Уфа) (Государственная..., 2013)

Инженерно-геологические условия. По всей территории города встречаются разнообразные карстовые формы: пещеры, лога, поноры, котловины, воронки, диаметром до 400 м и глубиной до 70 м, некоторые из которых заполнены водой (Солдатское озеро, Волчок и др.) (рисунок 2.5). Карстовые процессы приурочены к наиболее крутым склонам речных долин, где гипсовоангидритовая толща залегает близко к поверхности или вообще выходит на неё (в разьезде Воронки, у посёлка Старо–Александровка, микрорайоне Сипайлово). Всего в окрестностях Уфы известно более 450 карстовых воронок. Карстовые пещеры имеют небольшую протяженность, редко превышающую уровни I и II надпойменных террас. Наряду с древними карстовыми процессами развиваются и современные (Абдрахманов и др., 2016).

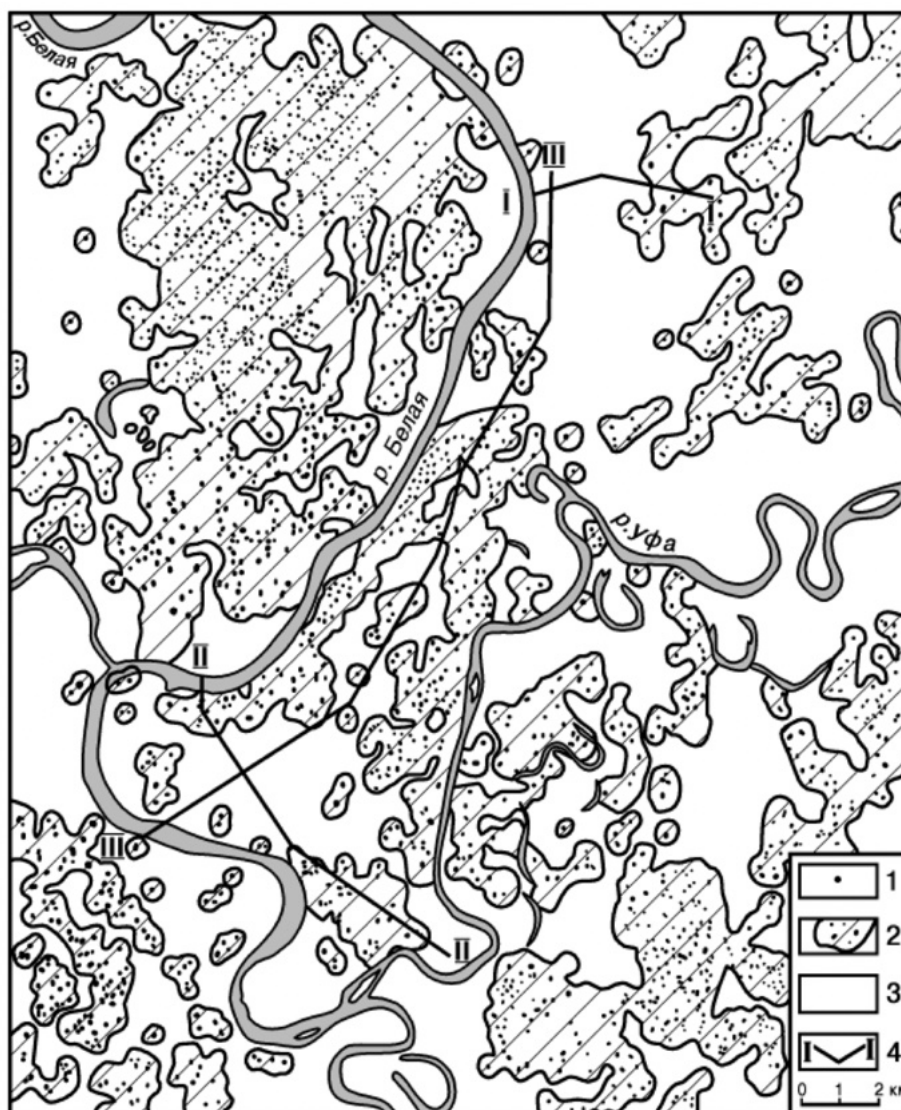


Рисунок 2.5 – Карта закарстованности территории г. Уфа (Абдрахманов, Мартин, 1993)

Примечание: 1 – карстовые воронки и провалы (территории неустойчивые и очень неустойчивые для строительства); 2 – территории вокруг воронок (недостаточно устойчивые и несколько пониженной устойчивости); 3 – территории за пределами карстовых полей (относительно устойчивые); 4 – линия гидрогеологического разреза.

В современных работах установлено, что в пределах промышленно–урбанизированной территории г. Уфы наблюдается значительная активизация карстовых процессов. Данное явление обусловлено комплексом геологических и антропогенных факторов (Абдрахманов и др., 2002).

Территория города сложена преимущественно растворимыми карбонатными и сульфатными породами, что создает благоприятные условия для развития карста. Антропогенное воздействие, выражающееся в сбросе в грунт агрессивных сточных вод, насыщенных сероводородом, значительно ускоряет процессы растворения пород и формирования карстовых пустот.

По литературным данным, в пределах города преобладают два типа карста:

- Перекрытый карст (камский тип): приурочен главным образом к долинам р. Белой и р. Уфы, где карстующиеся породы залегают под толщей менее растворимых отложений.
- Закрытый карст (русский тип): характерен для междуречий, где карстующиеся породы перекрыты мощными, слаборастворимыми толщами.

Локально встречаются локально фиксируются участки слабопокрытого карста (тонкий покровный чехол нерастворимых осадков) и обнажённого карста (обнажения коренных карбонатных толщ на поверхности). Такое сочетание типов отражает неоднородность литологии и условий дренажа в пределах городской территории.

2.2 Геоэкологическая характеристика

На территории города Уфы сосредоточены производственные мощности различных отраслей экономики, концентрация которых существенно превышает средние российские показатели. Это определяет развитие экономики региона в целом, однако есть и обратная сторона вопроса – загрязнение окружающей среды. На эколого–геологических картах территория города относится к местам с полной деградацией экосистем в виду негативного влияния стационарных и передвижных источников при наличии негативных природных процессов (рисунок 2.6).

Наибольший вклад в загрязнение атмосферного воздуха вносят предприятия топливно-энергетического комплекса, который включает в себя такие отрасли промышленности, как нефтедобывающая, нефтеперерабатывающая, нефтехимическая, химическая и электроэнергетическая, а также машиностроительная, металлообрабатывающая, деревообрабатывающая и предприятия по производству строительных материалов (рисунок 2.7).

Нефтепереработка. Нефтеперерабатывающие заводы «Башнефть-Уфанефтехим», «Башнефть-Уфимский НПЗ», «Башнефть-Новойл», являющимися филиалами ПАО АНК «Башнефть» с общей мощностью переработки до 23,4 млн. т. сырья в год: «Башнефть-Уфанефтехим» – 9,5 млн т/год, «Башнефть-Новойл» – 7,3 млн т/год, «Башнефть-УНПЗ» – 6,6

млн т/год. Поставка нефти на НПЗ ведется трубопроводным и железнодорожным транспортом. Уфимские НПЗ обеспечивают переработку нефтей, добываемых в Республике Башкортостан, на месторождениях Западно-Сибирской нефтегазоносной провинции, а также дочерними общественными компаниями на НПЗ перерабатывается газовый концентрат.

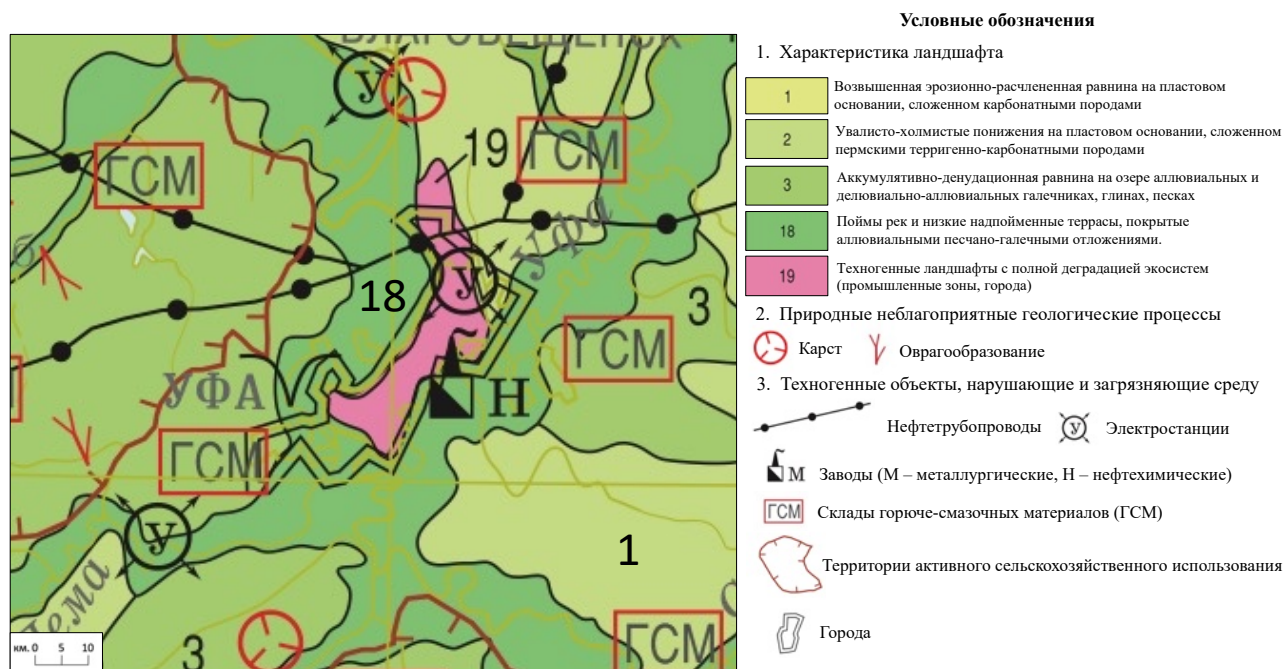


Рисунок 2.6 – Фрагмент государственной эколого-геологической схемы Российской Федерации, масштаб 1:2 500 000, Уральская серия, (N–40 Уфа) (Государственная ..., 2013)

Производственные площадки НПЗ на территории Уфы включают следующие процессы: обессоливание и обезвоживание нефти, первичная переработка нефти, висбрекинг, каталитический риформинг, замедленное коксование, каталитический риформинг, изомеризация, производство серы, гидроочистка дистиллятов, каталитический крекинг, производство водорода, производство метил-трет-бутилового эфира (МТБЭ), производство нефтебитума, производство масла, газофракционирование, сверхчёткая ректификация бензола и толуола, гидроочистка бензина каталитического крекинга, производство азота, очистка промышленных стоков на собственных биологических очистных сооружениях (Уфимский НПЗ..., 2025).

Согласно «Ежегодному докладу о состоянии и охране окружающей среды Республики Башкортостан за 2023 год», на предприятиях ПАО АНК «Башнефть» – «Башнефть-Уфанефтехим», «Башнефть-Уфимский НПЗ» и «Башнефть-Новыйл» объём выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух составил соответственно 34,719 тыс. т, 50,038 тыс. т и 21,732 тыс. т. В указанном докладе приведены сведения исключительно по атмосферному воздуху; информации о загрязнении других компонентов окружающей среды (водных объектов, почв и др.) по этим предприятиям не представлено (Министерство природопользования..., 2024).

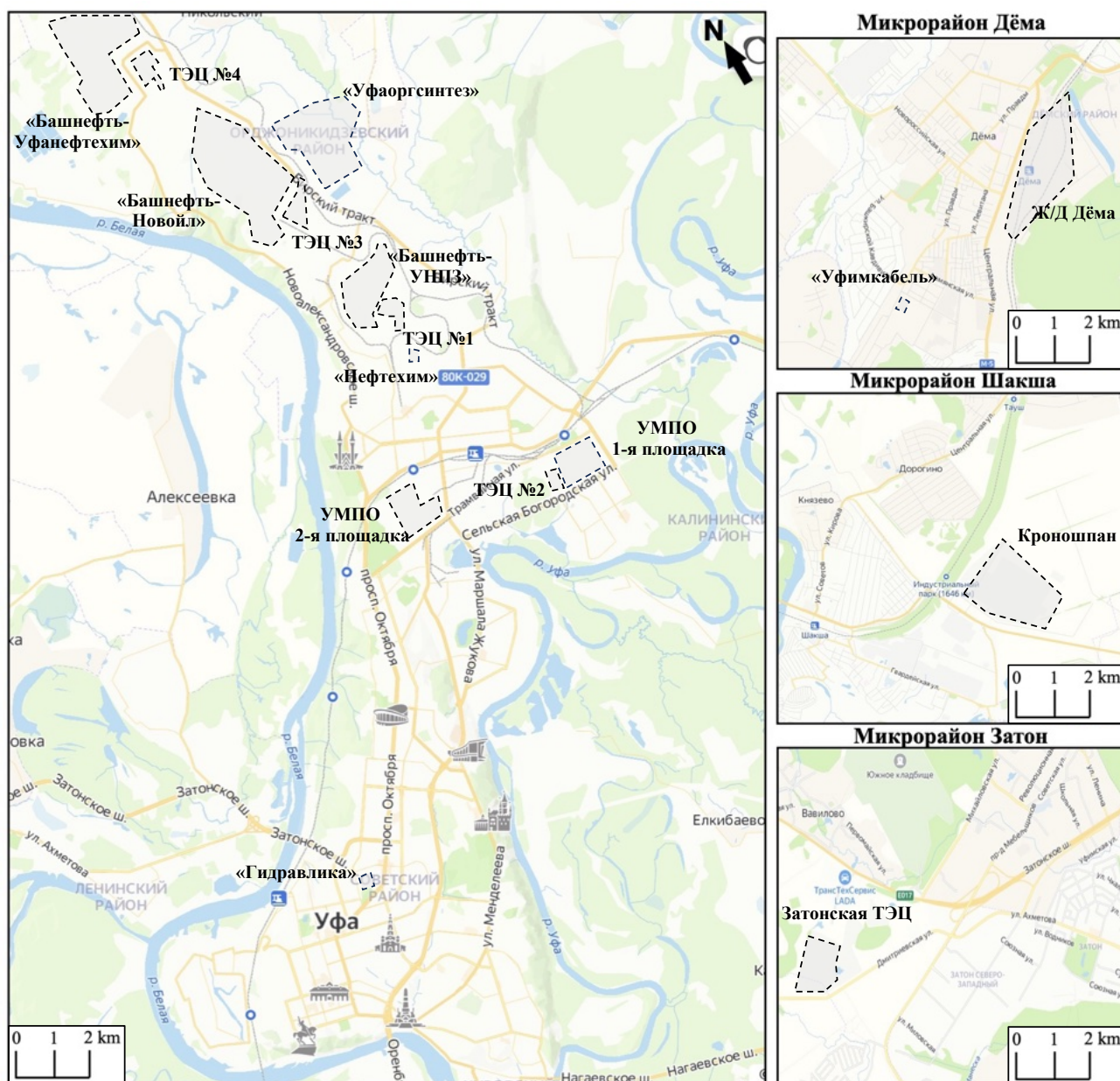


Рисунок 2.7 – Карта расположения основных промышленных предприятий на территории г. Уфа

Примечание: ТЭЦ – теплоэлектроцентрали; «Уфаоргсинтез» – ПАО «Уфаоргсинтез»; «Башнефть–Нефтехим» – ПАО АНК «Башнефть» «Башнефть–Уфанефтехим»; «Нефтехим» – АО «Опытный завод Нефтехим»; «Башнефть–Новойл» – Филиал ПАО АНК «Башнефть» «Башнефть–Новойл»; «Башнефть–УНПЗ» – Филиал ПАО АНК «Башнефть» «Башнефть–УНПЗ»; «УМПО» – ПАО «ОДК–Уфимское моторостроительное производственное объединение»; «Гидравлика» – АО Уфимское агрегатное предприятие «Гидравлика»; «Кроношпан» – «Кроношпан Башкортостан» Ж/Д Дёма – железнодорожная сортировочная станция «Дёма»; «Уфимкабель» – ООО «Уфимкабель».

Нефтехимия. ПАО «Уфаоргсинтез» представляет собой одно из крупнейших нефтехимических предприятий Российской Федерации, входящее в структуру ПАО АНК

«Башнефть» (группа «Роснефть»). Завод занимает лидирующие позиции на внутреннем рынке по выпуску продукции органического синтеза. В частности, предприятие обеспечивает около 30 % производства фенола и ацетона в стране, 15 % – полиэтилена высокого давления и 11 % – полипропилена 156. Производственные мощности предприятия включают выпуск 235 тыс. тонн этилена, 185 тыс. тонн пропилена, 120 тыс. тонн полипропилена, 100 тыс. тонн полиэтилена высокого давления (ПЭВД), 75 тыс. тонн фенола и 60 тыс. тонн бисфенола-А в год. Продукция предприятия поставляется во все федеральные округа России, а также экспортируется более чем в 20 стран, включая государства Европы, Азии и СНГ (ПАО «Уфаоргсинтез»..., 2025).

Основная деятельность компании сосредоточена на переработке углеводородного сырья с целью получения широкого спектра органических соединений, востребованных в различных отраслях промышленности. Производственные мощности предприятия позволяют выпускать полипропилен, полиэтилен, фенол, ацетон, альфа-метилстирол и другие продукты органического синтеза. Продукция ПАО «Уфаоргсинтез» находит широкое применение в химической, нефтехимической, строительной и других отраслях.

Среди технологических процессов, реализуемых на предприятии, можно выделить:

- полимеризация (производство полипропилена и полиэтилена различных марок)
- окисление (производство фенола и ацетона)
- алкилирование (производство различных органических соединений, используемых в качестве сырья для дальнейшей переработки)
- гидрирование (производство насыщенных углеводородов)

Объем выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух за 2023 год составил 3,551 тыс. тонн (Министерство природопользования..., 2024).

Опытный завод «Нефтехим» представляет собой многопрофильное научно-исследовательское и производственное предприятие, специализирующееся на разработке и производстве химических реагентов для различных отраслей промышленности (АО «Опытный завод Нефтехим»..., 2025)

Основная деятельность предприятия сосредоточена на исследовании и разработке новых химических соединений, а также на производстве опытных партий химических реагентов для нефтедобывающей и нефтеперерабатывающей промышленности (ингибиторы коррозии, растворители, депрессорные присадки, очистители и деэмульгаторы) (Научные..., 2025). Завод обладает современным оборудованием и лабораториями, что позволяет проводить комплексные исследования и разрабатывать эффективные технологические решения. Кроме того, завод активно сотрудничает с научными институтами и университетами, что способствует развитию инновационных направлений в области химии.

Электроэнергетика. На территории города представлены теплоэлектроцентрали (ТЭЦ) под управлением ООО «Башкирская генерирующая компания» (ООО «БГК») (таблица 2.1). Четыре из пяти (ТЭЦ– 1, 2, 3, 4) расположены в северной части города, Затонская ТЭЦ расположена в микрорайоне Затон.

Таблица 2.1 – Основные характеристики действующих ТЭЦ на территории г. Уфа

Названия	Установленная электрическая мощность, МВт	Тепловая мощность, Гкал/час	Основное топливо	Резервное топливо
ТЭЦ №1	23	504	Природный газ	Мазут
ТЭЦ №2	519	1528	Природный газ	Мазут
ТЭЦ №3	95	992,8	Природный газ	Мазут, попутный газ
ТЭЦ №4	23	504	Природный газ	Мазут, попутный газ
Затонская ТЭЦ	440	300	Природный газ	Природный газ

Валовый выброс загрязняющих веществ в атмосферный воздух от ТЭЦ №1, 2, 3,4 и «Затонской» в 2023 году составил 0,237, 3.833, 1,342, 1,278 и 0,893 тыс. тонн соответственно (Министерство природопользования..., 2024).

Машиностроение и металлообработка. ПАО «Уфимское моторостроительное производственное объединение» является разработчиком и производителем авиационных двигателей. Основными видами деятельности заключаются разработка, производство, сервисное обслуживание и ремонт турбореактивных авиационных двигателей и газоперекачивающих агрегатов, производство и ремонт узлов вертолетной техники (Тагирова и др., 2020).

Основной продукцией являются полые титановые рабочие лопатки вентиляторов, роторов компрессоров высокого давления, отливки для корпуса приводных агрегатов, центрального привода и валопровода, а также модули турбин низкого давления, и прочие комплектующие детали для использования на газоперекачивающих станциях. В области военно–космической отрасли ПАО «УМПО» является единственным производством по разработке, созданию и обслуживанию турбореактивных двигателей для самолётов Су-27 (двигатель АЛ-31Ф), Су-30 (АЛ-31Ф и АЛ-31ФП), Су-35С (АЛ-41Ф-1С), Су-57 (АЛ-41Ф-1), Су-25 (Р-95Ш и Р-195), узлов и агрегатов особой прочности для вертолётных «Ка» и «Ми» (Объединённая..., 2025).

АО «Уфимское агрегатное предприятие «Гидравлика» (АО «УАП «Гидравлика») – это крупное российское машиностроительное предприятие, специализирующееся на разработке и производстве комплектующих изделий и агрегатов для авиационной, ракетно-космической и оборонной техники. АО «УАП «Гидравлика» входит в состав холдинга «Технодинамика»

Государственной корпорации «Ростех». Производственные мощности предприятия оснащены современным оборудованием, позволяющим выпускать продукцию высокого качества, соответствующую строгим требованиям авиационной промышленности. Основные виды деятельности предприятия направлены на разработку и производство гидросистем, а именно на создание и производство различных гидросистем, включая насосы, гидроцилиндры, клапаны и другие компоненты, производство металлических и фторопластовых рукавов и компенсаторов, производство авиационных агрегатов (топливные баки, системы кондиционирования и др.), производство фильтров для очистки гидравлических, топливных и масляных систем.

Согласно «Ежегодному докладу о состоянии и охране окружающей среды в Республике Башкортостан за 2023 год», валовый выброс загрязняющих веществ в атмосферный воздух от АО «Уфимское агрегатное предприятие «Гидравлика» составил 0,112 тыс. тонн.

Деревообработка. «Кроношпан» Башкортостан представляет собой одно из крупнейших предприятий России, специализирующееся на производстве древесных плит. Компания является частью международного холдинга Kronospan, одного из ведущих мировых производителей древесных материалов.

Основная деятельность предприятия сосредоточена на производстве ламинированных древесно-стружечных плит (ЛДСП), древесно-волоконистых плит (ДВП), ориентированно-стружечных плит (OSB) и других видов древесных материалов. Основные технологические процессы: дробление древесины, сушка древесной щепы, формование плит с применением клея под высоким давлением и температурой, ламинирование.

Автомобильный транспорт в городе Уфе является основным видом передвижения населения, что обусловлено отсутствием метрополитена и ограниченным развитием альтернативных видов общественного транспорта. Согласно открытым данным, в настоящее время в Уфе зарегистрировано свыше 500 тыс. единиц автомобильного транспорта, что соответствует высокому уровню автомобилизации населения. Интенсивный рост количества автомобилей влечёт за собой существенное увеличение антропогенной нагрузки на окружающую среду. Передвижные источники загрязнения формируют значительную долю выбросов в атмосферный воздух (Чиглинцева и др., 2023): так, по данным за 2019 год, автотранспорт обеспечил около 22 % всех выбросов, что в абсолютном выражении составляет 127 тыс. тонн ЗВ. Для сравнения, в 2008 году доля автомобильного транспорта в структуре загрязнения атмосферы города достигала 55,8 % при наличии около 307 тыс. зарегистрированных автомобилей (Башинформ..., 2008).

Результаты исследований указывают на выраженное негативное воздействие транспортных выбросов на качество атмосферного воздуха и здоровье населения (Чиглинцева 2023). В частности, на основе геоинформационного анализа показано, что выхлопные газы

автотранспорта способствуют формированию зон повышенного риска, связанных с заболеваемостью бронхолёгочной и сердечно-сосудистой систем, а также с ростом числа аллергических и нейродегенеративных заболеваний.

Железнодорожный транспорт в Уфе представляет собой значимый компонент транспортной инфраструктуры региона и функционирует как ключевой элемент транзитного узла, обеспечивающего связь центральных районов России с Уралом и Сибирью. В городе находится девять железнодорожных станций, среди которых центральная – станция Уфа, а крупнейшая грузовая – станция Дёма.

Станция Дёма, расположенная в Дёмском районе Уфы, представляет собой стратегически важный узловой и сортировочный элемент Уфимского железнодорожного узла, осуществляющий грузовые перевозки в направлении Челябинска, Магнитогорска, Оренбурга, Самары и Ульяновска. На станции функционирует локомотивное депо, занимающееся сбором и утилизацией списанных единиц подвижного состава по всей Куйбышевской железной дороге. Грузовые операции включают приём и выдачу повагонных и мелких отправок, преимущественно на открытых площадках и подъездных путях.

Также в структуре железнодорожного узла Уфы функционируют внутригородские тупиковые ветки, обеспечивающие транспортировку продукции промышленных предприятий, в том числе нефтеперерабатывающих заводов. Ключевым элементом этой системы является станция «Бензин», расположенная в Орджоникидзевском районе города. Она представляет собой конечную точку специализированной ветки протяжённостью около 6 км, отходящей от станции Черниковка-Восточная и предназначенной для обслуживания Уфимского нефтеперерабатывающего завода (Башнефть-УНПЗ). По этой ветке осуществляется регулярная отправка нефтепродуктов, включая бензины, дизельное топливо, мазут, техническую серу и другие виды грузов. Погрузка и разгрузка производятся исключительно через подъездные пути и специализированные площадки необщего пользования, что позволяет минимизировать влияние грузового трафика на городскую улично-дорожную сеть и снизить экологическую нагрузку, связанную с автомобильными перевозками тяжёлых грузов.

Таким образом, город Уфа представляет собой пример высокоурбанизированной территории с развитым промышленным потенциалом, включающим предприятия нефтехимической, моторостроительной, металлургической, энергетической и деревообрабатывающей отраслей. Их деятельность оказывает комплексное воздействие на компоненты окружающей среды, способствуя формированию устойчивой антропогенной нагрузки.

Промышленное развитие города сопровождается поступлением в окружающую среду широкого спектра загрязняющих веществ, включая углеводородные соединения, тяжёлые

металлы, сульфаты, хлориды и другие техногенные компоненты. Эти процессы, в совокупности с природными факторами – выветриванием, засолением, изменением гидрологического режима – нарушают природные условия.

В условиях высокой техногенной трансформации ландшафтов особую актуальность приобретает задача комплексной оценки эколого–геохимического состояния городской среды. Проведение такого анализа на территории г. Уфы позволяет выявить пространственные особенности загрязнения, установить приоритетные источники и типы загрязнителей, а также обосновать меры по минимизации негативного воздействия на окружающую среду и здоровье населения.

3 МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

3.1 Отбор проб

Почва. В стремлении к устойчивому развитию признано, что почва не только является эффективным накопителем потенциальных загрязнителей, но и напрямую влияет на безопасность продуктов питания, здоровье людей и связана с устойчивым экономическим и социальным развитием, для этого необходимо поддерживать ее химическое, физическое и биологическое качество (Bezdicek et al., 1996; Dick, 1997).

В настоящей работе мы рассматриваем городские почвы, расположенные в пределах городских территорий. Городские почвы согласно SUTMA (Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas), определяются как почвы, сильно измененные деятельностью человека с резкими изменениями состава и функций, хотя в городских районах они могут включать как сильно трансформированные почвы, так и псевдо-природные (pseudo-natural) почвы (Morel et al., 2015). В данном случае мы ограничиваемся почвами городских территорий (urban soils).

С целью оценки эколого-геохимического состояния территории города Уфа и степени воздействия промышленных объектов на компоненты окружающей среды был выполнен отбор проб почв. Размещение точек пробоотбора осуществлялось по регулярной сетке с равномерным покрытием городской территории. Повышенная плотность точек отбора предусматривалась в зонах с предполагаемой наибольшей техногенной нагрузкой, в том числе вблизи крупных промышленных предприятий: нефтеперерабатывающих заводов, теплоэлектроцентралей и объектов металлообработки. Для повышения пространственной репрезентативности были также включены жилые микрорайоны, где также находятся промышленные объекты: железнодорожная перегрузочная станция «Дёма» (микрорайон Дёма), деревообрабатывающее предприятие Kronospan (микрорайон Шакша) и Затонская ТЭЦ (микрорайон Затон).

При планировании точек отбора учитывались метеорологические характеристики, в том числе преобладающее направление ветра, а также особенности городской застройки, что позволило отразить потенциальную трансграничную миграцию загрязняющих веществ. Всего было отобрано 106 проб в два этапа: в августе 2021 года – 51 проба, в августе 2022 года – 55 проб.

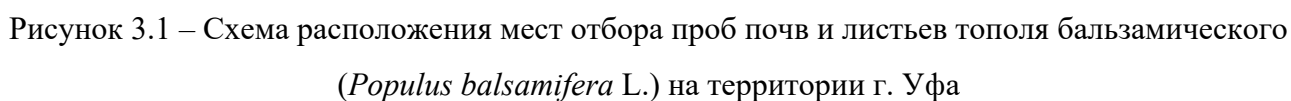
Полевые работы выполнялись с соблюдением требований ГОСТ 17.4.3.01 «Охрана природы. Почвы» и ГОСТ 17.4.4.02 «Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа». Общие требования к отбору проб» и ГОСТ 58595-2019 «Почвы. Отбор проб». Пробы отбирались на глубину 0-10 см с удалением подстилающей травяной растительности и посторонних включений. В каждой точке составлялась смешанная проба массой не менее 1 кг, сформированная из 5 точек. Для исключения

влияния локальных аномалий, связанных с точечными источниками, исключались участки вблизи дорог, мусорных площадок и других антропогенных объектов. Пробы упаковывались в полиэтиленовые мешки, маркировались и доставлялись в лабораторию. Схема размещения точек пробоотбора представлена на рисунке 3.1.

Древесная растительность. Высшие растения в течение последних десятилетий широко применяются в качестве биоиндикаторов для оценки различных видов загрязнения окружающей среды, в том числе атмосферного воздуха и почв в урбанизированных районах (Markert, 1995). Древесная растительность, благодаря своей способности к аккумуляции химических элементов, играет ключевую роль в мониторинге техногенного загрязнения и позволяет оценить уровень загрязнения тяжелыми металлами и другими вредными веществами (Sawidis et al., 2011). Листья деревьев эффективно поглощают из атмосферы мелкодисперсные частицы, снижая таким образом риски для здоровья населения, связанные с заболеваниями дыхательной и сердечно-сосудистой систем (Ito et al., 2011; Bell, 2012).

Деревья рода тополь (*Populus*), благодаря своей способности к биоаккумуляции загрязняющих веществ и чувствительности к изменениям окружающей среды, широко применяется в качестве биоиндикатора в эколого-геохимических исследованиях (Djingova et al., 1995; Юсупов и др., 2021; Дорохова и др., 2023). Морфологические особенности тополя, такие как крупные листья с трихомами и воском, развитая корневая система, способствуют эффективному захвату и накоплению загрязняющих веществ из атмосферы и почвы (Sawidis et al., 2001; Baycu et al., 2006). Высокая устойчивость к антропогенному воздействию позволяет использовать его для мониторинга окружающей среды даже в условиях высокой урбанизации и промышленной активности. Тополь бальзамический (*Populus balsamifera* L.), широко используемый в городских зеленых насаждениях, – лиственное дерево, обладающее высокой газопоглощательной способностью и устойчивостью к воздействию токсикантов (Stanton, 2004).

Для оценки экологического состояния городской среды и выявления степени антропогенного воздействия промышленных объектов на территорию г. Уфы был проведён биомониторинг с использованием листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.). Применялся стратифицированный случайный отбор: материал собирался с деревьев одного вида и приблизительно одинакового возраста, преимущественно с нижней части кроны (на высоте 1,5-2 м от уровня почвы), что соответствует зоне наиболее интенсивного контакта с атмосферными загрязнениями и находится в пределах дыхательной зоны человека. С каждого дерева отбирали по 20-30 листовых пластинок с различных ветвей по периметру кроны, что позволяло минимизировать влияние локальных загрязнений и обеспечить репрезентативность выборки. Листья отбирались без черешков и стеблей, чтобы избежать искажения результатов вследствие физиологической неоднородности тканей. Первичная масса каждой пробы составляла 50–200 г,



Методика опробования и пробоподготовки листьев тополя соответствует рекомендациям и указаниям А.И. Ермакова (1972), «Методические рекомендации...» (1981, 1982,

1990), «Инструкции...» (1983), Н.Г. Гуляевой (2002), В.А. Алексеенко (2000), А.Л. Ковалевского (2010), «Порядок отбора проб...» (2011) и другим нормативным документам и требованиям.

3.2 Пробоподготовка и методы лабораторных исследований

Пробоподготовка проб почв включала следующие этапы: предварительное высушивание проб при комнатной температуре и естественном удалении влаги, просеивание на сите с диаметром ячейки 1 мм. для удаления сторонних включений и органического материала, истирание до тонкодисперсного состояния с помощью вибрационного истирателя для последующих методов анализа.

Листья тополя высушивались при комнатной температуре. Обобщенную подготовку можно представить в виде последовательного измельчения, обугливания в фарфоровых чашках для удаления первичной влаги, озоления в муфельной печи (в фарфоровых тиглях). Процесс обугливания начинался с доведения температурного режима до 250 °С в течение первых 30 минут, далее температура поднималась на 50 °С через каждые 30 мин. и доводилась до 450 °С, после чего заданная температура устанавливалась на 180 минут. Полученная зола истиралась в ступке для максимального уменьшения фракции. Время озоления каждой партии проб составляло 5 ч. до равномерно озоленного материала белого или светло-серого цвета. Пробоподготовка образцов проводилась в соответствии с требованиями ГОСТ 26929–94 «Сырье и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация для определения содержания токсичных элементов», адаптированного для анализа почв и растительного материала.

Подготовленные пробы были направлены на комплекс аналитических исследований для определения элементного и минерального состава, а также ряда геофизических параметров. Все методы, а также количество проб представлены в таблице 3.1.

Таблица 3.1 – Методы исследования проб почв и листьев тополя

Вид исследования	Количество проб почв	Количество проб листьев тополя	Лаборатория
Инструментальный нейтронно-активационный анализ	106	106	Международный инновационный научно–образовательный центр (МИНОЦ) «Урановая геология» им. Л.П. Рихванова ТПУ
Атомно–абсорбционная спектрометрия с термическим разложением	106	106	МИНОЦ «Урановая геология» им. Л.П. Рихванова ТПУ

Продолжение таблицы на стр. 38

Вид исследования	Количество проб почв	Количество проб листьев тополя	Лаборатория
Рентгенофлуоресцентный анализ	50	—	ЦКП «Геоспектр» Геологический институт им. Н.Л. Добрецова СО РАН (г. Улан-Удэ)
Сканирующая электронная микроскопия	6	12	МИНОЦ «Урановая геология» им. Л.П. Рихванова ТПУ
Магнитная восприимчивость	104	—	МИНОЦ «Урановая геология» им. Л.П. Рихванова ТПУ
Магнитная восприимчивость	50	—	Институт геологии и нефтегазовых технологий КФУ
Магнитная восприимчивость	50	—	
ИТОГО (измерений)	472	224	

Инструментально нейтронно-активационный анализ. Для инструментального нейтронно-активационного анализа на 28 химических элементов пробы листьев тополя (после озоления) и почв (после вибрационного истрителя) массой 100 мг упаковывались в капсулы (3 x 3 мм) из алюминиевой фольги. Анализ проводился в ядерно-геохимической лаборатории Международного инновационного научно-образовательного центра (МИНОЦ) «Урановая геология» им. Л.П. Рихванова на базе исследовательского ядерного реактора ИРТ-Т ТПУ (методика измерений НСАМ ВИМС №510-ЯФ, аналитики – А.Ф. Судыко, Л.Ф. Богутская). Продолжительность облучения проб в канале реактора составляла 20 часов при плотности потока тепловых нейтронов $1 \cdot 10^{13}$ нейтрон/см²*сек. Измерение содержания химических элементов (Na, Ca, Sc, Cr, Fe, Co, Zn, As, Br, Rb, Sr, Ag, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu, Hf, Ta, Au, Th U) в облученных пробах производилось на многоканальном анализаторе импульсов Сапвечча с полупроводниковым Ge-детектором G3518. Среднеквадратичная погрешность определения содержания химических элементов составила не более 30%.

Атомно-абсорбционная спектрометрия. Анализ содержания ртути в образцах выполнялся в лаборатории микроэлементного анализа в МИНОЦ «Урановая геология» методом атомно-абсорбционной спектрометрии с термическим разложением на ртутном анализаторе «РА-915М» с приставкой «ПИРО-915+» (консультанты – к.х.н. Н.А. Осипова и к.г.-м.н. Е.Е. Ляпина). Предел обнаружения Hg составляет 5 нг/г.

Рентгеноспектральный флуоресцентный анализ. Содержание химических элементов в почве определяли в ЦКП «Геоспектр» Геологического института им. Н.Л. Добрецова СО РАН (г. Улан-Удэ) рентгенофлуоресцентным методом на кристалл-дифракционном спектрометре

ARL Perform'X 4200 (Швейцария). Рентгеноспектральный флуоресцентный анализ (РФА) основан на определении элементного состава веществ по характеристическому рентгеновскому излучению атомов, испускаемому при облучении рентгеновским излучением. Спектрометр оснащен рентгеновской трубкой с родиевым анодом, 9 кристаллами-анализаторами, 4 коллиматорами и 7 фильтрами первичного излучения. Максимальное напряжение в приборе достигает 70 кВ, максимальная мощность родиевой трубки 4,2 кВт. В приборе используется два детектора: FPS – проточно-пропорциональный и SC – сцинтилляционный.

Для определения пороодообразующих и примесных элементов (около 50 элементов) в ГИН СО РАН разработаны методики, основанные на способе стандарта-фона.

Гомогенный анализируемый материал (диаметр частиц около 0,074 мм) предварительно высушивался при 105 °С в течение 2 часов. Далее для определения потери при прокаливании (ППП) образцы прокаливались в течение 2 часов при температуре 950 °С. Затем проба массой 2,5 г, утрамбовывалась в кювету с дном из майларовой пленки. Облучение проводилось в среде гелия. Время, затрачиваемое на анализ 50 элементов, составляло 60 минут. Полученные спектры обрабатывались в программе OXSAS.

Сканирующая электронная микроскопия. Изучение форм нахождения химических элементов в электромагнитной фракции почвенного покрова и на поверхности листьев тополя проводилось в МИНОЦ «Урановая геология» ТПУ на сканирующем электронном микроскопе (СЭМ) Hitachi S-3400N с ЭДС Bruker XFlash 4010/5010 для проведения рентгеноспектрального анализа (консультант – к.г.-м.н. С.С. Ильенко).

Магнитная восприимчивость. Определение объемной магнитной восприимчивости (МВ) проводилось каппаметром КТ-5 в МИНОЦ «Урановая геология» ТПУ с использованием методики, защищенной патентом РФ № 2133487. Мерный стакан из немагнитного материала позволял выдерживать одинаковый объем пробы, что необходимо для корректного сопоставления результатов измерений. Измерения МВ проб проводилось для фракции частиц размерами менее 1 мм. Для каждой пробы определялся вес, а затем определялась магнитная восприимчивость в режиме трехкратного измерения для исключения ошибки.

Определение удельной МВ (χ) проводилось на базе Института геологии и нефтегазовых технологий Казанского федерального университета на коэрцитивном спектрометре «J_meter» при комнатной температуре. Для образцов в автоматическом режиме измерялись кривые нормального остаточного намагничивания при непрерывном росте внешнего магнитного поля до 1.5 Тл (шаг 1 мТ), что позволило вычислить нормальную остаточную намагниченность насыщения (M_{rs}), намагниченность насыщения (M_s), коэрцитивную силу (H_c) и коэрцитивную силу остаточной намагниченности насыщения (H_{cr}) образцов. Также, в результате были получены полные петли гистерезиса одновременно по остаточной и индуктивной

намагниченности и терромагнитные кривые. По кривым нормального намагничивания с помощью апробированных методик (Kosareva et al., 2015) был определен общий магнитный сигнал (K_{full}), позволивший определить вклад ее различных компонентов: ферромагнитной (K_{ferro}), диа-/парамагнитной (K_{para}) и суперпарамагнитной (K_{super}).

Контроль качества. Достоверность результатов ИНАА дополнительно подтверждена межлабораторным контролем. В рамках данного этапа содержания химических элементов оценивались в контрольных пробах, составляющих до 40% от общего числа анализируемых образцов, с использованием количественных методов анализа в другой аккредитованной лаборатории, применяющей аттестованные методики (ЦКП «Геоспектр» Геологического института им. Н.Л. Добрецова СО РАН). На рисунке 3.2 представлены данные о сопоставимости результатов определения спектра химических элементов в почвенном покрове методами ИНАА и РФА.

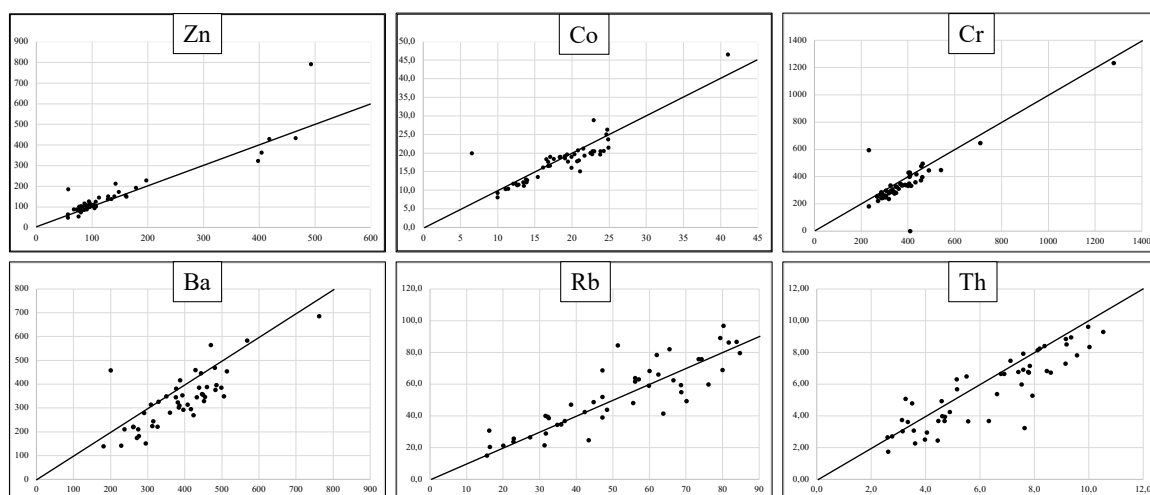


Рисунок 3.2 – Сходимость результатов параллельного определения некоторых элементов в почве методом ИНАА и РФА (мг/кг)

На рисунке 3.3 представлены данные о корреляции результатов определения объёмной магнитной восприимчивости в почве на территории г. Уфа с коэрцитивным спектрометром «J_meter», а также корреляция между объёмной магнитной восприимчивостью с экспресс оценкой с помощью оборудования КТ-5.

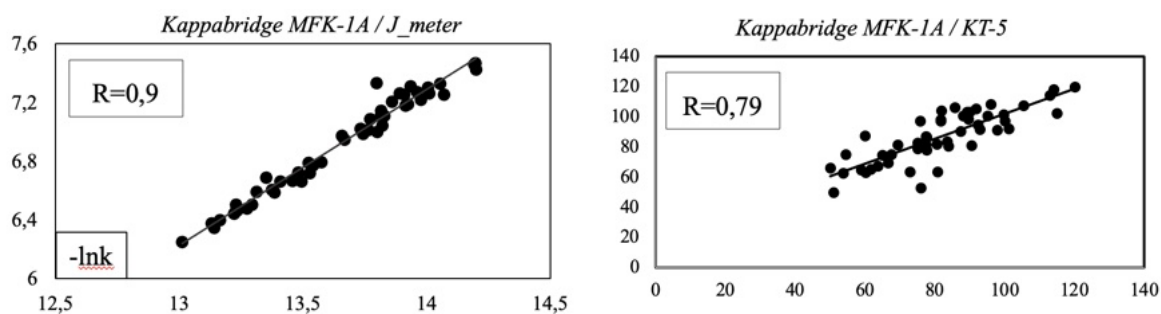


Рисунок 3.3 – Корреляция результатов параллельного определения объёмной (Kappabridge MFK-1F и КТ-5) и удельной магнитной восприимчивости (J_{meter})

Корреляционный анализ показал, что корреляция объёмной магнитной восприимчивости почв с параметрами коэрцитивного спектрометра J_meter высокая ($r=0,90$), тогда как с экспресс-оценками по КТ-5 она заметно слабее ($r=0,79$). Это указывает, что данные J_meter лучше воспроизводят вариации магнитного сигнала (вероятно, за счёт чувствительности к доле ферромагнетика), тогда как КТ-5 подходит преимущественно для оперативного картирования участков. Более низкая корреляция с КТ-5 может объясняться разницей в объёме анализируемой пробы, влиянием неоднородности почвы и калибровочными погрешностями.

3.3 Обработка результатов аналитических исследований

Для обработки и обобщения результатов аналитических исследований применялось следующее программное обеспечение: Microsoft Office Excel 2019 и STATISTICA 9.0.

Для описания распределения данных были рассчитаны основные характеристики: среднее арифметическое, стандартное отклонение, минимальные и максимальные значения, медиана и мода. Для оценки вариабельности данных был использован коэффициент вариации. Нормальность распределения проверялась с помощью критериев Пирсона χ^2 и Колмогорова–Смирнова. Для визуализации распределений были построены гистограммы с наложением теоретической кривой нормального распределения. Уровень надежности всех статистических тестов был установлен на 95%.

При построении карт–схем пространственного распределения геохимических показателей использовалась программа Golden Software Surfer 11, для создания карт распределения элементов применялся метод Kriging, метод пространственной интерполяции, используемый для оценки значений переменной в невыборочных точках на основе известных значений в соседних точках. Метод основан на предположении о пространственной автокорреляции, которая выражается через вариограмму. Kriging позволяет создавать непрерывные поверхности, отражающие пространственную изменчивость данных (Демьянов, Савельева, 2010).

При расчётах эколого-геохимических показателей использовались медианные значения, так как выборка химических элементов демонстрирует значительную степень неоднородности, что сказывается на среднем арифметическом значении. В таких ситуациях медианные значения предоставляют более точное представление о среднем содержании элемента, так как они устойчивы к статистическим аномалиям, таким как выбросы или «ураганные точки».

3.3.1. Эколого-геохимические показатели

Для оценки эколого-геохимического состояния территории с использованием почв и листьев тополя рассчитывались следующие показатели:

1. Коэффициент концентрации (K_c):

$$K_c = C_n / C_{\phi}, (1)$$

где C_n – содержание элемента в исследуемой среде, C_{ϕ} – его фоновое содержание. В качестве фона было использованы данные по средним содержаниям химических элементов по урбанизированным территориям и селитебным ландшафтам (Kabata–Pendias, 2001, Алексеенко, Алексеенко, 2013, Юсупов, 2022). Значения коэффициента концентрации $K_c > 1$ ед., свидетельствуют об аккумуляции элемента. Элементы с $K_c > 2$ были классифицированы как значительно аккумулирующиеся (Сае, 1990). Для ранжирования накопления химических элементов был составлен геохимический ряд, представляющий собой упорядоченный порядок убывания значений K_c список элементов.

Использование геохимических рядов в геоэкологии позволяет проводить более точные исследования состава почв и выявлять потенциально опасные зоны загрязнения. В сочетании с методами статистического анализа и моделирования, геохимические ряды представляют собой инструмент для выявления аномалий химического состава почв, определяя отклонения концентраций элементов от фоновых значений, что может указывать на техногенное загрязнение. Кроме того, они помогают определять источники загрязнения, разделяя природные и антропогенные факторы поступления элементов в почву, а также способны помогать в понимании миграции элементов в другие среды.

2. Суммарный показатель загрязнения (Z_c):

$$Z_c = \sum K_c - (n - 1), (2)$$

где K_c – коэффициент концентрации, n – количество изучаемых элементов, при $K_c > 1$.

Показатель был введен Ю.Е. Сае (Сае, 1982; Геохимия..., 1990) для почв и снега, но также успешно применяется при исследовании древесной растительности (Неверова, 2009).

3. Индекс нагрузки загрязнения (PLI), используемый для оценки качества состояния окружающей среды и по формуле:

$$PLI = (K_{c1} \times K_{c2} \times \dots \times K_{cn})^{1/n}, (3)$$

где K_{c1} , K_{c2} и K_{cn} – коэффициенты концентраций элементов.

Для почв и растительности показатель PLI разделяет пробы на: загрязненная ($PLI > 1$), с базовым уровнем загрязнения (незначительно загрязненная) ($PLI = 1$), незагрязненная ($PLI < 1$) (Angulo, 1996).

Для почв дополнительно рассчитывались показатели, характеризующие уровень загрязнения и оценку влияния антропогенных источников.

4. Индекс геоаккумуляции (I_{geo}) рассчитывался по формуле:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5} \times C_{\phi} \right), (4)$$

где C_n – концентрация химического элемента (мг/кг), C_f – фоновое значение концентраций металлов (мг/кг) в урбанизированной почве.

Показатель использовался для оценки загрязнения почв конкретным металлом, оценивая обогащение металлами изучаемых проб к значениям принятых за фоновые. Значения $I_{geo} \leq 0$ соответствуют незагрязнённому состоянию, дальнейший рост индекса отражает возрастающую степень техногенного влияния: при $0 < I_{geo} \leq 1$ речь идёт о переходе от незагрязнённого к умеренно загрязнённому состоянию, при $1 < I_{geo} \leq 2$ – об умеренном загрязнении, при $2 < I_{geo} \leq 3$ – об умеренно сильном, при $3 < I_{geo} \leq 4$ – о сильном, при $4 < I_{geo} \leq 5$ – о сильном до чрезвычайного, а при $I_{geo} > 5$ – о чрезвычайном загрязнении (Barbieri, 2016).

5. Коэффициент обогащения (EF) рассчитывался по формуле:

$$EF = \frac{\left(\frac{C_n}{C_m}\right)_{\text{sample}}}{\left(\frac{C_n}{C_m}\right)_{\text{background}}}, \quad (5)$$

где $(C_n/C_m)_{\text{sample}}$ – соотношение между концентрацией элемента n и Fe в пробе, $(C_n/C_m)_{\text{background}}$ – соотношение между фоновыми концентрациями элемента n и Fe.

Показатель позволяет оценить влияние антропогенных источников на окружающую среду. Этот фактор определяет нормализацию концентрации элемента, загрязнение которого оценивается по концентрации эталонного металла с низкой вариабельностью встречаемости в земной коре (Barbieri et al., 2016).

Коэффициент обогащения применяется для оценки уровня антропогенного воздействия на концентрацию химических элементов в почве. Он позволяет дифференцировать природные и техногенные источники загрязнения, нормализуя концентрацию металла относительно устойчивого эталонного элемента (например, Fe). Чувствительность к фоновым концентрациям является ключевым различием между индексом геоаккумуляции и коэффициентом обогащения. I_{geo} основывается на фиксированном фоновом значении, что может приводить к завышению или занижению степени загрязнения, особенно в регионах с природно высоким или низким содержанием тяжелых металлов. Это ограничивает его применимость в зонах с неоднородными геохимическими условиями. В отличие от него, EF учитывает соотношение концентрации металла к эталонному элементу, что снижает влияние региональных вариаций и повышает точность оценки антропогенного вклада. Это делает EF более гибким инструментом для оценки загрязнения почв и осадков.

Наиболее часто используемым элементом для расчета EF является Fe. Это обусловлено несколькими причинами. Во-первых, Fe является одним из наиболее распространённых элементов в земной коре и входит в состав большинства минералов, что делает его стабильным фоновым компонентом. Во-вторых, оно относительно слабо подвержено техногенной миграции по сравнению с другими металлами и демонстрирует устойчивость в различных геохимических

условиях. В рамках данного исследования выбор Fe в качестве нормирующего элемента подтверждается статистическими характеристиками: в нашей выборке коэффициент размаха для Fe значительно ниже, чем у других анализируемых элементов, а коэффициент вариации указывает на высокую однородность выборки. Это свидетельствует о его стабильном распределении в почве и обоснованности использования Fe в качестве эталона для оценки уровня техногенного обогащения других элементов.

EF имеет 5 классов: $EF < 2$ – минимальный дефицит обогащения минералами; $2 < EF < 5$ – умеренное обогащение; $5 < EF < 20$ – значительное обогащение; $20 < EF < 40$ – очень высокое обогащение; $EF > 40$ – чрезвычайно высокое обогащение (Barbieri, 2016).

6. Для оценки перехода химических элементов из почвы в растения (тополь бальзамический) использовался широко известный показатель, как коэффициент биологического поглощения (A_x). A_x является показателем, отражающим способность растений накапливать химические элементы из почвенной среды. Он используется для оценки степени биодоступности элементов и селективности их усвоения растительным организмом. Расчёт A_x проводится по формуле:

$$A_x = \frac{C_n (\text{зола})}{C_n (\text{почва})}, (6)$$

где C_n (зола) – содержание химического элемента в золе растения (мг/кг), C_n (почва) – содержание химического элемента в горной породе или почве (мг/кг), на которой произрастает данное растение.

На основании рассчитанных значений A_x можно классифицировать степень биологического накопления: $A_x < 0,1$ – элементы слабого биологического захвата, $0,1 < A_x < 1$ – элементы умеренного накопления, $A_x > 1$ – элементы с выраженной способностью к биологическому поглощению. Данный коэффициент позволяет выявить особенности поведения элементов в системе «почва–растение» и служит инструментом биоиндикации техногенного загрязнения окружающей среды (Дегтярев, 2024).

3.3.2. Оценка риска для здоровья населения от воздействия потенциально токсичных элементов

1. Экологический риск (RI) один из распространенных методов оценки экологического риска (Gond et al., 2008), был принят для оценки общих экологических рисков загрязнения почв. Представленный количественный методологический подход, разработанный в работе Хакансона (Hakanson, 1980), обсуждает включение коэффициента токсической реакции (T_r), который учитывает индивидуальную токсичность каждого металла.

$$E_r = T_r \times \frac{c_n}{c_\phi}, (7)$$

где T_r – коэффициент токсической реакции для каждого химического элемента, C_n – концентрация химических элементов в почве, C_{ϕ} – фоновая концентрация химических элементов в почве.

Значения коэффициента токсической реакции по Хакансону приведены в таблице 3.3. Этот индекс классифицирует химический элемент по пяти категориям: низкий экологический риск ($E_r < 40$), умеренный экологический риск ($40 < E_r < 80$), значительный экологический риск ($80 < E_r < 160$), высокий экологический риск ($160 < E_r < 320$), серьезный экологический риск ($E_r > 320$) (Xu et al., 2008).

Таблица 3.2 – Факторы токсичности тяжелых металлов и металлоидов

Химический элемент	Hg	Pb	Zn	As	Cr	Co	Ni	Cu	Mn
Значение (ед.)	40	5	1	10	2	5	5	5	1

Для оценки экологического риска, связанного с загрязнением редкоземельными элементами (REE), была применена методика индекса потенциального экологического риска, широко используемая при анализе загрязнения тяжелыми металлами. Данный метод основан на индексах токсичности исследованных элементов (таблица 3.3).

Таблица 3.3 – Факторы токсичности редкоземельных элементов (Chen et al., 2020)

Химический элемент	La	Ce	Pr	Nd	Sm
Значение (ед.)	1	1	5	2	5
Химический элемент	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho
Значение (ед.)	10	5	10	5	10
Химический элемент	Er	Tm	Yb	Lu	Y
Значение (ед.)	5	10	5	20	2

2. Индекс PERI оценивает экологический риск, связанный со всеми химическими элементами, присутствующими в исследуемом регионе, определяемый суммой индивидуальных экологических рисков этих элементов (Weissmannová et al., 2017) и рассчитывается по формуле:

$$PERI = \sum E_r, (8)$$

где PERI классифицирует почвы и отложения на четыре категории, а именно: низкий экологический риск ($PERI < 150$), умеренный экологический риск ($150 < PERI < 300$), высокий потенциальный экологический риск ($300 < PERI < 600$), значительно высокий экологический риск ($PERI > 600$) (Hakanson, 1980).

3. Оценка риска для здоровья населения от воздействия потенциально токсичных элементов.

Суммарный показатель трех путей поступления из почвенного покрова, включая проглатывание (ADD_{ing}), вдыхание (ADD_{inh}) и контакт с кожей (ADD_{derm}), в $мг \times кг^{-1} \times день^{-1}$ металлов, включая Hg, Pb, Zn, As, Cr, Co, Ni и Cu, для взрослого населения был рассчитан по следующим формулам:

$$ADD_{ing} = \frac{Cn \times Ing_R \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}, (9)$$

$$ADD_{inh} = \frac{Cn \times Inh_R \times CF \times EF \times ED \times FSPO \times PEF \times PM10}{BW \times AT}, (10)$$

$$ADD_{der} = \frac{Cn \times SA \times CF \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT}, (11)$$

Для детей значения рассчитывались по формулам:

$$ADD_{ing} = \frac{Cn \times EF \times CF}{AT} \times \left(\frac{Ing_R(Adult)ED(Adult)}{BW(Adult)} + \frac{Ing_R(Child)ED(Child)}{BW(Child)} \right), (12)$$

$$ADD_{inh} = \frac{Cn \times EF \times FSPO \times CF \times PEF \times PM10}{AT} \times \left(\frac{Inh_R(Adult)ED(Adult)}{BW(Adult)} + \frac{Inh_R(Child)ED(Child)}{BW(Child)} \right), (13)$$

$$ADD_{der} = \frac{Cn \times EF \times CF \times AF \times ABS}{AT} \times \left(\frac{SA(Adult)ED(Adult)}{BW(Adult)} + \frac{SA(Child)ED(Child)}{BW(Child)} \right), (14)$$

где для расчетов были взяты постоянные константы, представленные в таблице 3.4.

Таблица 3.4 – Референтные параметры и нормативные значения для оценки канцерогенного и неканцерогенного риска воздействия потенциально токсичных элементов, содержащихся в городских почвах, на здоровье населения

Переменная	Параметр	Единица измерения	Значение для взрослого		Значение для ребёнка
ED	продолжительность воздействия	год	24		6
BW	средняя масса тела	кг.	70		15
EF	частота воздействия	сут./год	180		180
AT	среднее время	сут.	Канц.	27740	27740
			Неканц.	9125	9125
IngR	Скорость проникновения	мг/сут.	200		100
InhR	Скорость ингаляции	м³/сут.	14,7		7,63
SA	площадь поверхности открытой кожи	см²	5400		2800
AF	коэффициент прилипания почвы к коже	ед.	0,2		0,07
PEF	коэффициент выброса частиц	м³/кг.	1,36*10 ⁹		
ABF	коэффициент поглощения кожей	ед.	0,03 для As и 0,001 для других металлов		

4. Для оценки потенциального риска для здоровья, связанного с неканцерогенным воздействием металлов в почвах, был использован метод, предоставленный Агентством по охране окружающей среды США. Коэффициент опасности (HQ) был рассчитан как отношение ADD_i и контрольной дозы (RfD) для данного металла по формуле:

$$HQ = \frac{ADD_i}{RfD}, (15)$$

где RfD – эталонная доза i -го металла (мг/кг в день). Эта доза является максимально допустимой концентрацией металла, не оказывающим вредного воздействия на здоровье человека (Barnes, Dourson, 1988).

Таблица 3.5 – Эталонные (референтные) дозы химических элементов для расчета неканцерогенного риска

Элемент	RfD_{ing}	RfD_{inh}	RfD_{der}
As	3,00E-04	3,00E-04	1,23E-04
Co	2,00E-03	–	1,60E-02
Cr	3,00E-03	2,86E-05	6,00E-05
Cu	4,00E-02	4,02E-02	1,02E-02
Hg	3,00E-04	8,06E-05	2,01E-05
Ni	2,00E-02	2,06E-02	5,40E-03
Pb	3,50E-03	3,52E-03	5,25E-04
Zn	3,00E-01	3,00E-01	6,00E-02

5. Суммарный коэффициент опасности (HI) как сумма коэффициентов опасности разных путей поступления, используемая для оценки общего неканцерогенного воздействия, оказываемого несколькими металлами, рассчитывается по формуле:

$$HI = \sum HQ_i, (16)$$

Если значение $HI < 1$, то маловероятно, что подвергшийся воздействию человек испытает очевидные неблагоприятные последствия для здоровья; если значение $HI > 1$, может существовать риск неканцерогенных эффектов.

6. Канцерогенный риск определяется как вероятность развития у человека любого типа злокачественных образований в течение всей его жизни в результате воздействия канцерогенных веществ. Показатель риска рассчитывается по формуле:

$$Cr_i = \sum ADD_i \times SF_i, (17)$$

где ADD_i для взрослых и детей были рассчитаны ранее по формулам 9, 10, 11 и 12, 13, 14, соответственно. SF_i – эталонные дозы химических элементов представленные в таблице 3.6.

Таблица 3.6 – Эталонные (референтные) дозы химических элементов для расчета канцерогенного риска

Элемент	SF_{ing}	SF_{inh}	SF_{der}
As	1,50E+00	1,51E+01	3,66E+00
Cr	5,00E-01	4,20E+01	2,00E+01

TCR (общий канцерогенный риск) рассчитывается по формуле:

$$TCR = Cr_{ing} + Cr_{inh} + Cr_{der}, (18)$$

Значения TCR должны находиться в диапазоне от 1×10^{-6} до 1×10^{-4} . Это соответствует общепринятому диапазону приемлемого индивидуального канцерогенного риска. Значения в этих пределах, как правило, рассматриваются как допустимые с точки зрения охраны здоровья (при отсутствии дополнительных факторов обеспокоенности). Как описывается в литературных данных, риски меньше $1,0 \times 10^{-6}$ считаются игнорируемыми, риски, лежащие в диапазоне от $1,0 \times 10^{-4}$ до $1,0 \times 10^{-6}$, обычно считаются приемлемыми, а риски, превышающие $1,0 \times 10^{-4}$ подразумевают пожизненный канцерогенный эффект.

Таким образом, отбор и пробоподготовка проб были выполнены в соответствии с действующими нормативными регламентами и методическими рекомендациями. Для определения химического и минерально-вещественного состава использован комплекс современных аналитических методов, реализованных в аккредитованных лабораториях с применением аттестованных методик. Обработка полученных данных осуществлялась с использованием системы эколого–геохимических показателей и методов оценки риска для здоровья населения. Это позволило получить достоверные сведения о степени загрязнения почв и растительности на территории г. Уфа, выделить зоны с повышенным содержанием химических элементов, установить их пространственное распределение, определить возможные источники загрязнения и провести оценку канцерогенного и неканцерогенного риска в условиях техногенной нагрузки мегаполиса.

4 ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ НА ТЕРРИТОРИИ Г. УФА

4.1 Геохимические особенности почв

На основе данных о содержании 39 химических элементов в почве выполнен статистический анализ, позволивший оценить вариабельность, выявить аномалии и установить характер загрязнения.

Таблица 4.1 – Основные статистические параметры 39 химических элементов в почве на территории города Уфа, мг/кг.

Элемент	х	SEM (±)	Geom.	М	Min.	Max.	S	A	E
Na	6668	212	6300	6546	2148	12736	2178	0,36	–0,13
Cl	97,7	26,6	55,0	51,5	11,0	1262	188	5,3	31,3
S	1871	174	1594	1443	600	7458	1233	2,32	7,69
Ca	41864	2231	37779	35973	14309	185815	22972	3,10	15,1
Sc	9,02	0,35	7,68	9,61	0,05	16,6	3,59	–0,32	–0,56
V	106	4	102	111	51,0	160	27,0	–0,37	–0,67
Cr	374	15,5	333	338	0,78	1231	160	1,92	7,34
Fe	30412	767	29255	32471	9990	48772	7895	–0,29	–0,43
Co	16,6	0,52	15,8	17,4	8	46,5	5,36	1,53	8,00
Ni	101	6,64	94,2	99,0	45,0	378	46,9	4,31	25,3
Cu	51,1	5,08	45,6	42,0	21,0	243	35,9	4,15	19,2
Zn	148	14,5	122	109	29,8	1292	149	5,36	35,7
Ga	9,9	0,46	9,36	10,0	4,50	15,0	3,00	–0,22	–1,07
As	6,58	0,24	6,24	6,43	1,99	22,4	2,42	2,97	16,8
Br	5,95	0,36	4,89	5,34	0,39	18,1	3,75	1,30	1,70
Rb	47,6	2,1	42,4	45,6	9,9	102	21,8	0,45	–0,43
Sr	73,0	6,3	51,7	30,0	2	267	64,6	1,28	0,55
Y	19,8	0,86	18,8	20,5	9	29,0	6	–0,16	–1,17
Zr	181	11,0	162	170	51,0	308	77,8	0,03	–1,32
Nb	8,10	0,53	6,99	8,10	1,30	14,0	3,73	–0,15	–1,03
Ag	0,53	0,03	0,51	0,50	0,27	3,10	0,26	9,77	98,2
Sb	1,11	0,08	0,96	0,86	0,32	5,50	0,78	4	16,9
Cs	2,44	0,12	2,10	2,41	0,37	6,30	1,19	0,36	–0,10
Ba	335	23,5	304	314	103	2603	242	7,96	74,5
La	20,9	1,00	19,4	20,7	8	103	10,3	4,88	38,7
Ce	46,0	1,71	43,4	47,0	14,6	169	17,6	3,16	21,6
Nd	22,6	1,51	16,6	18,9	0,50	90,8	15,6	1,51	3,29
Sm	4,45	0,18	4,08	4,24	0,48	10,6	1,83	0,93	1,46
Eu	0,88	0,04	0,80	0,86	0,24	2,00	0,37	0,37	–0,11
Tb	0,66	0,03	0,58	0,61	0,11	1,60	0,31	0,69	0,25

Продолжение таблицы на стр. 50

Элемент	x	SEM (±)	Geom.	M	Min.	Max.	S	A	E
Yb	1,90	0,06	1,79	1,95	0,72	3,20	0,63	–0,04	–1,00
Lu	0,29	0,01	0,27	0,28	0,10	0,50	0,11	0,21	–0,90
Hf	4,22	0,18	3,78	4,15	1,22	8,40	1,86	0,23	–0,99
Ta	0,46	0,04	0,27	0,42	0,01	1,80	0,37	1,04	1,21
Au	0,01	0,00	0,001	0,00	0,00	0,00	0,01	3,47	16,9
Hg	0,05	0,01	0,04	0,03	0,01	0,50	0,08	4,44	21,7
Pb	45,3	9	30,2	22,0	10,0	379	63,2	3,79	16,5
Th	5,15	0,20	4,70	5,23	1,70	9,6	2,07	0,13	–1,03
U	1,50	0,06	1,39	1,49	0,55	3,20	0,57	0,44	–0,06

Примечание: SEM– стандартная ошибка среднего; Geom.– геометрическое среднее; M– медиана; Min.– минимум; Max.– максимум; S– стандартное отклонение; A– асимметрия; E– эксцесс.

Максимальные значения характерны для макроэлементов, которые содержатся в выборке в высоких концентрациях (более 1000 мг/кг) и играют ключевую роль в формировании химического состава почв. К этой группе относятся Ca, Na, Fe и S.

Наибольшая концентрация в выборке характерна для Ca, это обусловлено его присутствием в составе карбонатных и силикатных минералов, являющихся характерными компонентами геологических пород, распространённых на территории города, и формирующих фоновый химический состав почвенного профиля (Абдрахманов, Смирнов, 2016). Fe также играет значительную роль в минералообразовании (Deer et al., 2013), что объясняет его высокое содержание. В окрестностях исследуемой территории широко распространены осадочные породы пермского возраста, среди которых характерны «красноцветные» песчаники и мергели. Их красная и буро-коричневая окраска связана с присутствием соединений Fe, прежде всего оксидов и гидроксидов. Высокое содержание серы в образцах указывает на присутствие сульфатных минералов (Абдрахманов, 2010). В осадочных толщах, распространённых вокруг Уфы, это чаще всего гипс и ангидрит, поскольку в пермских породах Предуралья широко развиты эвапориты — пласты и линзы сульфатно-карбонатной толщи. Следовательно, макроэлементы в выборке определяют основные геохимические процессы и отражают литологические особенности исследуемой среды.

В нашей выборке к элементам с содержанием до 1000 мг/кг и одновременно типичным для местной литологии относятся Sr и Ba. Их средние арифметические значения составляют 73 и 335 мг/кг, соответственно. Sr изоморфно замещает Ca в гипсе и карбонатах, поэтому его концентрации обычно варьируют от десятков до нескольких сотен мг/кг, с максимальными значениями до 267 мг/кг. Ba преимущественно связан с баритом, который характерен для пермских сульфатно-карбонатных толщ Предуралья, где встречается в виде рассеянных зёрен и мелких прожилков. Концентрация Ba в пробах составляла от 103 до 2603 мг/кг при медиане 314 мг/кг. Таким образом, фиксируемые нами уровни Sr и Ba согласуются с эвапоритово-

карбонатной природой вмещающих пород и отражают их обычные минералого-геохимические особенности.

Коэффициент вариации используется для оценки неоднородности распределения химических элементов в почвах. Его значения отражают степень влияния природных и/или техногенных факторов на формирование химического состава.

Таблица 4.2 – Распределение изученных химических элементов по характеру однородности в почве на территории города Уфа

Коэффициент вариации	Характер распределения	Химические элементы
<39	Однородный	Ce, U, Lu, As, Yb, Na, Co, Y, Ga, Fe, V
40–79	Неоднородный	Ba, Cu, Sb, Nd, S, Br, Ca, Ag, La, Cs, Tb, Ni, Nb, Rb, Hf, Zr, Cr, Eu, Sm, Th, Sc
80–119	Сильно неоднородный	Au, Zn, Sr, Ta
>120	Крайне неоднородный	Cl, Hg, Pb

Результаты показывают, что выборка элементов не имеет общего характера распределения, а варьирует в зависимости от их геохимических свойств и факторов формирования. В зависимости от характера распределения элементы распределяются по четырем группам. К первой группе относятся элементы с однородным распределением. Их концентрация относительно стабильна, что характерно для элементов с фоновым природным распределением. Включение Na и Fe в эту группу может свидетельствовать об их равномерном присутствии в почве за счёт природных геохимических процессов. Во вторую группу попадают элементы с неоднородным распределением, чьи концентрации варьируют в зависимости от природных и антропогенных факторов. К третьей группе относятся элементы с сильно неоднородным распределением. Это свидетельствует о значительных колебаниях их содержания в почвах. Au встречается в редких точках с высоким содержанием, Zn вероятнее всего может быть связан с промышленными загрязнениями, а Sr часто ассоциируется с карбонатными породами. Четвёртая группа включает элементы с крайне неоднородным распределением. Их высокая вариабельность свидетельствует о наличии локальных источников загрязнения. Cl может поступать в почвы с дорожными реагентами (Судник, Вознячук, 2020) и промышленными выбросами (Keene et al., 1999), а Hg и Pb являются типичными техногенными загрязнителями, связанными с транспортом, металлургическим производством и промышленными выбросами (Мудрый, 1997).

Таким образом, элементы с низкой вариабельностью (например, Fe, Na, U) в целом отражают литогенную, фоновую составляющую и связаны с минеральным субстратом почв. Однако в этой же группе встречаются Ce, As, Co и V — элементы, не характерные для геологического строения исследуемой территории, поэтому низкий коэффициент вариации сам по себе не доказывает литогенное происхождение. Однородная картина распределения может

быть следствием равномерного антропогенного привноса (широко рассеянные выбросы транспорта, энергетических и промышленных источников), сглаживающего пространственные различия (Saby et al., 2006). Напротив, элементы с высокой изменчивостью и крайне неоднородным распределением — например, Pb, Hg, Cl, обычно указывают на локальное техногенное загрязнение, более точное характеру распределения, с выраженными ореолами рассеяния вокруг конкретных источников (промплощадки, транспортные узлы, зоны сжигания углеводородов).

Кластерный анализ методом Варда для почв г. Уфы выделил семь устойчивых групп элементов (рисунок 4.1). Полученная структура согласуется с геологией территории: доминируют литогенные ассоциации, контролируемые глинисто-оксидной матрицей и акцессорными минералами, отдельно проявляется карбонатный блок, а также фиксируются три техногенных кластера, связанные с транспортно-промышленными источниками.

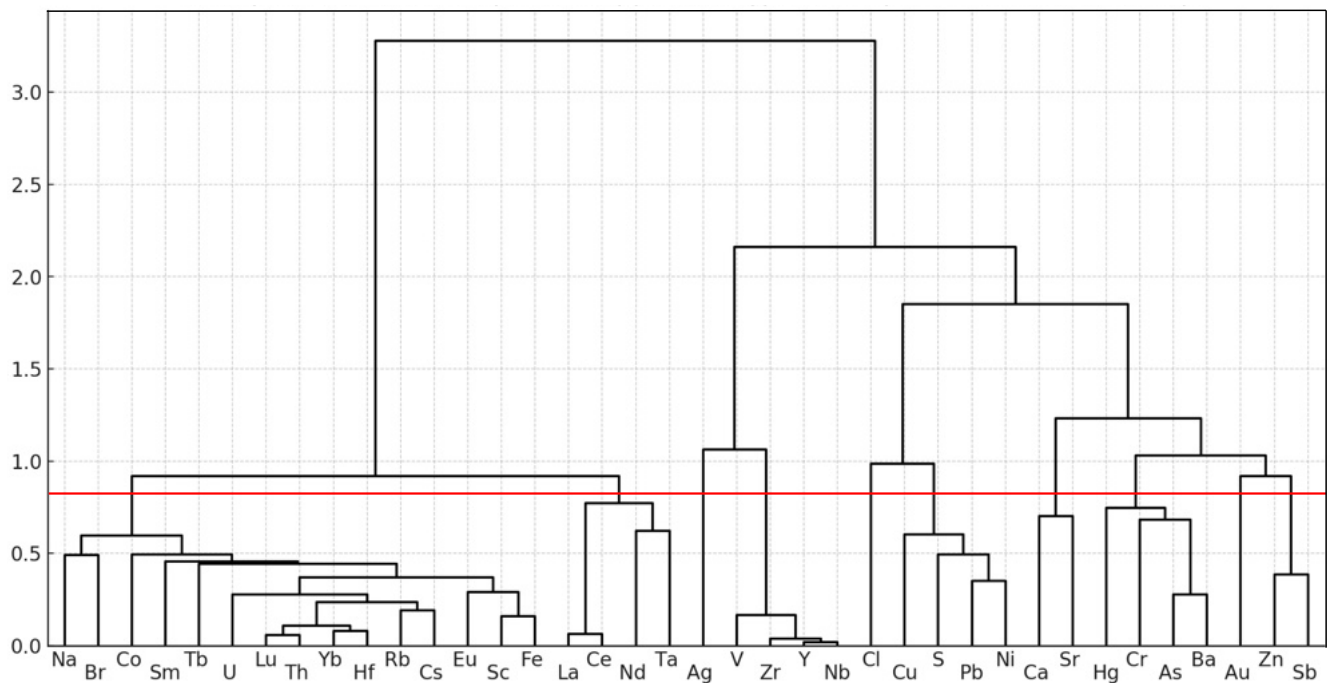


Рисунок 4.1 – Дендрограмма корреляционной матрицы геохимического спектра элементов в почве на территории г. Уфа (Метод Варда, $1 - \text{Pearson } r(0,14) = 0,86$; объем выборки – 106 проб)

В результате кластерного анализа удалось выделить семь ассоциаций элементов, различающихся по составу и возможным источникам поступления: кластер 1 (Na, Br, Co, Sm, Tb, U, Lu, Th, Yb, Hf, Rb, Cs, Eu, Sc, Fe), кластер 2 (La, Ce, Nd, Ta), кластер 3 (V, Zr, Y, Nb), кластер 4 (Cu, S, Pb, Ni), кластер 5 (Ca, Sr), кластер 6 (Hg, Cr, As, Ba) и кластер 7 (Zn, Sb). При этом в ряде случаев формируются устойчивые двухэлементные ассоциации (например, Ca-Sr и Zn-Sb), тогда как другие кластеры включают крупные группы элементов, отражающие как литогенные особенности территории, так и техногенные влияния различного характера. Таким образом, проведенное разбиение демонстрирует, что элементы в почве закономерно группируются в

ассоциации, а полученные результаты могут служить основой для интерпретации источников загрязнения, уточнения механизмов миграции и выделения индикаторных маркеров антропогенного воздействия на территорию города.

Однако для количественной оценки степени антропогенного воздействия и выявления уровней накопления элементов статистического анализа пространственных ассоциаций недостаточно. В дальнейшем нами был произведён расчёт основных геохимических показателей, таких как индекс геоаккумуляции (I_{geo}) и фактор обогащения (EF), которые позволяют перейти от качественной интерпретации к количественной оценке степени загрязнения и более чётко разграничить фоновую и техногенную составляющие химического поля почв.

Анализ расчётов I_{geo} важен для определения природных и антропогенных источников загрязнения, что необходимо при оценке состояния окружающей среды и влияния промышленных объектов на почвенные экосистемы в условиях урбанизации. Диаграмма размаха значений индекса геоаккумуляции для почв на территории города Уфа представлен на рисунке 4.2.

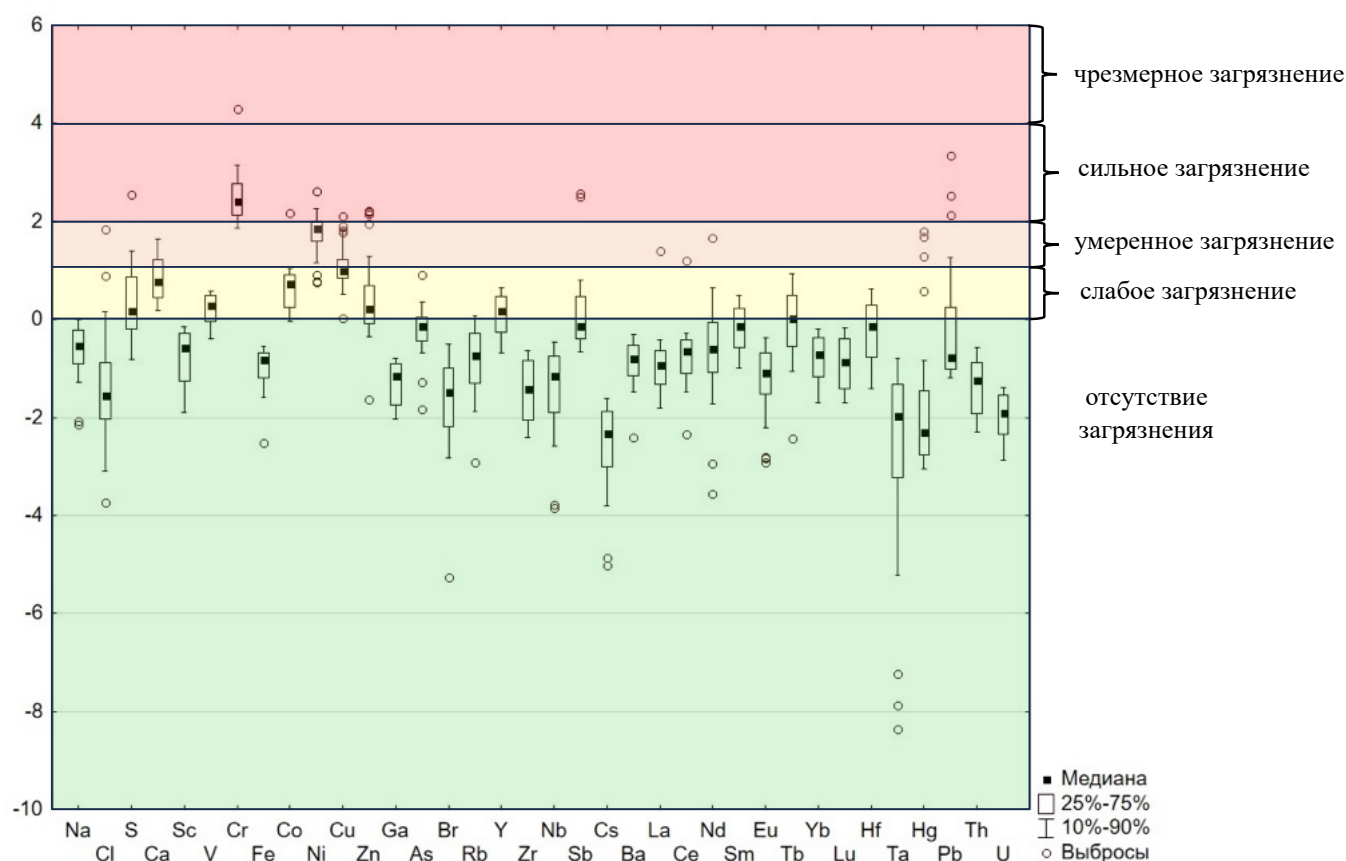


Рисунок 4.2 – I_{geo} химических элементов в почве на территории г. Уфа

Анализ I_{geo} показывает, что распределение химических элементов в почвах исследуемой территории варьирует от фоновых значений до значительного загрязнения. Большинство элементов находятся в зоне отсутствия загрязнения почв, что может свидетельствовать об их природном гинезисе и отсутствии существенного антропогенного влияния. В категории слабого

загрязнения попадают Ca, Co, V, Zn, Y, S, Tb что указывает на незначительное превышение фоновых значений, вероятно связанное с естественной геохимической вариацией или слабым техногенным воздействием.

В категории умеренного загрязнения находятся Ni и Cu, что может свидетельствовать о локальном техногенном воздействии, связанном с промышленностью и автотранспортом. В зоне сильного загрязнения почв Cr демонстрируют существенное превышение фоновых значений, что, вероятно, обусловлено выбросами металлургических предприятий, транспортными эмиссиями и промышленными отходами от предприятий металлообработки. В целом, результаты анализа свидетельствуют о преобладании фонового состава почв с локальными зонами техногенного загрязнения тяжелыми металлами, особенно Cr, Ni, Cu и Zn, что требует дальнейшего изучения их источников и возможного влияния на окружающую среду.

Анализ EF выявил значительную вариацию содержания различных металлов в исследуемых пробах (рисунок 4.3).

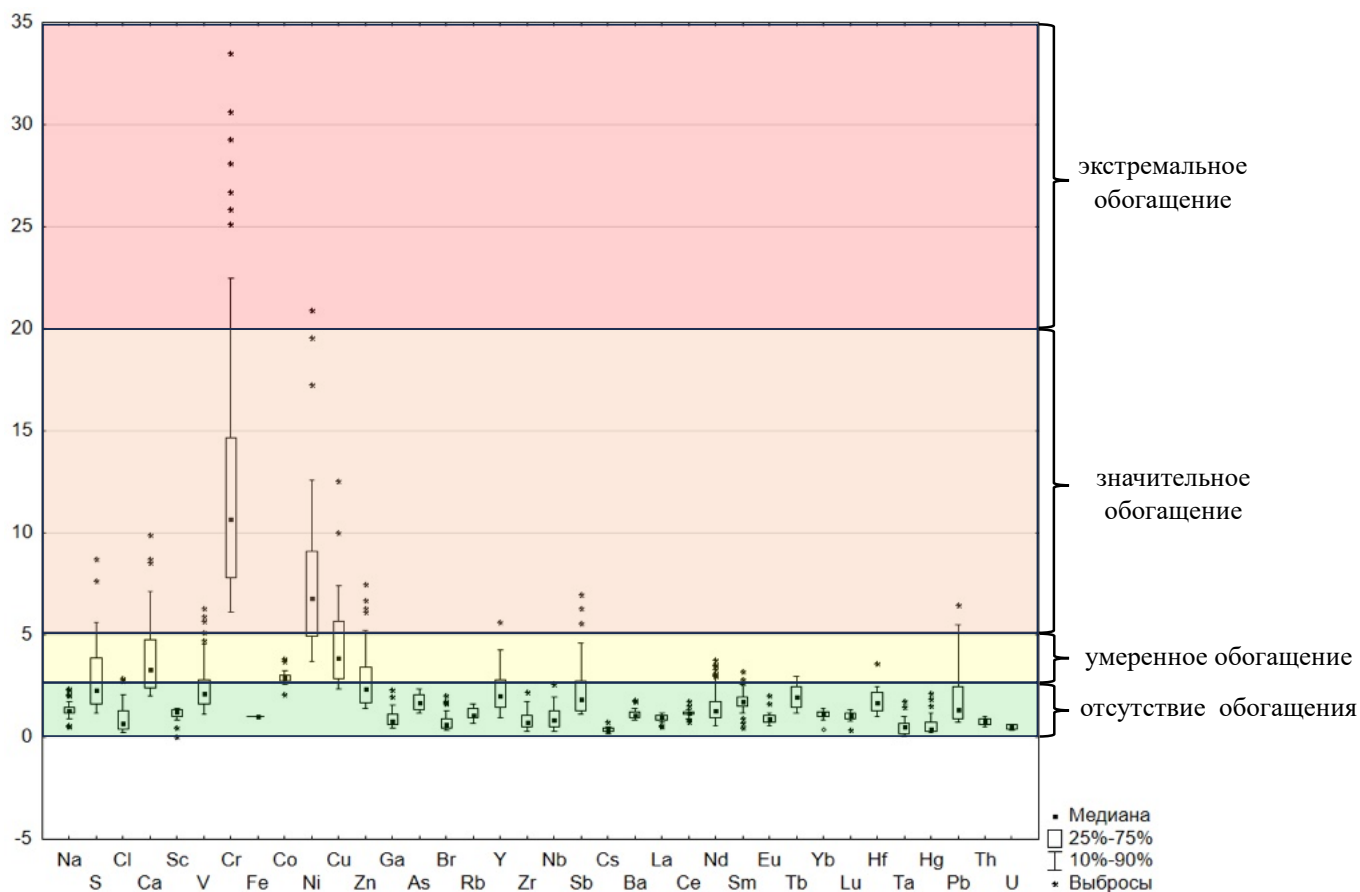


Рисунок 4.3 – EF химическими элементами почвы на территории г. Уфа

Средние значения EF указывают на умеренное обогащение большинства элементов, однако высокие стандартные отклонения для таких металлов, как Cr (12.25 ± 6.87), Zn (3.21 ± 4.17) и Cu (5.22 ± 5.60), свидетельствуют о наличии локализованных очагов сильного загрязнения. Металлы с $EF > 1.5$, такие как Ni, Pb, Cu, вероятно, имеют антропогенное

происхождение. Это подтверждается повышенной вариабельностью значений, указывающей на техногенное влияние. Анализ медианных значений коэффициента обогащения для исследуемых элементов показал, что большинство элементов демонстрируют умеренные уровни обогащения (Na, Cl, Sc, Ga, As, Br, Rb, Zr, Nb, Ba, La, Ce, Eu, Yb, Lu, Hf, Ta, и Hg), характерные для региональных геохимических особенностей. Наиболее стабильные элементы, такие как Cs, Th и U, остаются в пределах естественного фона, что подтверждает их возможное использование в качестве эталонных. Экстремальные значения EF, выявленные выше 95-го перцентиля, указывают на локальные очаги значительного загрязнения. Например, Cr (до 30.61), Zn (12.20) и Ni (17.23) демонстрируют значительное обогащение, что может свидетельствовать об антропогенном влиянии: промышленные выбросы в совокупности с выбросами от автотранспорта. Крайне высокие показатели также фиксируются в отдельных пробах по Cu, Zn, Ca, S, Sb, Pb и V, что требует изучения технологических процессов на предполагаемых источниках загрязнения.

Анализ I_{geo} и EF показал, что почвы г. Уфа характеризуются широким диапазоном уровней загрязнения — от минимальных до значимых, зависящих от конкретного элемента и места отбора проб. Оба показателя дали согласованные результаты, что повышает надёжность интерпретации: максимально выраженные значения одновременно по EF и I_{geo} формируют устойчивый ряд приоритетных элементов: $Cr > Ni > Cu > Ca > S > Co > Zn > V > Y > Tb$. Это указывает на сочетание локальных техногенных влияний (в первую очередь для Cr, Ni, Cu, Zn, V, Co) и литолого-геохимических факторов (для Ca, S; частично Y, Tb как индикаторов редкоземельной компоненты). В совокупности результаты по двум индексам очерчивают зоны повышенного внимания и формируют базу для последующего анализа различных техногенно нагруженных районов города с разной функциональной и промышленной специализацией, что позволит более детально сопоставить характер загрязнения с источниками и условиями их воздействия.

Кроме того, был составлен сводный геохимический ряд для города, который позволил определить интегральные характеристики загрязнения, а также провести сравнение с другими урбанизированными территориями.

Сформированный ранжированный геохимический ряд химических элементов в почве города Уфы с коэффициентом концентрации (K_c) выше 1,5 отражает следующий порядок убывания значений: $Cr_{8,0} - Ni_{5,5} - Cu_{3,0} - Ca_{2,6} - Co_{2,5} - Pb_{1,8} - V_{1,8} - Zn_{1,7} - Y_{1,7} - S_{1,7} - Tb_{1,5}$. Анализ геохимического ряда почв для всей исследуемой территории города Уфа выявил повышенные концентрации ряда элементов, что свидетельствует о геохимических процессах влияния антропогенных и природных факторов. Согласно данным, для класса загрязнения $K_c > 2$ (что указывает на значительное обогащение), наибольшие значения продемонстрировали Cr, Ni, Cu, Ca и Co. В диапазоне от 1,5 до 2 ед. K_c также были выявлены Pb, V, Zn, Y, S, Tb.

Полученные результаты отражают текущее геохимическое состояние почв и создают основу для прогноза возможных изменений в условиях устойчивого антропогенного воздействия.

4.2 Влияние промышленных предприятий на элементный состав почв на территории г. Уфа

Как уже ранее упоминалось, территория города Уфы может быть разделена на 2 части по плотности промышленных объектов: северная (промышленная) и южная (селитебная). Основной массив крупных промышленных предприятий находится в северной части города (нефтепереработка, нефтехимия, электроэнергетика, моторостроение и металлообработка). Кроме того, ряд промышленных объектов расположены в пригородных микрорайонах (микрорайоны Дёма, Шакша, Затон).

Для каждого района города Уфы с учётом промышленной специфики, а также для города в целом были составлены геохимические ряды химических элементов, что стало ключевым этапом в комплексной оценке геохимического состояния среды. Это позволило детально проанализировать пространственное распределение элементов, выявить локальные аномалии, а также установить характер их распространения. Разделение территорий по типу техногенной нагрузки обеспечило более точную идентификацию источников загрязнения и их влияния на химический состав почв.

Таблица 4.3 – Специфика элементного состава почв техногенно загруженных районов города Уфы

Техногенный профиль территории	Общие элементы	Специфические элементы
Селитебная часть (n=23)	Cr, Ni, Ca, Cu, Co, Pb, S, Tb, Zn, V	Cl_{2,1}
Моторостроительная промышленность (n=17)	Cr, Ni, Cu, S, Co, Ca, Zn	Sb_{2,0}
Топливо–энергетическая и нефтехимическая промышленность (n=39)	Cr, Ni, Cu, Ca, S, Co, Pb, V, Zn, Y	–
Ж/д станция (микрорайон Дёма) (n=3)	Cr, Ni, Cu, Pb, S, Ca, Zn, Co, V, Tb	Sb_{4,2}, Ba_{2,9}, As_{2,6}, Cl_{2,0}, Hg_{1,5}
Лесопереработка (микрорайон Шакша) (n=10)	Cr, Ni, Cu, Co, Tb, Y, V, Ca, Zn	Br_{2,3}, Hf_{2,3}, Sm_{2,1}, Nd_{1,8}, Rb_{1,5}
Затонская ТЭЦ (микрорайон Затон) (n=7)	Cr, Ni, Ca, Cu, Co, Y, V, Zn, Tb	Br_{2,8}, Nd_{1,5}, Sm_{1,5}

Примечание: n– количество проб

Представленные в таблице 4.3 данные отражают распределение химических элементов по районам города с различной техногенной спецификой. Выделены два типа компонентов: общие элементы, зафиксированные в большинстве районов и отнесенные к геохимическому ряду,

который характерен в целом для всего города, а также специфические элементы, характерные только для отдельных зон техногенной нагрузки.

Селитебная часть. В первую очередь стоит отметить, что содержание отдельных химических элементов с $K_c > 2$ (Cr, Ca и Cl) в почве селитебной части города превышает среднегородские значения, а также значения для промышленных районов. Геохимическая специфика этой зоны формируется под воздействием природных и техногенных факторов, включая деятельность коммунальных служб, интенсивное строительство, выбросы автотранспорта, а также влияние промышленных объектов, локализованных вблизи жилой застройки (котельни, станции технического обслуживания, автомобильные заправочные станции и др.)

Полученные результаты коррелируют с исследованиями НИИ безопасности жизнедеятельности и Башкирского Республиканского научно-исследовательского экологического центра, в которых были зафиксированы максимальные концентрации Cr в южных районах города, и минимальные в северных. Среднее содержание Cr на территории Кировского района составило 295 мг/кг, на территории Дёмского района – 239 мг/кг, в северных районах (Орджоникидзевский и Калининский) установлены значения 166 и 151,71 мг/кг, соответственно (Белан и др., 2013).

Основным источником поступления Cr, вероятно, является автомобильный транспорт. Выбросы Cr от автотранспорта происходят за счёт износа тормозных колодок, шин и каталитических конвертеров (Costagliola et al., 2024). В исследованиях установлено, что частицы, содержащие хром, накапливаются в дорожной пыли и затем переходят в почву с поверхностным стоком (Adachi, Tainosho, 2024).

Повышенные содержания Ca, по-видимому, обусловлены активным применением противогололёдных реагентов в зимний период, среди которых CaCl_2 используется для предотвращения обледенения (Amrhein et al., 1992). В результате его применения соединения Ca попадают в почвы, изменяя их химический состав и увеличивая pH (Никифорова и др., 2016). Этой же причиной обусловлены и повышенные содержания Cl в почве на территории южных районов города. Применение хлоридных противогололёдных реагентов (CaCl_2 , NaCl, MgCl_2) сопровождается негативными экологическими последствиями, включая засоление почв, коррозия инфраструктуры, загрязнение водоёмов и гибель растений. В связи с этим в различных странах разрабатываются и применяются экологически безопасные альтернативы (органические (Mirzanamadi et al., 2018), минеральные (Tromp et al., 2013) и механические реагенты, такие как гравий и гранитная крошка), которые снижают нагрузку на окружающую среду, сохраняя при этом эффективность борьбы с обледенением.

Природный фактор также вносит свой вклад на данной территории. Это наглядно подтверждает кластерный анализ, рассмотренный ранее в работе. Са устойчиво ассоциируется со Sr, формируя выраженный двухэлементный кластер, характерный для карбонатно-эвапоритной литологии. Уфа расположена в зоне широкого распространения известняков и доломитов, которые составляют основу подстилающих пород. По карте закарстованности южная часть города чётко выделяется как область активного карстообразования (Абдрахманов, Смирнов, 2016), что согласуется с нашими результатами — максимальные концентрации Са в почвах фиксируются именно в южной части города (Гончаров и др., 2023). Дополнительно, СЭМ анализ выявили на поверхности листьев тополя частицы гипса и кальцита (рисунок 4.4), указывающие на присутствие тонкодисперсной карбонатно-сульфатной пыли. Её поступление объясняется сочетанием естественного выветривания карбонатных и сульфатных слоёв, ветрового переноса пыли и оседания аэрозольных частиц.

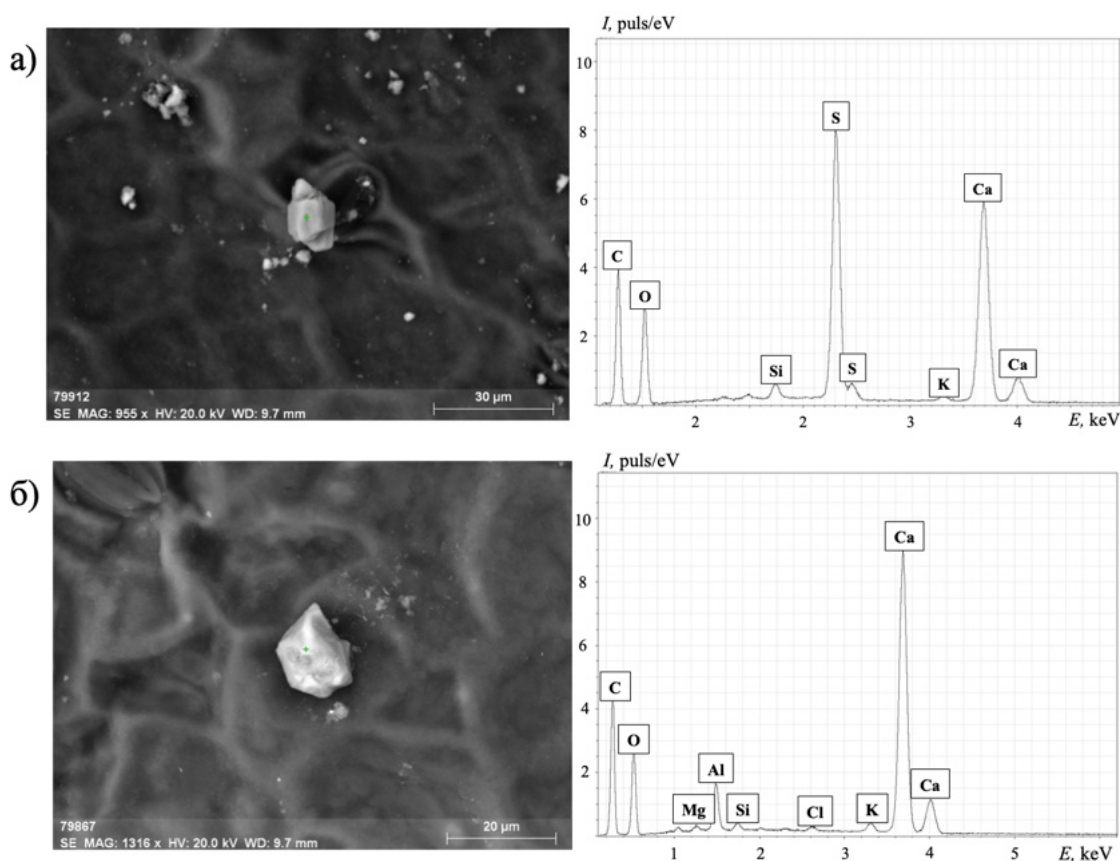


Рисунок 4.4 – Частицы гипса (а) и кальцита (б) на поверхности листьев тополя в зоне южной части территории г. Уфа

Полученные данные указывают, что Са и Сl на исследуемой территории преимущественно отражают природный (литогенный) фактор — карбонатно-сульфатную основу, карстовые процессы и аэрозольное перераспределение тонкодисперсной пыли. Вместе с тем отмечается и умеренный техногенный вклад, проявляющийся в локальных повышениях (прежде всего в южной части города), что согласуется с равномерным фоновым рассеянием городской пыли от

хозяйственно-транспортных источников. Таким образом, локальные максимумы обусловлены сочетанием природной карбонатно-сульфатной литологии и добавочного антропогенного привноса, усиливающегося в южной функциональной зоне города.

Моторостроение и металлообработка. Для количественной оценки пространственного распределения загрязнения и выявления зон с максимальными значениями коэффициента концентрации (K_c) были построены сравнительные графики по основным районам города Уфы, различающимся по характеру техногенной нагрузки. Такой подход позволил проанализировать, какие химические элементы вносят основной вклад в отдельных зонах, и установить корреляции между элементным составом почв и источниками антропогенного воздействия (рисунок 4.5).

Территория, относящаяся к предприятиям металлообработки и моторостроению (в частности, к Уфимскому моторостроительному производственному объединению), характеризуется повышенными концентрациями ряда элементов, включая Ni, Cu, Co, Zn, S и Sb, по сравнению с селитебной частью города.

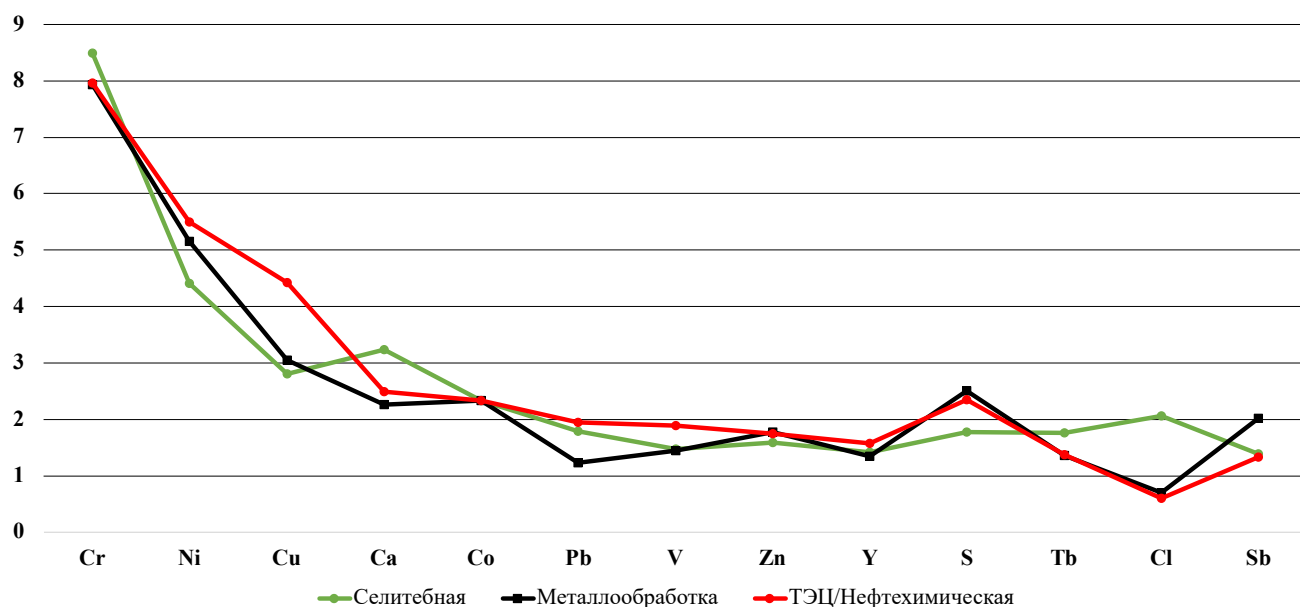


Рисунок 4.5 – График значений K_c ряда химических элементов (относительно средних значений для урбанизированных территорий (Kabata-Pendias, 2001; Алексеенко, 2013)) в почве различных техногенно нагруженных районов города Уфа

Формирование комплексной геохимической аномалии в данной зоне обусловлено спецификой производственного цикла, включающего механическую обработку металлов, использование легирующих сплавов и высокотемпературные технологические процессы. Особый интерес представляет Sb, выступающая специфичным элементом для данной территории. Её повышенные содержания отмечаются также в районе железнодорожной перегрузочной станции Дёма (таблица 4.3), тогда как в других районах города K_c Sb, как правило, не превышает 2.

Источником Sb выступают антифрикционные и подшипниковые сплавы («баббит» — Sn-Sb-Cu, а также свинцово-сурьмянистые сплавы), используемые в моторостроении и металлообработке. При механической обработке и эксплуатации деталей возможно выделение мелких частиц, обогащённых Sb (Filella et al., 2002). Дополнительно Sb применяется как легирующая добавка в припоях и некоторых покрытиях, что также может способствовать её попаданию в окружающую среду (He, 2007). Важно отметить, что Sb, высвобождающаяся при износе тормозных и конструкционных материалов, легко переходит в подвижные формы и накапливается в пыли (включая PM10), что подтверждается полевыми исследованиями урбанизированных территорий (von Uexküll et al., 2005).

Локальные загрязнения Ni на территориях, прилегающих к предприятиям моторостроительной отрасли, могут быть обусловлены технологическими процессами, связанными с механической обработкой никельсодержащих сплавов. Согласно литературным данным, Ni- и Ti- содержащие сплавы широко применяются в авиационной промышленности благодаря их высокой термостойкости, механической прочности и устойчивости к коррозии. В наиболее применяемых сплавах, таких как Inconel (Akca, 2015), Nimonic (Zhao et al., 2001), Hastelloy (Perricone et al., 2003), отмечаются и следовые концентрации Cu и S в пределах 0,1–0,5%, но при этом могут достигать 2% в некоторых марках (например, Monel-400 содержит ≈30% Cu (Ross et al., 2022)). В процессе механической обработки этих материалов образуются мелкодисперсные аэрозоли и металлические частицы, которые могут выбрасываться в воздух и оседать в почвах и водных объектах вокруг предприятий.

Основные технологические процессы, приводящие к загрязнению Ni, включают:

- механическую обработку Ni- содержащих сплавов (резка, шлифовка, токарная обработка), которая приводит к образованию микрочастиц, загрязняющих окружающую среду;
- износ инструментов и покрытий, поскольку в обработке никелевых сплавов применяются инструменты с износостойкими покрытиями, содержащими карбид никеля;
- термическую обработку и напыление – в процессе наплавки и термодиффузионного упрочнения Ni может поступать в окружающую среду;
- промышленные отходы и стоки, содержащие растворимые соединения никеля, попадающие в почву и водные системы (Ulutan, Ozel, 2011).

Эти выбросы способствуют локальному обогащению почв никелем, что подтверждается и на территории нашего исследования.

В 2016 году наблюдения за загрязнением почв вблизи предприятия ПАО «ОДК–УМПО» проводился НПО «Тайфун». Были проанализированы содержания Cu, Zn, Ni и Pb по 4 азимутальным направлениям от предполагаемого источника в зоне радиусом до 5 км (Ежегодник..., 2017).

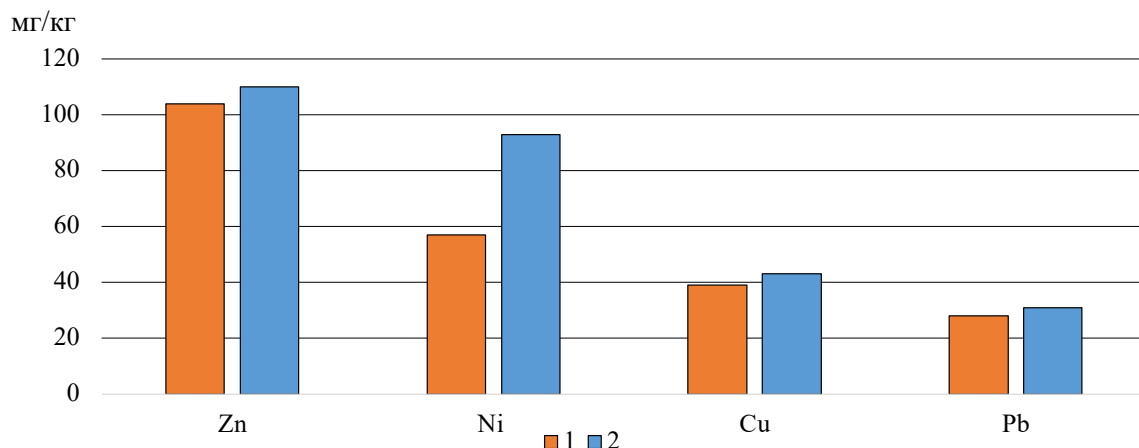


Рисунок 4.6 – Сравнительный анализ содержания Zn, Ni, Cu и Pb в почве районе размещения ПАО «ОДК–УМПО» (Примечание: 1– данные НПО «Тайфун» (Ежегодник..., 2017); 2– наши данные)

Наиболее выраженный прирост отмечается для Ni, содержание которого увеличилось более чем на 60%, что может быть связано с промышленными выбросами предприятий металлургической отрасли и воздействием топливно-энергетического кластера, расположенного в 4-5 км севернее (рисунок 4.7 а).

Ещё один характерный для металлообработки элемент – Co. На карте-схеме пространственного распределения западный цех металлообрабатывающего предприятия выделяется наиболее крупным и контрастным ореолом повышенных концентраций Co (рисунок 4.7 б), что согласуется с использованием и износом Co– содержащих инструментальных и твёрдых сплавов, шлифовальных абразивов и образованием мелкодисперсной технологической пыли.

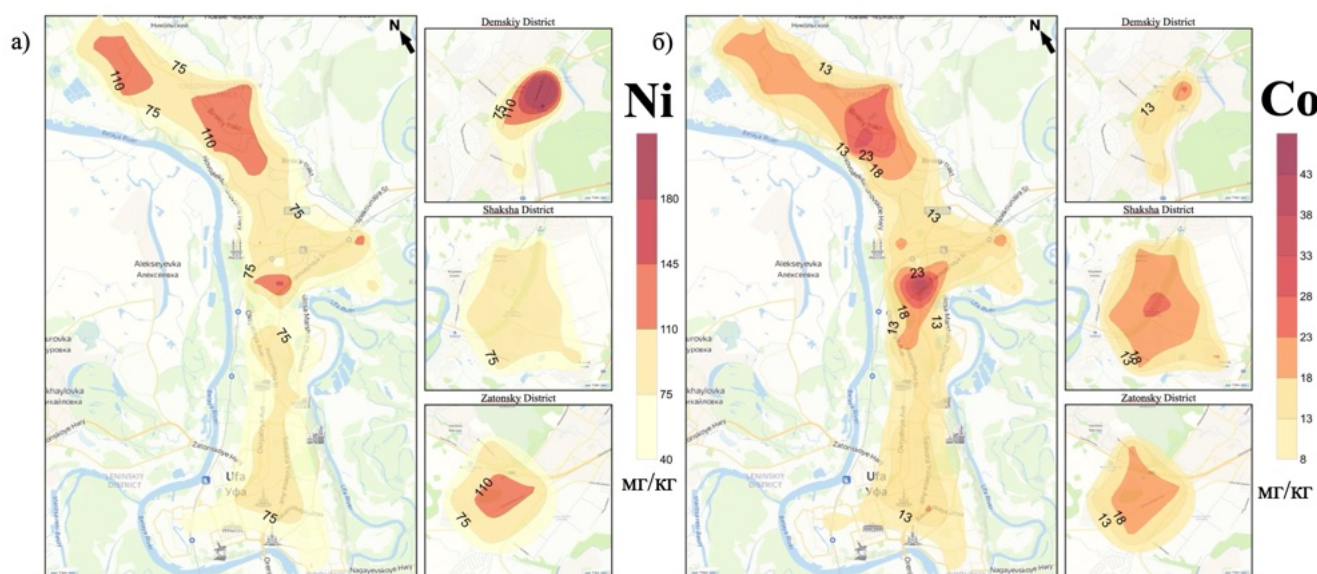


Рисунок 4.7 – Схема пространственного распределения Ni (а) и Co (б) (мг/кг) в почве на территории г. Уфа

Сравнительный анализ содержания тяжёлых металлов на территории влияния моторостроительных производств за 2016 и 2021/2022 годы выявил тенденцию к увеличению содержания тяжелых металлов. В частности, концентрация Zn возросла с 104 до 110 мг/кг (+5,8%), Ni – с 57 до 93 мг/кг (+63,2%), Cu – с 39 до 43 мг/кг (+10,3%), а Pb – с 28 до 31 мг/кг (+10,7%).

Нефтепереработка и нефтехимия. Комплекс трёх НПЗ и предприятий нефтехимической отрасли, расположенных в северной части города, образуют нефтехимический кластер на территории Орджоникидзевского района. Зона характеризуется максимальными среднеарифметическими концентрациями Ni, Cu, Pb, S и V в сравнении с основной территорией города без учета микрорайонов Дема, Шакша и Затон, где пробы были взяты вокруг основных источников загрязнения без опробования жилых зон.

Для Cu, S, Pb и Ni по результатам кластерного анализа формируется устойчивая техногенная ассоциация, характерная для городской среды. Её источниковая интерпретация включает, с одной стороны, сжигание топлива (транспорт, котельные, ТЭЦ) и особенности исходного состава углеводородного сырья при нефтепереработке (прежде всего вклад S и Ni). Пространственно этот кластер чётко маркирует промышленные и энергетические зоны, выступая надёжным индикатором техногенной нагрузки.

Тяжёлые нефти Волго-Уральского нефтегазоносного бассейна, перерабатываемые на Уфимских НПЗ, характеризуются повышенным содержанием V и Ni, что обусловлено их геохимическими особенностями и условиями формирования, что согласуется с выявленными повышенными концентрациями V в почвах вблизи площадок НПЗ (рисунок 4.8 а).

Нефти, сформировавшиеся в доманиковых отложениях Волго-Уральской нефтегазоносной области в пределах главной фазы катагенетического преобразования органического вещества, относятся к ванадиевому типу, характеризующемуся повышенным содержанием микроэлементов – в первую очередь V, Ni, Mo, Co и Cr. Особое значение имеет соотношение V/Ni, которое в данном регионе достигает 5,81, что существенно превышает аналогичные показатели для других нефтегазоносных провинций – 4,29 в Западной Сибири и 0,48 в Тимано-Печорской области. Эти особенности указывают на устойчивое геохимическое различие нефти Волго-Уральского региона по сравнению с другими бассейнами (Пуланова, 2017; Яценко, 2012).

В среднем концентрация V варьируется от 0,0044% до 0,129%, а содержание Ni – от 0,0019% до 0,05%. Сейчас V и Ni теряются при сжигании нефтепродуктов, наносят большой ущерб окружающей среде, в то время как страны, такие как Канада, Япония и США, активно используют технологии извлечения V и Ni из тяжёлых нефтей (Яценко, 2012).

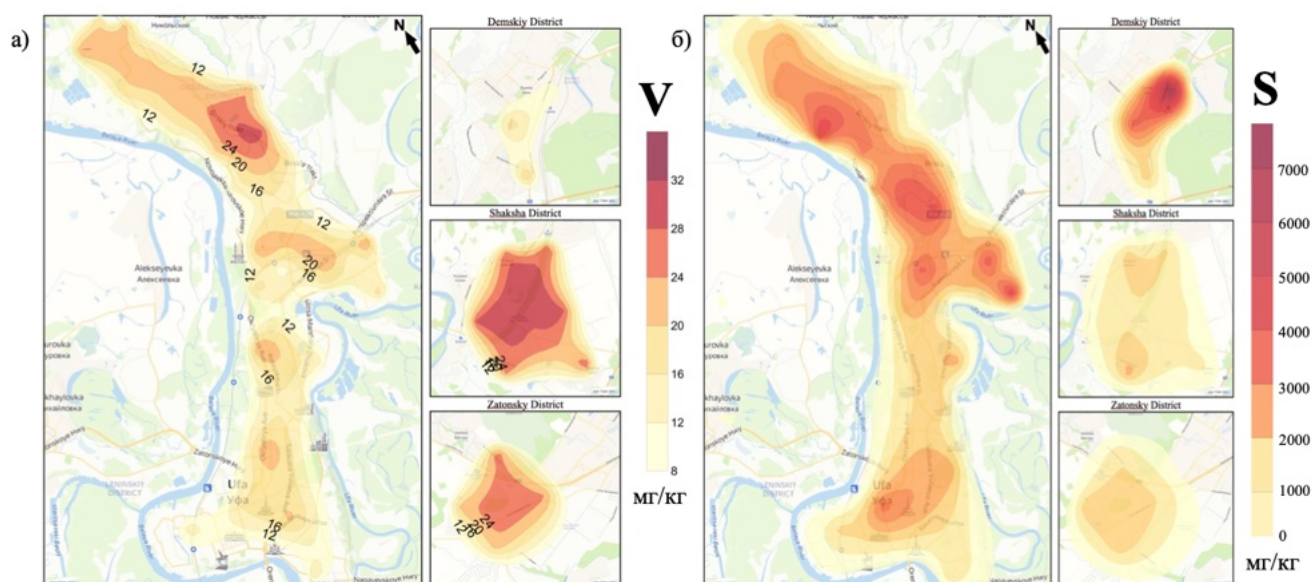


Рисунок 4.8 – Схема пространственного распределения V (а) и S (б) (мг/кг) в почве на территории г. Уфа

S и её соединения являются основными загрязнителями, выделяющимися при переработке нефти на нефтеперерабатывающих заводах, что также подтверждается схемами пространственного распределения S (рисунок 4.8 б). В нефтях Волго-Уральского НПЗ содержание серы может достигать 1,5-3,5%, что относит её к категории высокосернистых нефтей. Переработка нефтей с такими характеристиками приводит к выбросам диоксида серы (образуется при сжигании серосодержащих углеводородов в топливных установках и печах НПЗ), сероводорода (выделяется при первичной перегонке нефти, термическом крекинге, гидроочистке), меркаптанов из легкой фракции и сульфидов из тяжелой, которые оказывают негативное воздействие на окружающую среду и здоровье населения. Для их снижения применяются гидроочистка и системы фильтрации дымовых газов. Однако при неэффективных методах очистки выбросы серосодержащих соединений остаются ключевым фактором загрязнения в районах, прилегающих к НПЗ (Яценко, Полищук, 2018).

Отметим, что по данным картографического анализа вблизи НПЗ выделяются пробы с экстремально повышенными содержаниями LREE (La, Ce, Nd), которые при кластеризации объектов по корреляционной матрице образуют самостоятельную группу, что указывает на специфический источник и механизм их поступления в почвы (Гончаров и др., 2023). Пространственные ореолы повышенных концентраций согласуются с применением редкоземельно-модифицированных цеолитов типа Y (USY, REY) в процессах каталитического крекинга, гидроочистки и риформинга. La повышает кислотность и термостабильность цеолита, продлевая срок службы катализатора, Ce выступает как окислитель, предотвращая закоксовывание, Nd используется в специализированных крекингowych катализаторах для

стабилизации активных центров и повышения селективности (Брыкин и др., 2014). В рабочих режимах (циклический нагрев и регенерация до $\sim 700\text{--}800\text{ }^{\circ}\text{C}$) происходит износ и раздробление гранул, и мелкие частицы катализаторов ($\approx 1\text{--}10\text{ }\mu\text{м}$), обогащённые La, Ce и Nd, уносятся технологическими газами и депонируются в прилегающих почвах, формируя наблюдаемые аномалии (Wake, 2005; Kulkarni et al., 2007).

Согласно результатам кластерного анализа, подтверждением изложенных наблюдений выступает **кластер 2** (La, Ce, Nd, Ta): это LREE-каталитическая ассоциация, чьи состав и пространственные ореолы совпадают с зонами воздействия НПЗ. Таким образом, кластеризация конвергентно подтверждает выводы картографического анализа и технологическую привязку LREE-аномалий к работе НПЗ.

Железнодорожный и автомобильный транспорт. При опробовании почв на территории микрорайона Дёма зафиксирована неблагоприятная экологическая обстановка вблизи крупной перегрузочной железнодорожной станции, обусловленная загрязнением широким спектром химических элементов. Основными источниками загрязнения могут являться утечки и разливы перевозимых грузов, выбросы от подвижного состава (выбросы от сгорания дизельного топлива) (Марков и др., 2000), а также износ железнодорожной инфраструктуры (Питрюк, Уманская 2020).

Специфическими элементами для данной территории выступают Sb, Ba, As, Cl и Hg (таблица 4.3), что согласуется с характером функционирования железнодорожного узла. Sb и Ba связаны преимущественно с транспортным износом: Sb поступает из тормозных колодок (в форме сульфидов и оксидов), тогда как Ba присутствует в составе барита, применяемого в тормозных материалах и как минеральный наполнитель в конструкциях. As и Hg могут поступать с выбросами от сгорания дизельного топлива, а также с золой и мелкодисперсными аэрозолями, образующимися при эксплуатации инфраструктуры и перегрузке сырья. Для Cl пространственного тренда на уменьшение концентрации с удалением от железнодорожной станции не наблюдается. На всей территории микрорайона Дёма его $K_c > 2$, что указывает на диффузный, равномерный техногенный привнос. Наиболее вероятная причина — деятельность коммунальных служб по обработке улично-дорожной сети противогололедными реагентами.

На представленной диаграмме (рисунок 4.9) показано изменение K_c различных химических элементов в почвах по мере удаления от железнодорожной станции. Анализ полученных данных позволяет выявить тенденцию снижения содержания большинства элементов с увеличением расстояния от предполагаемого источника загрязнения.

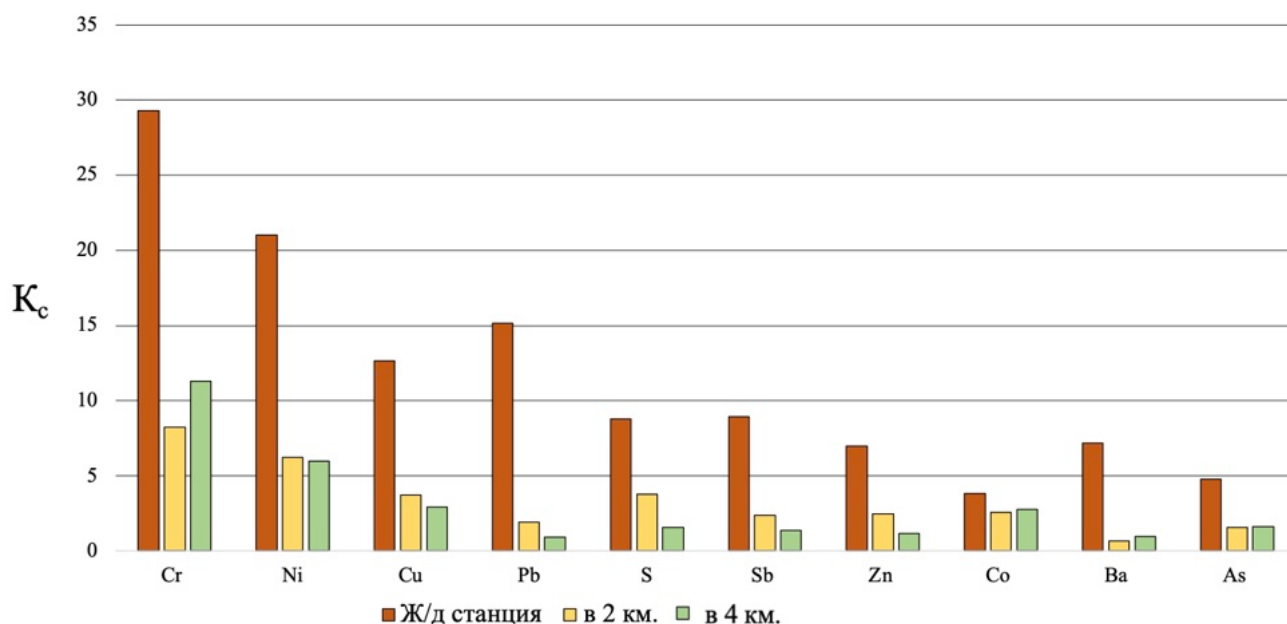


Рисунок 4.9 – Коэффициенты концентрации химических элементов в почве по мере удаления от ж/д станции (микрорайон Дёма)

Cr демонстрирует наибольший уровень загрязнения в точке, расположенной в непосредственной близости к железнодорожной станции ($K_c=29$). Это указывает на значительный техногенный вклад, связанный с износом металлических частей подвижного состава, тормозных систем и контактных сетей (Вуколов, Успенский, 1963). Кроме того, в южной части города фиксируется несколько ореолов повышенных концентраций Cr (рисунок 4.10 а), пространственно приуроченных к транспортным узлам, крупным перекрёсткам и зонам длительных заторов при отсутствии крупных стационарных источников выбросов.

Такая конфигурация указывает на диффузное транспортное происхождение Cr – преимущественно износа легированных и нержавеющей сталей тормозных дисков и деталей ходовой части, а также антифрикционных и защитных материалов. Дополнительными признаками транспортного источника служат сопутствующие повышения Ba, Pb (рисунок 4.10 б) и Zn.

Zn в составе кластера со Sb указывает на выраженный транспортный след, что отражает поступление пыли от шин и тормозов. Zn попадает как компонент резины (оксид Zn и добавки для вулканизации) и концентрируется в мелкой при-/железнодорожной и дорожной пыли. Его подвижность повышается в кислой среде, тогда как карбонатная основа (кластер Ca-Sr) её снижает. Sb, в свою очередь, присутствует в сульфидных или оксидных фазах и обычно ассоциирует с частицами Fe и Cu. Максимумы элементов этого кластера закономерно фиксируются вдоль транспортных магистралей, в зонах интенсивного движения и вблизи транспортных узлов, что полностью подтверждается результатами, полученными для территории с высокой транспортной нагрузкой.

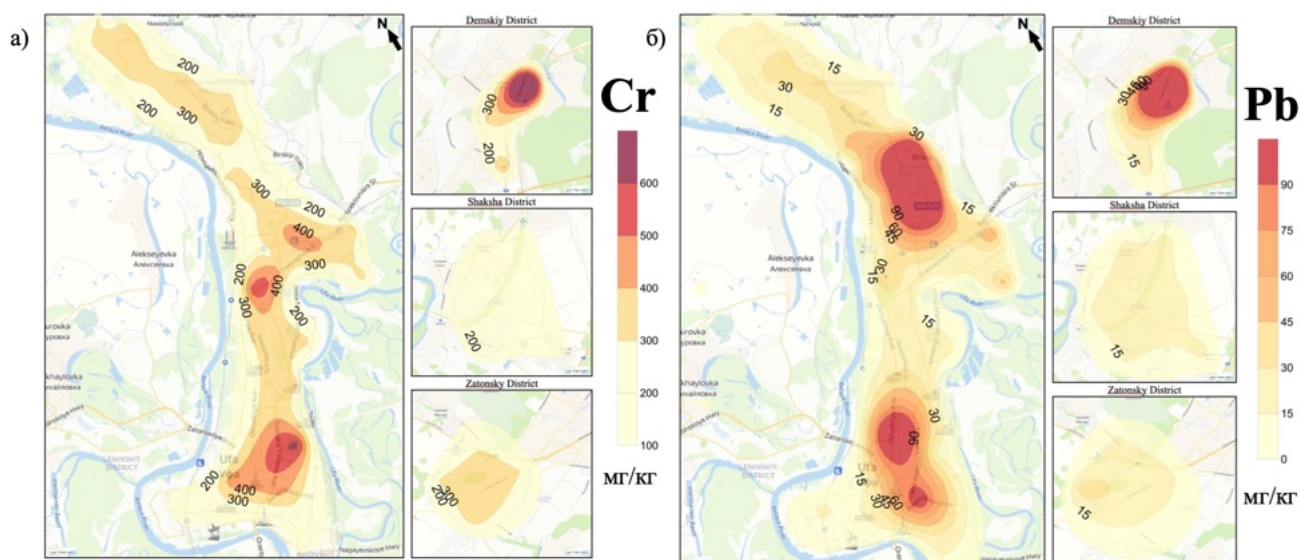


Рисунок 4.10 – Схема пространственного распределения Cr (а) и Pb (б) (мг/кг) в почве на территории г. Уфа

Лесопереработка. Исследования почв вблизи лесоперерабатывающего предприятия «Кроношпан» в г. Уфа выявили, что на данной территории отмечаются максимальные значения для Hf и S– 8,42 и 10,4 мг/кг, соответственно. Также отмечаются повышенные концентрации ряда REE (Tb, Y (рисунок 4.11)), V и Br.

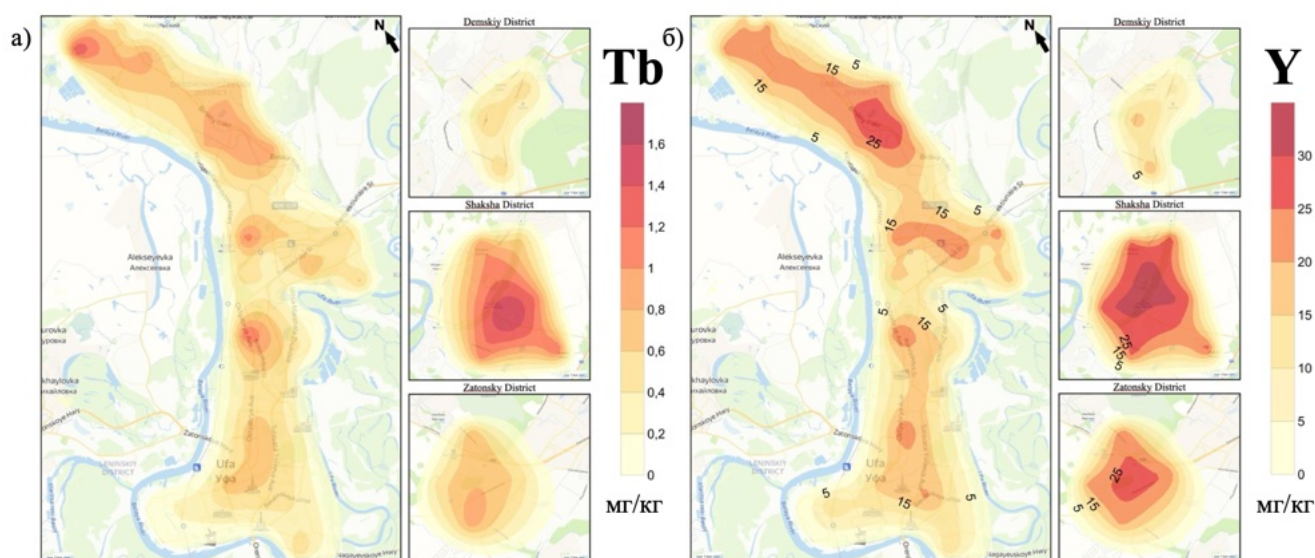


Рисунок 4.11 – Схема пространственного распределения Tb (а) и Y (б) (мг/кг) в почве на территории г. Уфа

Данные элементы, несмотря на низкие содержания в природных условиях, могут накапливаться в почвах из-за технологических процессов, используемых в деревообрабатывающей и смежных отраслях. Производство ДСП и OSB на предприятии «Кроношпан Башкортостан» осуществляется с применением различных клеевых систем, обеспечивающих прочностные характеристики, влагостойкость и долговечность материала. В

качестве основных связующих веществ широко используются карбамидо–формальдегидные смолы (КФК, UF), парафиновые эмульсии и карбамидо–аммиачные смеси (КАС–32). В состав клеевых систем могут входить следовые количества редкоземельных элементов и тяжёлых металлов, попадающих через катализаторы, химические добавки и технологическое оборудование. В производственных процессах, связанных с обработкой древесины, могут использоваться огнезащитные пропитки, содержащие Br (Covaci et al., 2006; Мнускина, Руденский, 2021).

При термической обработке древесных плит в сушильных печах в атмосферный воздух могут выделяться газообразные и твердофазные соединения, образующиеся в результате испарения летучих компонентов, разложения связующих веществ и термической деструкции органических соединений. Кроме того, при нагреве клеевых композиций возможно выделение продуктов разложения карбамидо–формальдегидных (UF), фенольно–формальдегидных (PF) и изоцианатных (PMDI) смол, которые содержат следовые количества металлов, используемых в качестве катализаторов. Мелкодисперсные твердые частицы, включая древесную пыль, зольные остатки и аэрозоли химических соединений, могут выбрасываться в окружающую среду и распространяться на значительные расстояния, способствуя потенциальному загрязнению окружающей среды (Руководство..., 2007).

4.3 Оценка уровня химического загрязнения почв

В данном разделе оценка уровня химического загрязнения почв выполнялась в нормативной рамке СанПиН 1.2.3685-21, то есть с сопоставлением фактических концентраций с установленными гигиеническими нормативами и учётом классов опасности веществ. Результат получен в интегральных показателях, позволяющих отнести территорию к одной из категорий загрязнения (от «допустимой» до «чрезвычайно опасной»). Такой подход обеспечил сопоставимость данных по разным элементам и участкам и дал основание для выделения зон приоритетного внимания.

Результат оценки суммарного показателя загрязнения Z_c почв на территории г. Уфа выявил широкий диапазон вариации значений, что свидетельствует о пространственной неоднородности загрязнения.

Среднее значение Z_c (28), будучи близкой к медианному (25), указывает на умеренно опасный уровень загрязнения, а также свидетельствует о наличии статистических выбросов в сторону экстремальных значений. Минимальное значение (14 ед.) соответствует допустимому уровню загрязнения, что говорит о наличии участков с относительно благополучным экологическим состоянием.

Согласно схеме пространственного распределения данного показателя (рисунок 4.12) большая часть исследуемой территории Кировского, Советского и Октябрьского района, как и микрорайон Шакша и Затон характеризуются наиболее благоприятными условиями, кроме локальных точек вблизи автомобильных развязок.

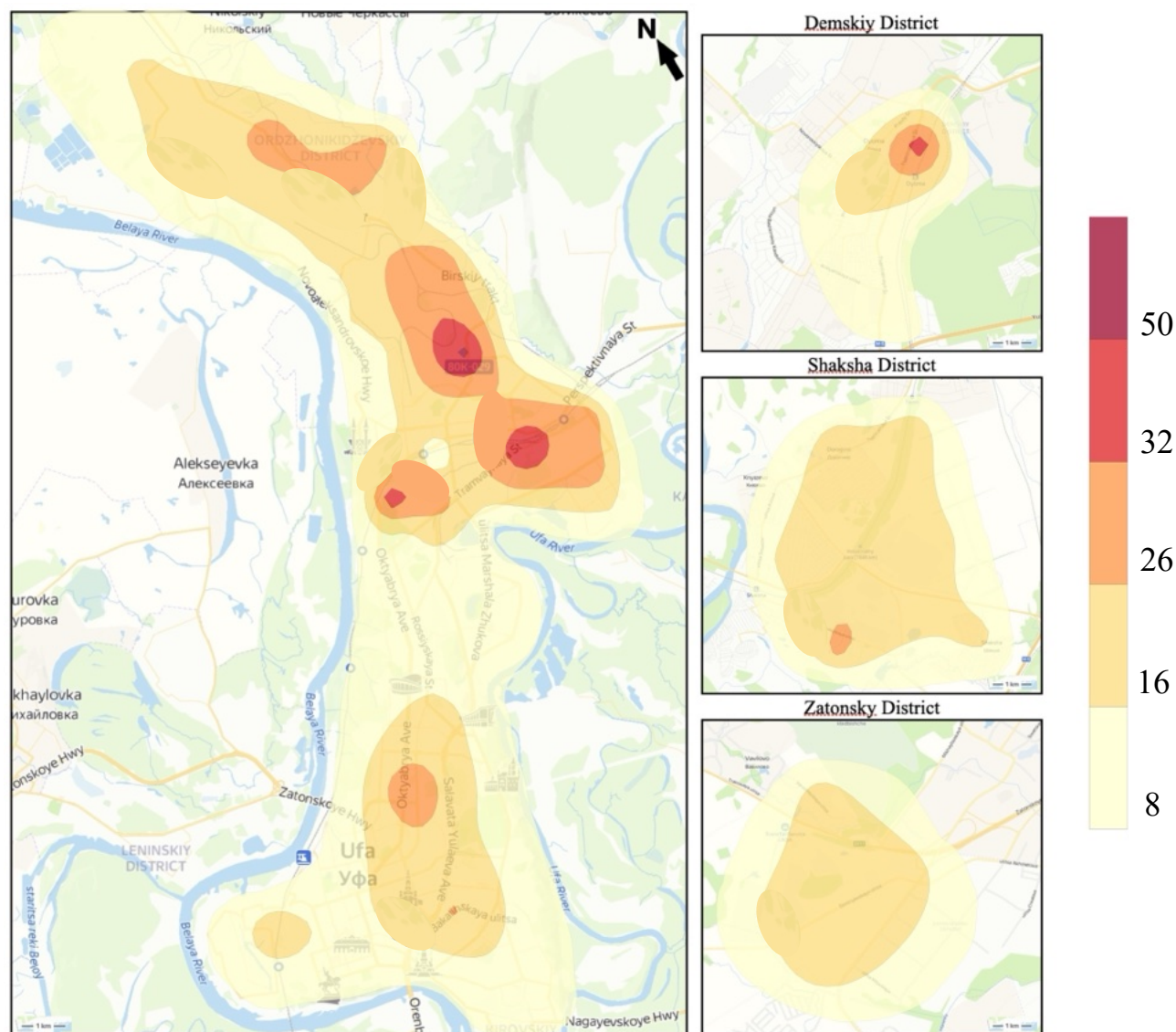


Рисунок 4.12 – Схема пространственного распределения значений Z_c (ед.) почв на территории г. Уфа

Максимальные значения были зафиксированы на территории Калининского района, вблизи первого ($Z_c=40$) и второго ($Z_c=44$) цеха ОДК «УМПО», в южной части Орджоникидзевского района (вблизи расположения НПЗ) ($Z_c=70$) и вблизи перегрузочной ж/д станции Дёма ($Z_c=77$). Значения этих районов выходят за пределы среднего уровня ($Z_c \geq 32$), что указывает на критически высокие уровни загрязнения, требующих детального изучения и разработки мер по снижению нагрузки на почвы.

Анализ показал, что основными элементами, вносящими вклад в формирование суммарного показателя загрязнения, являются Cr, Ni и Cu. В среднем, их доли составляют 36%,

17% и 11%, соответственно, что свидетельствует о значительном влиянии данных элементов на общий уровень загрязнения городской среды.

Полученные данные подтверждают антропогенный генезис загрязнения почв города, указывая на необходимость дальнейшего мониторинга и разработки мер по снижению техногенной нагрузки, особенно в районах с промышленными предприятиями и высокой транспортной активностью.

Таким образом, результаты геохимического анализа почв города Уфы свидетельствуют о комплексной природе формирования химического состава, обусловленной как природно–литогеохимическими факторами (состав коренных пород, выветривание карбонатов, так и антропогенным воздействием, проявляющимся в локальном загрязнении химическими элементами. Выделенный геохимический ряд элементов с $K_c > 1,5$ (Cr, Ni, Cu, Ca, Co, Pb, V, Zn, Y, S, Tb) включает как элементы, характерные для естественного геохимического фона (например, Ca), так и элементы, поступление которых в почву обусловлено преимущественно техногенным воздействием (Cr, Ni, Cu, Co, Pb, V, Zn, Y, S, Tb).

Идентифицирована специфическая приуроченность ряда элементов к различным источникам техногенной нагрузки: Cr и Pb пространственно связаны с автомобильной и железнодорожной инфраструктурой, что проявляется резкими придорожными/пристанционными градиентами и локальными максимумами. Ni, Cu, Co, V и Zn приурочены к зонам влияния нефтеперерабатывающих предприятий, при этом металлообработка и моторостроение дополнительно формируют локальные аномалии Co, Ni и Zn. Для Y и Tb вероятна связь с лесопромышленным предприятием, однако ограниченность информации о конкретных технологических операциях и составе используемых материалов не позволяет однозначно выявить источник и требует дополнительного анализа.

Максимальные значения суммарного показателя загрязнения (Z_c) зарегистрированы на участках, прилегающих к площадкам ОДК «УМПО», нефтеперерабатывающему комплексу, железнодорожной станции Дёма. Эти зоны представляют наибольшую экологическую нагрузку и требуют приоритетного включения в программы мониторинга и разработки мероприятий по снижению антропогенного влияния на почвы городской территории.

5 ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ Г. УФА ПО ДАННЫМ ИЗУЧЕНИЯ ЛИСТЬЕВ ТОПОЛЯ

5.1 Общие геохимические особенности золы листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.)

Анализ элементного состава золы листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.) на территории г. Уфы показал заметную неоднородность распределения большинства элементов – типичную для биологических сред в урбанизированных зонах из-за видовой специфичности и неравномерного техногенного влияния. Поскольку для части элементов распределение отличается от нормального, обычное среднее может быть завышено; поэтому дополнительно рассчитаны медианы и геометрические средние как более устойчивые оценки. Это обеспечивает корректные сравнения участков и интерпретацию показателей.

Таблица 5.1 – Основные статистические параметры содержания химических элементов в золе листьев тополя на территории г. Уфа, мг/кг

Элемент	x	SEM (±)	Geom.	M	Min.	Max.	S	A	E
Na	871	88,5	683	655	109	3973	743	3,58	15,4
Ca	192904	5562	164087	202720	2752	282429	56723	1,68	3,86
Sc	0,450	0,034	0,375	0,409	0,005	1,63	0,276	3,50	17,5
Cr	11,3	1,41	6,81	7,8	0,108	60,6	12,5	3,34	13,6
Fe	1970	137	1624	1628	258	6734	1279	2,11	6,34
Co	12,3	0,912	10,8	10,3	3,76	44,2	7,04	4,55	30,0
Zn	1312	86,8	1036	1085	192	4282	885	1,24	1,68
As	1,28	0,174	0,748	0,846	0,086	7,39	1,49	3,31	13,1
Br	206	107	55,1	42,8	0,498	3988	597	7,98	70,2
Rb	59,9	4,73	47,6	52,2	8,74	225	45,4	2,41	6,79
Sr	673	32,7	600	609	15,8	1810	315	1,82	5,31
Ag	0,336	0,048	0,212	0,150	0,016	2,01	0,441	3,03	9,7
Sb	0,554	0,085	0,340	0,398	0,009	2,93	0,510	4,48	24,6
Cs	0,189	0,018	0,107	0,137	0,002	0,83	0,165	2,38	10,2
Ba	152	6,00	140	150	35,4	361	59,8	0,73	1,55
La	1,66	0,165	1,33	1,25	0,342	7,45	1,28	4,57	29,6
Ce	2,51	0,198	1,84	2,20	0,062	9,40	1,95	1,85	4,39
Nd	1,45	0,130	1,02	0,900	0,030	5,96	1,30	2,10	4,33
Sm	0,247	0,022	0,159	0,173	0,023	1,01	0,229	1,41	1,41
Eu	0,042	0,004	0,019	0,026	0,000	0,194	0,044	1,65	2,74
Tb	0,043	0,005	0,030	0,021	0,002	0,210	0,042	3,15	12,5
Yb	0,078	0,009	0,059	0,050	0,009	0,378	0,069	4,06	21,6

Продолжение таблицы на стр. 71

Элемент	x	SEM (±)	Geom.	M	Min.	Max.	S	A	E
Lu	0,014	0,001	0,008	0,008	0,000	0,066	0,015	1,64	2,75
Hf	0,193	0,018	0,126	0,164	0,002	0,818	0,167	2,21	7,77
Ta	0,084	0,069	0,025	0,012	0,002	2,50	0,279	9,6	95,3
Au	0,010	0,002	0,004	0,004	0,000	0,095	0,017	5,92	43,6
Hg*	0,018	0,001	0,016	0,016	0,005	0,046	0,008	1,15	1,53
Th	0,239	0,020	0,181	0,222	0,022	0,944	0,166	3,45	21,1
U	0,355	0,035	0,179	0,229	0,006	1,22	0,354	0,86	0,81

Примечание: SEM– стандартная ошибка среднего; Geom.– геометрическое среднее; M– медиана; Min.– минимум; Max.– максимум; S– стандартное отклонение; A– асимметрия; E– эксцесс. Значения Hg представлены по сухому веществу.

В золе листьев тополя, произрастающего на территории города Уфа, установлено содержание 29 химических элементов, среди которых, в первую очередь, следует уделить внимание биогенным элементам, необходимым для жизнедеятельности растений.

Са обнаружен в значительных количествах (его среднее содержание составляет 192904 мг/кг) и который задействован в построении клеточных стенок и регуляции физиологических процессов (White, Broadley, 2003). Однако высокое стандартное отклонение ($S = 56723$) и широкий диапазон значений (от 2752 до 282429 мг/кг) могут быть обусловлены различием в почвенных условиях произрастания данного растения, а также в уровнях загрязнения.

Na, при средней концентрации 871 мг/кг, также играет важную роль в регуляции водного обмена (Kronzucker et al., 2013). Однако высокая асимметрия ($A = 3,58$) и эксцесс ($E = 15,4$) его содержаний свидетельствуют о значительных колебаниях концентраций, что может быть связано с антропогенными факторами, например, воздействием дорожных реагентов, которые приводят к засолению почв и последующей миграции ионов (поверхностный сток, аэрозольный перенос) и их корневому поглощению.

Из изученных микроэлементов важную роль в метаболизме растений играют Fe и Zn (Hänsch, 2009), средние содержание которых составляет 1624 мг/кг и 1036 мг/кг, соответственно. Fe участвует в процессах фотосинтеза и дыхания (Tripathi et al., 2013), а Zn необходим для работы ферментов и синтеза белков (Hänsch, Mendel, 2009). Оба элемента характеризуются умеренной вариабельностью, однако более высокий уровень Zn в золе листьев может быть связан с промышленными выбросами металлообрабатывающих предприятий на территории города.

Особый интерес представляет содержание Sr (609 мг/кг), который является аналогом Ca и может замещать его в физиологических процессах. Широкий диапазон его значений (от 15,8 до 1810 мг/кг) и повышенная вариативность ($S = 315$) связаны, вероятно, с особенностями геологического строения территории. Карбонатный фундамент (известняки, доломиты), где Sr может изоморфно замещать Ca в карбонатах, распространение сульфатных вод и такого же типа

карта, а также техногенные пылевые/аэрозольные потоки совместно задают подвижность и биодоступность Sr, что обуславливает его накопление в листьях.

Среди других микроэлементов, необходимых растениям, стоит отметить Co – 10,3 мг/кг, который участвует в азотном обмене и необходим для жизнедеятельности симбиотических бактерий (Hu et al., 2021), а также Rb – 52,3 мг/кг, который может замещать K в физиологических процессах (El-Sheikh et al, 1967).

Большинство элементов, за исключением Ba и Ca, характеризуются высоким уровнем стандартного отклонения, что может указывать на вклад антропогенных источников в химический состав золы листьев тополя.

Коэффициент вариации позволил объективно сравнить изменчивость элементов независимо от их абсолютных концентраций и выявил неоднородность их распределения, что особенно важно при анализе биологических и природных объектов (таблица 5.2).

Таблица 5.2 – Распределение химических элементов по показателю коэффициента вариации в листьях тополя на территории г. Уфа

Коэффициент вариации	Характер распределения	Химические элементы
<39	Однородный	Ba, Ca
40–79	Неоднородный	Ce, La, Rb, Th, Zn, Fe, Sc, Co, Hg, Sr
80–119	Сильно неоднородный	As, Cr, Eu, Lu, U, Tb, Sm, Sb, Nd, Yb, Cs, Hf, Na
>120	Крайне неоднородный	Ta, Br, Au, Ag

Ba и Ca показывают наименьшую изменчивость в выборке, что указывает на их равномерное распределение в листьях тополя. Ca – ключевой биогенный элемент, как уже описывалось ранее. Ba может заменять Ca в клеточных стенках, но при этом не выполняет его функций (Швартау и др., 2014), также доказано (Kashin, 2015), что он относится к группе сильного накопления (КБП 6,0) для аллювиальных почв. Их схожие свойства с кальцием объясняют однородный характер распределения.

Элементы Ce, La, Rb, Th, Zn, Fe, Sc, Co, Hg и Sr характеризуется умеренной изменчивостью, что может быть связано с различными природными и техногенными источниками поступления. Рассматриваемый ряд элементов включает как биогенные (Zn, Fe, Co, Sr), условно–биогенные элементы (Rb, Sc), так и техногенные (Ce, La, Th, Hg), присутствие которых связано с влиянием антропогенных источников на исследуемой территории.

В научных исследованиях сильно и крайне неоднородное распределение химических элементов часто рассматривается как индикатор антропогенного воздействия на окружающую среду. Антропогенные факторы, такие как промышленная деятельность и урбанизация, приводят

к локальному накоплению или дефициту определенных элементов, что нарушает их естественное распределение. Согласно данным (Сает и др., 1990), накопление химических элементов и их поступление в объекты окружающей среды являются результатом производственной деятельности. Дальнейшее распределение этих элементов определяется природными факторами миграции с образованием антропогенных ореолов и потоков рассеяния. Характеристики этих ореолов и потоков, такие как состав, степень концентрации, формы нахождения элементов и интенсивность биологического поглощения, определяют состояние окружающей среды. В этом ключе особенно отмечается ряд элементов, характеризующиеся как сильной (As, Cr, Eu, Lu, U, Tb, Sm, Sb, Nd, Yb, Cs, Hf, Na), так и крайне неоднородной (Ta, Br, Au, Ag) степенью распределения на территории г. Уфа.

Графический результат кластерного анализа, проведенного по значениям содержаний химических элементов в совокупной выборке, полученных методом ИНАА и ААС (Hg), представлен в виде дендрограммы (рисунок 5.1).

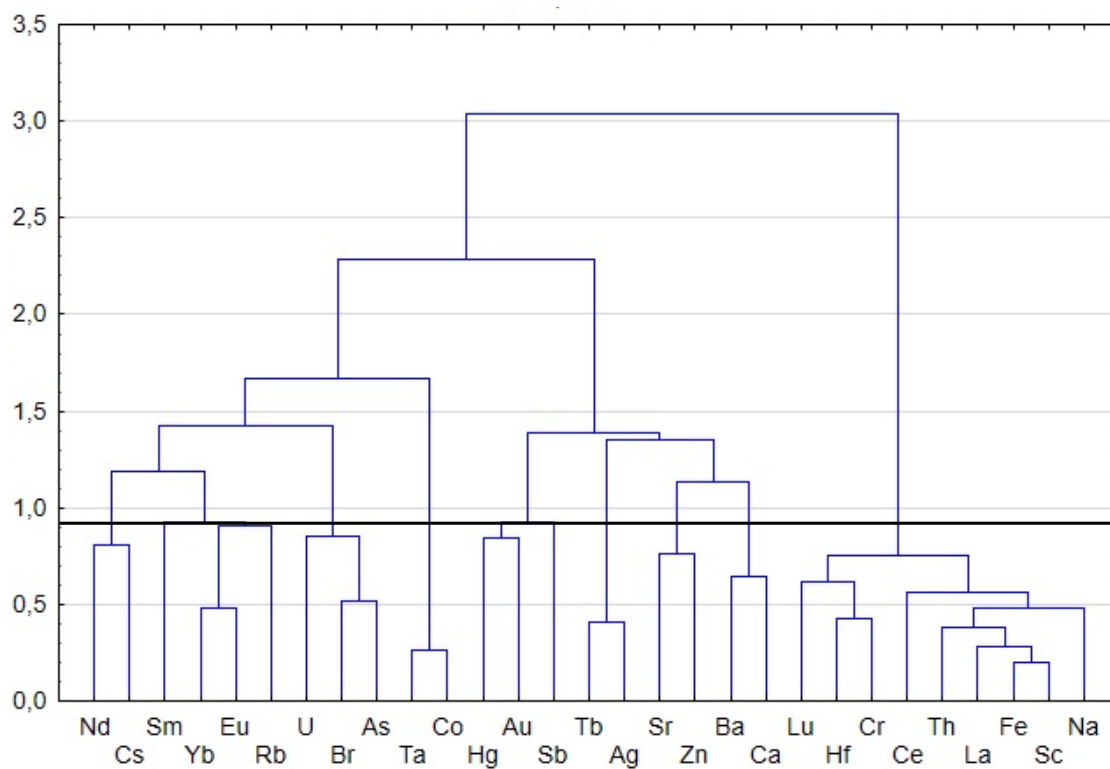


Рисунок 5.1 – Дендрограмма корреляционной матрицы геохимического спектра элементов в листьях тополя на территории г. Уфа ($1 - \text{Pearson } r(0,14) = 0,86$; объем выборки – 106 проб)

Линия значимости 0,86 по расчёту критерии $1 - \text{Pearson } r$ оставляет слишком много «значимых» кластеров, что при выраженной неоднородности распределений и смешанных источниках поступления, вместе с композиционным характером данных и их пространственной автокорреляцией, приводит к избыточной фрагментации и ухудшает интерпретируемость результатов. Поэтому, нами был снижен порог значимости до 0,6, что позволило сфокусировать

внимание на наиболее устойчивых ассоциациях – группах с согласованной пространственной ковариацией, воспроизводимой при разных преобразованиях данных (лог–трансформации, ранговые метрики) и более устойчивой к выбросам.

Таким образом, дендрограмма при пороге значимости 0,6 выделила несколько устойчивых ассоциаций: Yb-Eu (редкоземельный кластер зольно-минералогической фракции), As-Br (летучие компоненты горения углеводородов), Ta-Co (техногенно-металлургический след высоколегированных сплавов), Cr-Hf (сигнал техногенно обогащённой пыли), Sc-La-Ce-Na-Fe-Th (минералогический/алюмосиликатный матрикс с примесью LREE и фонового Na). Эти группы интерпретируются как наиболее сильные связи, которые сохраняются при стандартных преобразованиях и задают рабочие гипотезы о совместных носителях и источниках, подлежащие последующему анализу.

Вместе с тем, для оценки степени загрязнения окружающей среды, выявления первичных геохимических аномалий и дифференциации природных и антропогенных источников химических элементов был выполнен анализ с расчётом факторов обогащения относительно «референтного растения» (Markert, 1992). Использование данной концепции позволяет стандартизировать данные о содержании химических элементов и определить биологическую избирательность их накопления, что обеспечивает сопоставимость результатов, полученных в разных регионах и условиях. Высокие значения EF указывают на возможное загрязнение или специфические геохимические условия.

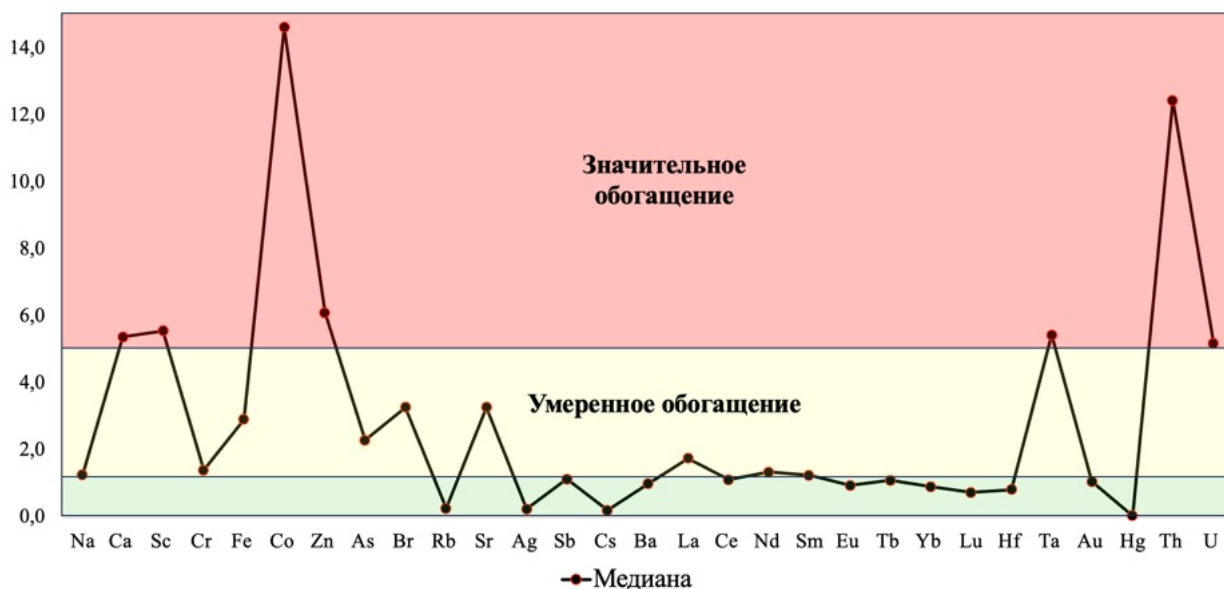


Рисунок 5.2 – Диаграмма медианных значений индексов обогащения химическими элементами листьев тополя на территории г. Уфа

К группе с низким фактором обогащения относятся элементы (Na, Rb, Ag, Sb, Cs, Ba, Eu, Tb, Yb, Lu, Hf, Au, Hg), содержание которых в листьях тополя соответствует их естественным фоновым концентрациям, что свидетельствует об их биологической доступности без

выраженного техногенного воздействия. Cr, Fe, As, Br, Sr, La, Ce и Nd в золе листьев тополя показывают умеренное обогащение, что указывает на смешанную природу поступления. Такой уровень типичен для сочетания атмосферной пыле-аэрозольной нагрузки (осаждение техногенных частиц от промышленной деятельности, а также пыление почвы) с литогенным вкладом подстилающих пород. Остальные элементы характеризуются от умеренного уровня обогащения до очень высокого. Ca, Sc, Co, Zn, Ta, Th, U демонстрируют аномально высокие уровни обогащения.

Геохимическая характеристика территорий населенных пунктов определяется посредством анализа геохимических рядов элементов, упорядоченных по коэффициенту концентрации (K_c) в порядке убывания их величин (таблица 5.3).

Геохимическая структура рядов представлена химическими элементами-трассерами, они, как правило, занимают лидирующие позиции и характеризуются $K_c > 3$. Их происхождение может быть обусловлено как природными, так и техногенными факторами, способными выступать в роли индикаторов переноса атмосферных примесей на значительные расстояния.

В нашем исследовании полученные результаты были пронормированы к содержанию химических элементов в «референтном растении», а также к результатам многолетних исследований Юсупова Д.В. и других сотрудников ТПУ по опробованию более 60 городов азиатской части России и Казахстана (Б).

Таблица 5.3 – Геохимические ряды коэффициентов концентрации химических элементов в золе листьев тополя на территории г. Уфы

Город Уфа	А	$K_c > 1,5$	$Co_{7,2} - Th_{6,2} - U_{3,2} - Zn_{3,0} - Sc_{2,9} - Ca_{2,8} - Sr_{1,7} - Ta_{1,7} - Fe_{1,5} - Br_{1,5}$
	Б		$Rb_{2,3} - Br_{1,8}$
Селитебная часть	А	$K_c > 1,5$	$Th_{6,6} - Co_{6,3} - U_{3,2} - Ca_{3,2} - Sc_{3,1} - Ta_{3,0} - Zn_{2,5} - Sr_{1,9} - As_{1,8} - Fe_{1,5}$
	Б		$Rb_{1,9} - Au_{1,6} - Ca_{1,5}$
Моторостроительная промышленность	А	$K_c > 1,5$	$Co_{9,4} - Ta_{7,4} - Th_{7,0} - U_{6,0} - Zn_{4,2} - Sc_{3,2} - Ca_{2,5} - Fe_{1,9} - Sr_{1,8} - Cr_{1,4} - Br_{1,3} - As_{1,2} - La_{1,0}$
	Б		$Rb_{2,4} - Tb_{1,8} - Br_{1,6} - Co_{1,6}$
Топливо – энергетическая и нефтехимическая промышленность	А	$K_c > 1,5$	$Co_{7,6} - Th_{5,4} - Zn_{3,4} - U_{3,2} - Ca_{2,6} - Sc_{2,4} - Br_{2,2} - Fe_{1,8} - Sr_{1,5} - Ta_{1,4} - As_{1,1}$
	Б		$Br_{2,7} - Rb_{2,3}$

Продолжение таблицы на стр. 76

Ж/д станция (микрорайон Дёма)	А	$K_c > 1,5$	$U_{6,8} - Ta_{5,6} - Co_{5,3} - Th_{4,9} - Sc_{3,3} - Zn_{3,2} - Ca_{3,0} - Sr_{2,3} - As_{2,1}$ $- Fe_{1,5} - La_{1,1} - Sb_{1,0} - Br_{1,0}$
	Б		$Ag_{4,4} - Rb_{1,6}$
Лесопереработка (микрорайон Шакша)	А	$K_c > 1,5$	$Th_{6,3} - Co_{5,6} - Sc_{3,2} - Zn_{3,0} - Ca_{2,9} - U_{1,6} - Sr_{1,6} - Ta_{1,6} - Fe_{1,4}$ $- Br_{1,3} - La_{1,3} - Sm_{1,1}$
	Б		$Tb_{2,4} - Rb_{2,3} - Br_{1,6}$
Затонская ТЭЦ (микрорайон Затон)	А	$K_c > 1,5$	$Co_{7,6} - Br_{5,6} - U_{3,5} - Ca_{3,0} - Th_{2,4} - Zn_{2,0} - Sr_{1,4} - Sc_{1,4} - Ta_{1,4}$
	Б		$Br_{6,8} - Rb_{3,7}$

Примечание: коэффициенты концентрации рассчитаны относительно данных по: А– «референтному растению» (Markert, 1992); Б– среднему содержанию в золе листьев тополя городов Сибири и Дальнего Востока (Юсупов, 2022)

Независимо от фонового показателя, принимаемого для расчета K_c , общим химическим элементом для всей территории города является Вг. В ряде промышленно загруженных районов к данному спектру добавляются специфичные для технологического цикла химические элементы: в районе расположения ПАО ОДК «УМПО» – Tb, Co; в зоне расположения объектов нефтепереработки, нефтехимии и электроэнергетики Rb. При этом K_c для элементов, общих для территории города, варьируются в широких интервалах (относительно «референтного растения»): Co– от 5,3 до 9,4 (в зоне влияния УМПО); Ca– от 2,5 до 3,2 (в селитебной части); Br– от 1,0 до 5,6 (в зоне влияния Затонской ТЭЦ). Из других особенностей необходимо отметить ведущие позиции ряда химических элементов в геохимических рядах в некоторых районах: Th– в селитебной части и микрорайоне Шакша, U– в микрорайоне Дёма. Кроме того, интересным представляется присутствие в геохимических рядах U, Zn, Sc, Sr, Ta, Fe. Химическая дифференциация обусловлена, прежде всего, особенностями технологического цикла на промышленных предприятиях.

При анализе обобщенного геохимического ряда для всей исследуемой территории г. Уфа, относительно «референтного растения», элементами-трассерами выступают Co, Th и U с K_c 7,2, 6,2 и 3,2 соответственно.

В геохимическом ряду относительно «референтного растения» отмечаются повышенные коэффициенты концентрации для двух радиоактивных элементов – Th и U. Несмотря на наличие локальных максимумов содержания Th и U в пределах городской территории – вблизи крупных промышленных объектов, таких как УНПЗ, ТЭЦ №2 и ПАО «ОДК–УМПО», а также в районах с интенсивным автомобильным трафиком, значимой корреляционной связи между ними не выявлено (коэффициент Спирмена 0,08 ед.). Элементы формируют разные ассоциации: U тяготеет к кластеру Br-As, тогда как Th связан с группой Sc-Fe-La-Ce-Na-Lu-Hf-Cr, что указывает на различие в источниках и механизмах поступления. При этом отношение $Th/U < 1$

предполагает урановую природу накопления. Однако сравнение полученных данных с результатами для других урбанизированных территорий России и Казахстана позволяет предположить, что исходные концентрации Th и U в «референтном растении» занижены. Это, в свою очередь, приводит к их искусственному «выбросу» в геохимическом ряду как элементов с повышенными коэффициентами, даже при относительно невысоких фактических содержаниях в исследуемых пробах.

При построении геохимических рядов по отношению к результатам исследований листьев тополя с территорий азиатской части РФ и Казахстана, выделяется спектр химических элементов ($K_c > 1$) (Br, Rb, Au, Co, Ca) способный характеризовать и сравнить изучаемую нами территорию. Ведущую роль занимают Br и Rb, элементы представленные на каждой промышленной территории со значениями $K_c > 1,5$.

Анализ листьев тополя, как и исследование снежного покрова, позволяет оценить загрязнение атмосферного воздуха. Листья выступают в роли планшета, способного улавливать аэрозольные частицы в тёплый сезон, тогда как снег аккумулирует выпадения в зимний период.

Ранее проводимые исследование пространственного распределения соединений ртути в снежном покрове г. Уфы, с использованием коэффициента концентрации, выявило мозаичный характер загрязнения с формированием аномалий различной интенсивности. Основные очаги накопления ртути располагались как в северных районах города, так и в южных, однако в северной части города, где сосредоточены крупные промышленные зоны, наблюдаются более протяженные и сложные контуры загрязнения (Галеева и др., 2014).

Анализ содержания ртути в листьях тополя на исследуемой территории показал отсутствие выраженных ореолов повышенной концентрации, что указывает на диффузный характер распределения данного элемента в городской среде (рисунок 5.3). Фоновым значением данного элемента на исследуемой территории можно считать 0,018 мг/кг при варьировании от 0,005 до 0,048 мг/кг. Вместе с тем отмечены единичные пробы с повышенным содержанием ртути, преимущественно вблизи участков с интенсивным движением автотранспорта (0,037 мг/кг), цехов металлообрабатывающих предприятий (0,047 мг/кг), нефтеперерабатывающего завода (0,045 мг/кг) и Затонской ТЭЦ (0,048 мг/кг). Это подтверждает, что основными источниками поступления ртути в листья деревьев являются техногенные выбросы промышленных объектов и автотранспорта, однако их локальный характер не способствует формированию устойчивых зон накопления. Вероятно, высокая летучесть ртути и ее способность к быстрой трансформации в атмосфере ограничивают значительное осаждение и накопление в растительности. Полученные данные свидетельствуют о том, что ртуть в городской среде преимущественно рассеивается, а ее биогенное накопление в листьях тополя происходит вблизи

локальных источников эмиссии, таких как промышленные предприятия и дорожные артерии с высокой транспортной нагрузкой.

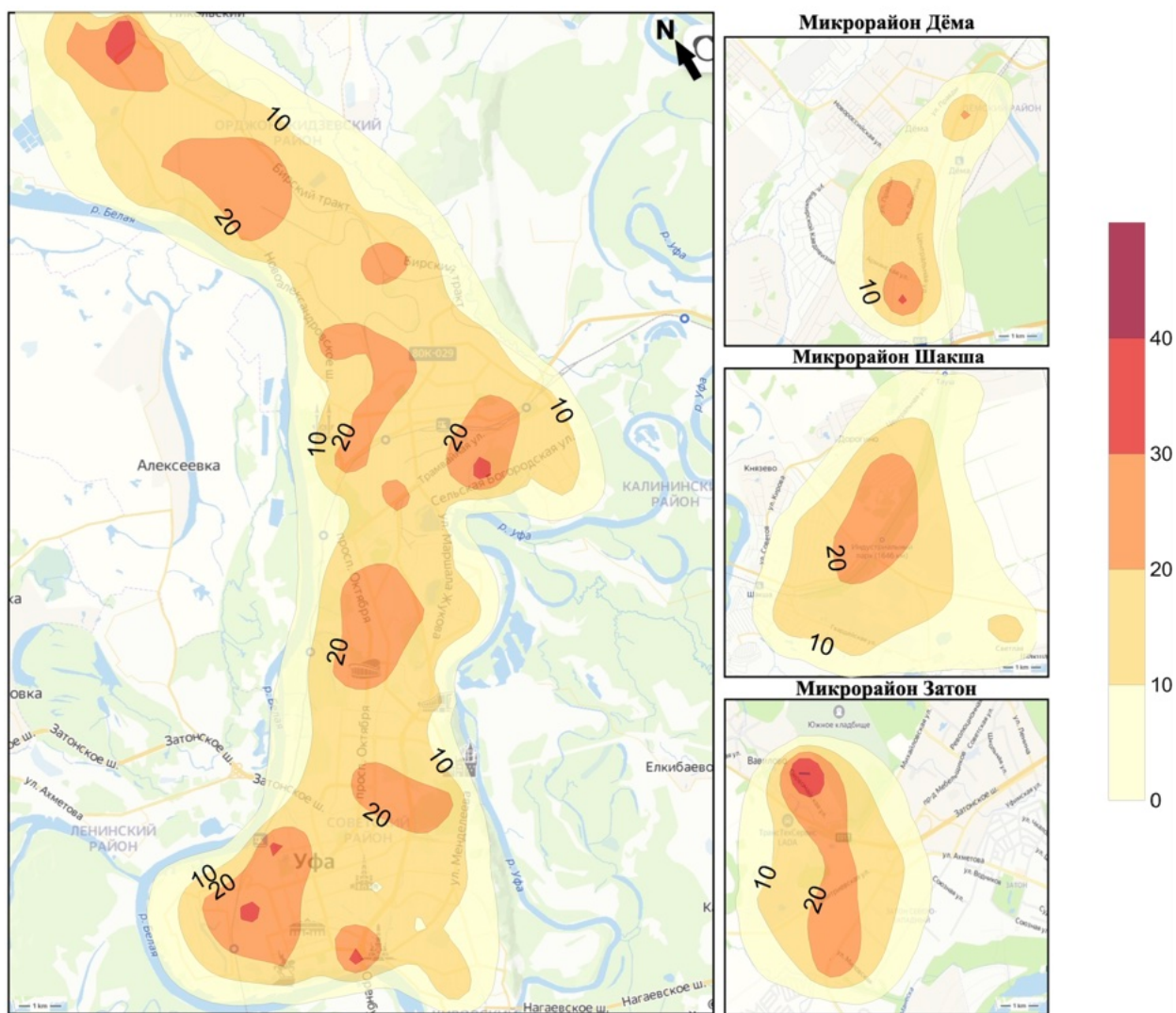


Рисунок 5.3 – Схема пространственного распределения Hg (нг/г) в листьях тополя на территории г. Уфа

5.2 Влияние промышленных источников на элементный состав листьев тополя на территории г. Уфа

Моторостроение и металлообработка. Анализ геохимических рядов промышленных зон города, а также схем пространственного распределения Co (рисунок 5.4) на исследуемой территории выявил области с максимальными концентрациями данного элемента в золе листьев тополя, в непосредственной близости от предприятий металлообрабатывающей и моторостроительной отрасли. При медианном содержании (10,3 мг/кг) во всей выборке, вблизи обоих цехов ПАО «ОДК–УМПО» были зафиксированы значения 44, 28 и 22 мг/кг.

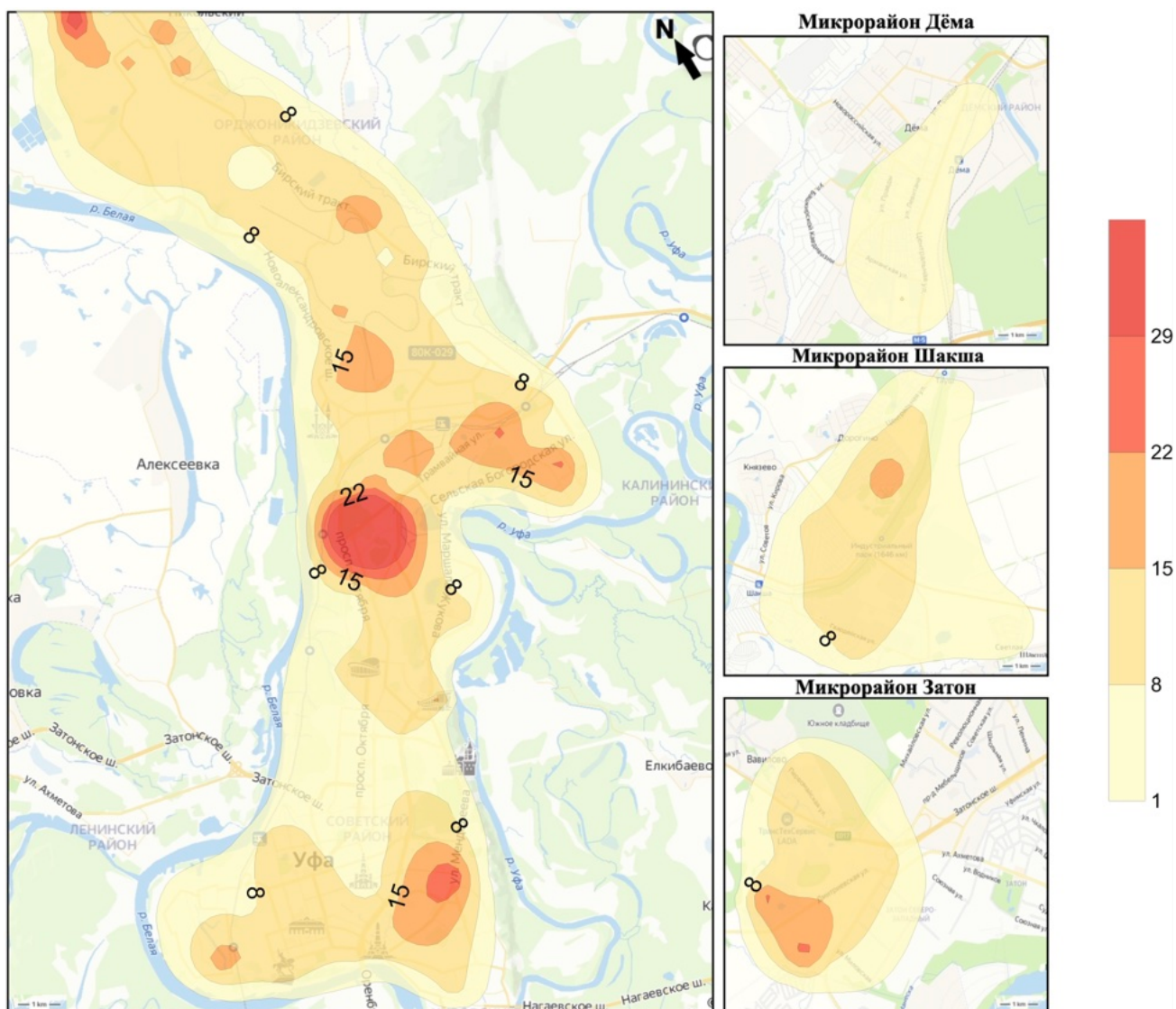


Рисунок 5.4 – Схема пространственного распределения Co (мг/кг) в золе листьев тополя на территории г. Уфа

Анализ литературных источников, посвящённых применению Co в авиастроительной промышленности, показал его ключевую роль в создании жаропрочных и износостойких сплавов. Эти материалы формируются на основе карбидов вольфрама (WC) с легирующими добавками Co, Ni, Cr и Ti, что обеспечивает высокие механические характеристики и термостойкость. Подобные сплавы широко применяются в конструкционных элементах авиационных газотурбинных двигателей, системах управления и других высоконагруженных узлах летательных аппаратов (Рапов, 2015).

Результаты сканирующей электронной микроскопии проб листьев тополя, отобранных вблизи границ ПАО «ОДК–УМПО», выявили значительное количество интерметаллических и самородных форм металлов, включая частицы, содержащие Ti и W (рисунок 5.5). Хотя метод ИНАА не позволяет напрямую определять W и Ti, их наличие в составе частиц при повышенных

концентрациях Со и Та указывает на то, что данные элементы, вероятно, связаны с производственным циклом предприятия.

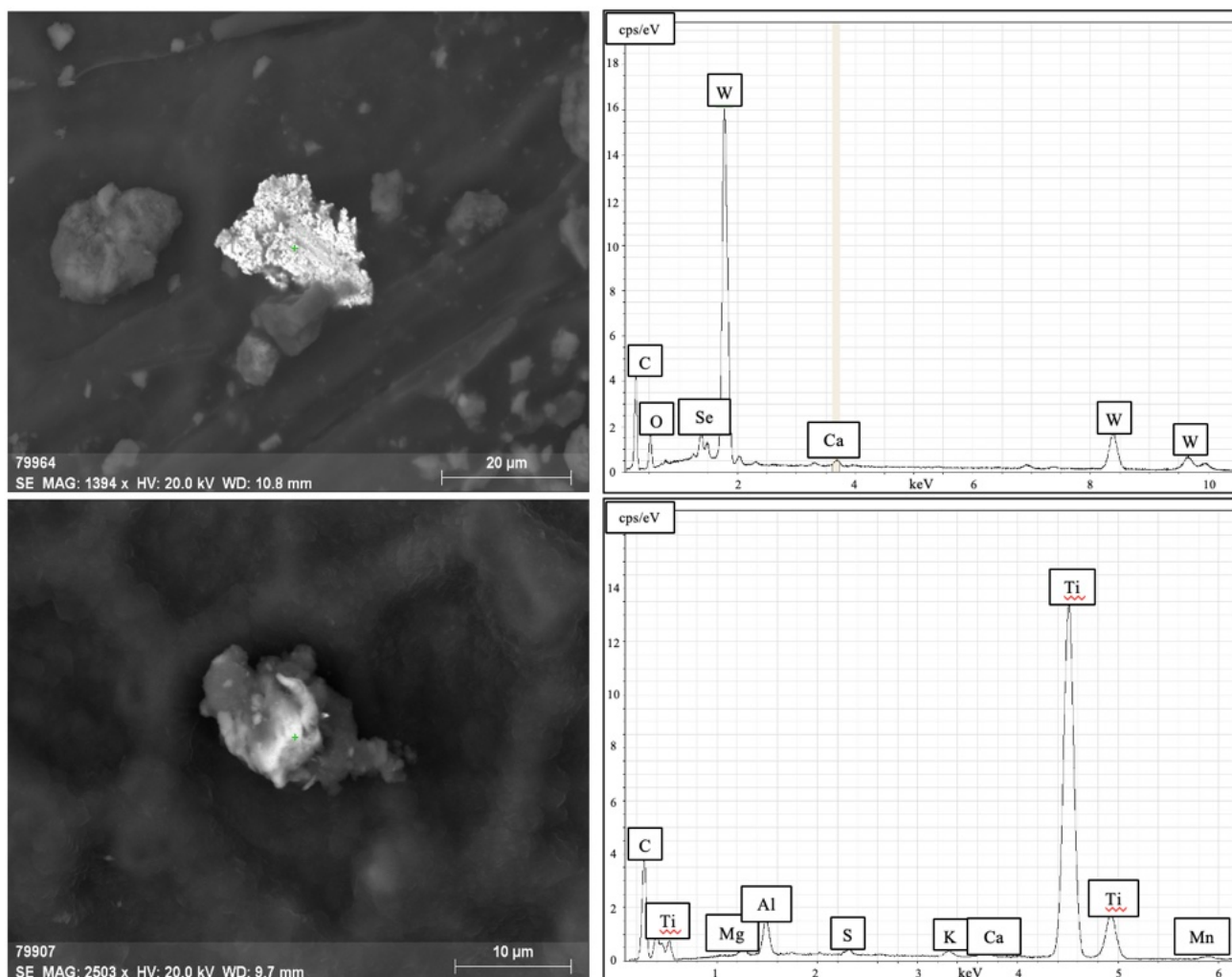


Рисунок 5.5 – Самородные частицы на поверхности листьев тополя в зоне воздействия Уфимского моторостроительного производственного объединения

В исследуемых пробах листьев, отобранных вблизи ПАО «ОДК–УМПО», были выявлены частицы сложного интерметаллического состава Ni–Al–Cr–Co–Ti–W (рисунок 5.6), характерных для производственных процессов в авиационной промышленности. Присутствие этих частиц указывает на возможные выбросы технологического происхождения, связанные с обработкой и износом материалов, содержащих WC–системы. Такие соединения применяются не только как элементы газотурбинных двигателей и защитных покрытий, но и в составе режущего инструмента для обработки жаропрочных сплавов. Это позволяет предположить, что зафиксированные частицы отражают полный технологический цикл предприятия – от изготовления деталей до инструментального производства, что подтверждает их связь с деятельностью ПАО «ОДК–УМПО».

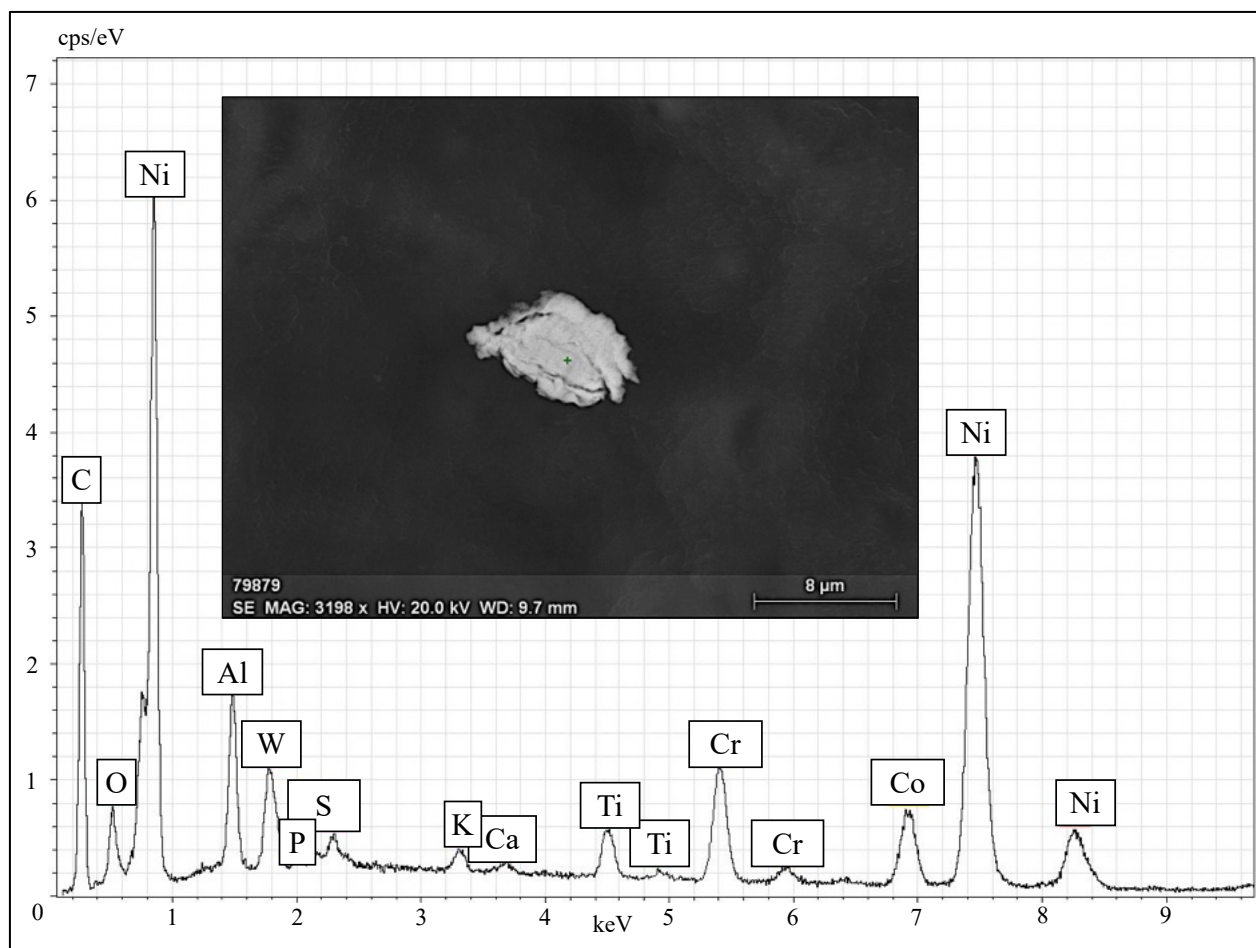


Рисунок 5.6 – Интерметаллические частицы на поверхности листьев тополя в зоне воздействия Уфимского моторостроительного производственного объединения

Нефтехимия, нефтепереработка и теплоэнергетика.

Медианные значения содержания Br и Rb на исследуемой территории составляют 43 и 52 мг/кг соответственно. Наибольшие концентрации этих элементов зафиксированы в районах, где расположены промышленные предприятия, включая нефтеперерабатывающий комплекс и ТЭЦ (рисунок 5.7), связанные с процессами сжигания углеводородного сырья. Современные технологии утилизации отходов нефтепромышленного комплекса (в том числе попутного газа) и производства электроэнергии предполагают окисление углеводородов, что сопровождается высвобождением галогенов и объясняет локальные аномалии содержания Br и Rb в данных зонах (Li et al., 2021).

Исследования состава подземных вод нефтегазоносных провинций выявляет спектр микроэлементов, таких как Cs, Br, Rb, I, Li, Mg, B и K (Носарева, Попов, 2010). Эти элементы, как правило, содержатся в глубокозалегающих пластовых водах, характеризующихся высокой минерализацией и сложными геохимическими условиями формирования. Выявленные концентрации элементов позволяют не только оценивать техногенные и природные процессы миграции в нефтегазовых бассейнах, но и рассматривать их как потенциальные источники

добычи редких металлов из попутных вод (Серебряков, 2011). Переход элементов (Br, Rb, Cs) в газовую фазу возможен в условиях высоких температур, давления, минерализации пластовых вод и геохимических условий, однако механизмы этого процесса различаются для каждого элемента. Бром может переходить в газовую фазу в форме газообразных соединений (Br_2 , HBr) при высоких температурах и в присутствии кислорода. В условиях газоносных горизонтов бром может образовывать летучие соединения с серой или органическими соединениями.

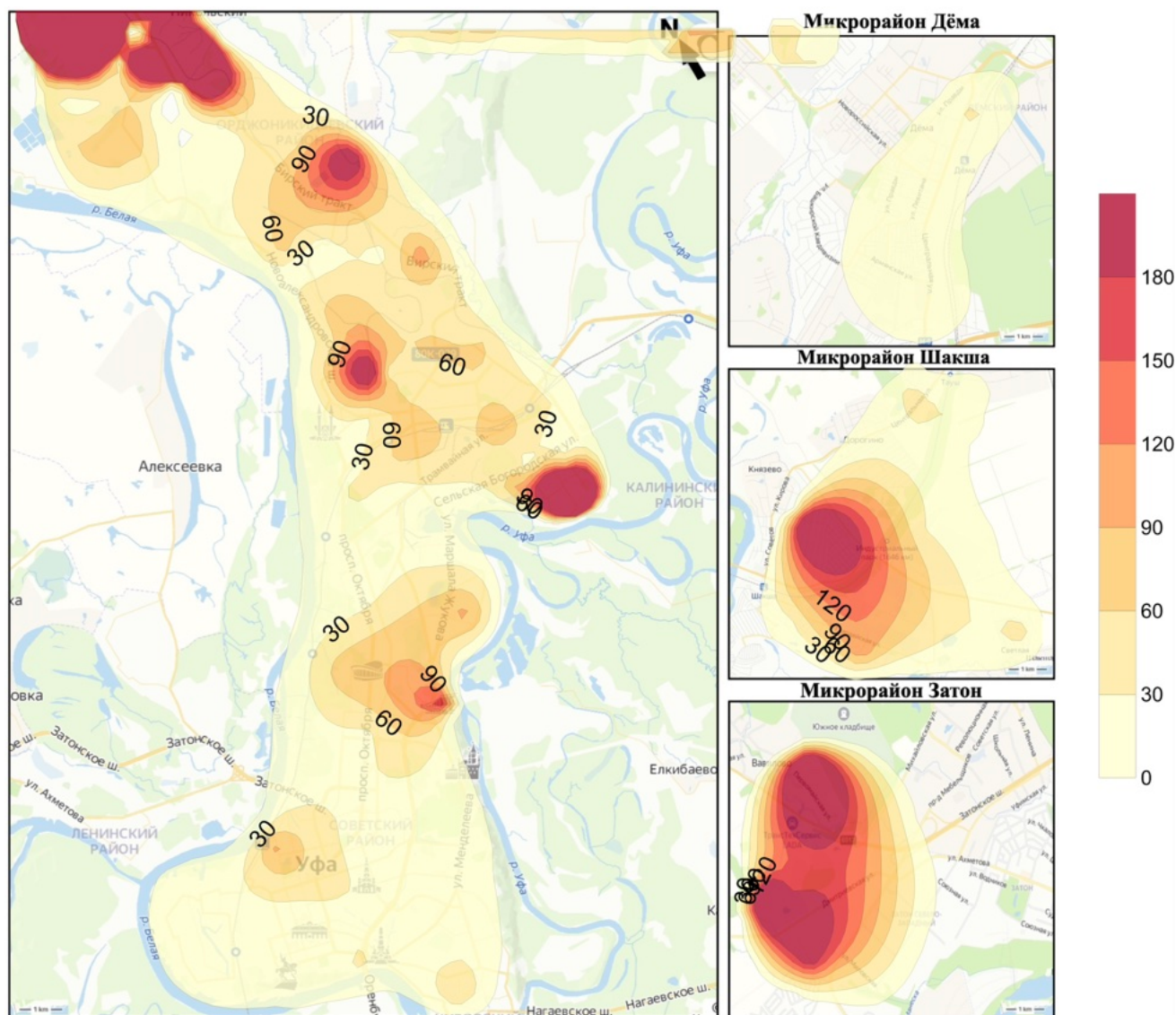


Рисунок 5.7 – Схема пространственного распределения Br (мг/кг) в листьях тополя на территории г. Уфа

Коэффициент корреляции Спирмена для пары Br-Rb отмечается на уровне 0,25 ед., Rb-Cs 0,26 ед. Данные элементы обособляются в условно один кластер, с дифференциацией на две группы, Br-As-U и Rb-Cs-Nd-Ta-Co (рисунок 5.1).

Северный кластер города также выделяется по характерным элементам, связанным с процессами нефтепереработки. Наиболее выраженные аномалии отмечены для Nd (Рисунок 5.8) и других LREE, концентрации которых повышены в районе расположения нефтехимических

предприятий. Согласно исследованиям (Koltun, 2014; Talovskaya et al., 2018; Rabha et al., 2022), нефтеперерабатывающие заводы являются значительными источниками выбросов редкоземельных металлов, включая Nd, в окружающую среду. В технологических процессах, таких как гидроочистка и каталитический крекинг, происходит высвобождение соединений РЗЭ в атмосферу в форме аэрозольных частиц и газообразных соединений. В дальнейшем атмосферные процессы, включая диффузию и осаждение, способствуют их накоплению в компонентах окружающей среды.

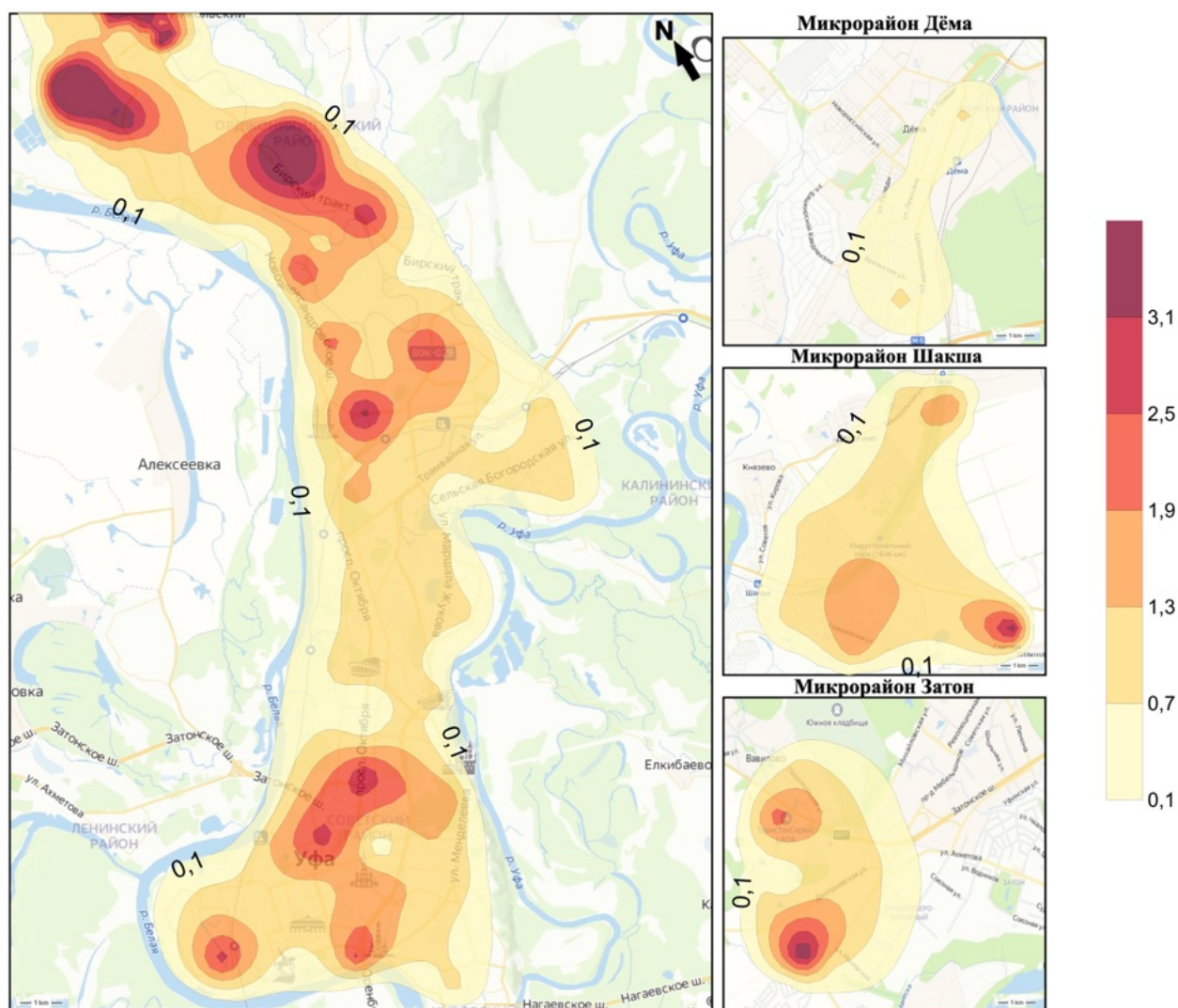


Рисунок 5.8 – Схема пространственного распределения Nd (мг/кг) в листьях тополя на территории г. Уфа

Результаты СЭМ–анализа показали значительное количество минеральных фаз, содержащих РЗЭ, на поверхности листьев тополя, отобранных на расстоянии около 2 км с подветренной стороны от завода «Башнефть–Новоил» (рисунок 5.9). Морфологический анализ выявил, что частицы имеют неправильную, неокатанную форму, что указывает на их техногенное происхождение. По своим особенностям они схожи с фрагментами золы или шлака,

образовавшимися при высокотемпературных процессах спекания, характерных для промышленных выбросов.

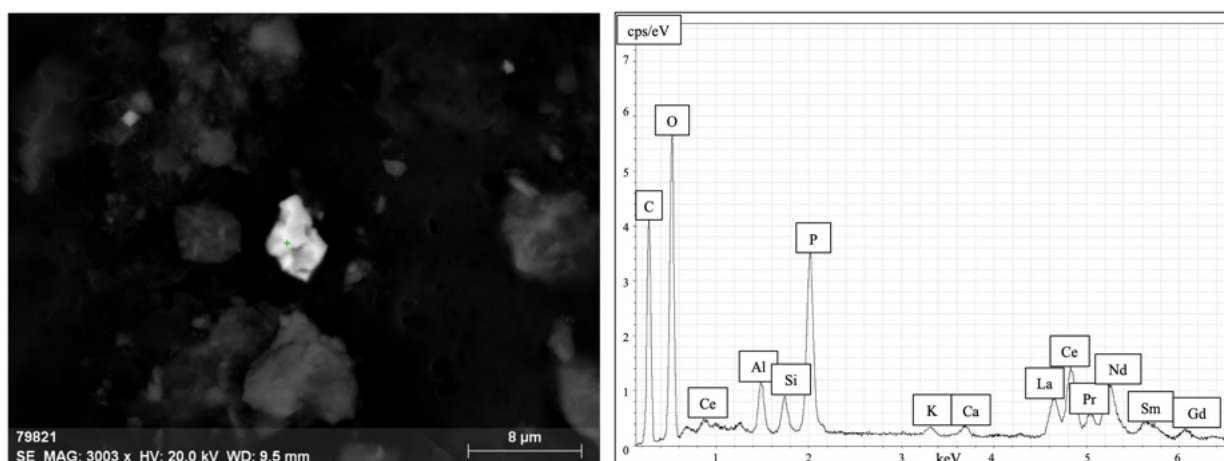


Рисунок 5.9 – Частица фосфата РЗЭ на поверхности листьев тополя в зоне воздействия Уфимского нефтеперерабатывающего завода

Транспортные узлы. Районы с высокой транспортной нагрузкой отчётливо выделяются при построении карт пространственного распределения Cr (рисунок 5.10) и Fe.

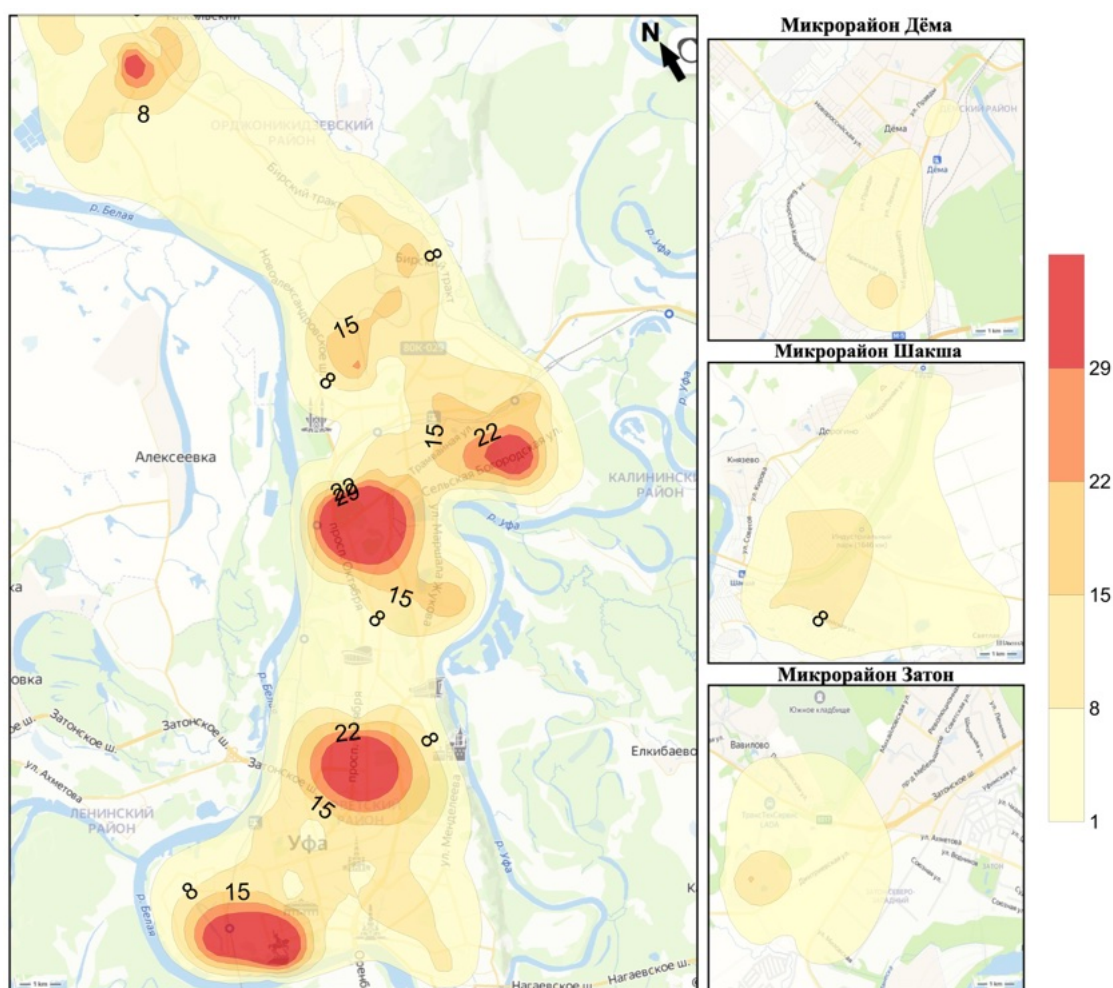


Рисунок 5.10 – Схема пространственного распределения Cr (мг/кг) в листьях тополя на территории г. Уфа

Согласно ранее опубликованным данным по состоянию почв г. Уфы (Гончаров и др., 2023), уделено особое внимание валовым концентрациям Cr в ряде участков. Основными источниками поступления Cr в атмосферу являются не только выбросы при сжигании топлива, но и процессы, связанные с износом автотранспортных деталей и шин.

Пространственный анализ распределения Cr позволил выделить четыре ореола повышенных концентраций. В северной части города они приурочены к промышленным площадкам ПАО «ОДК–УМПО» и районам по улицам Трамвайная и Сельской Богородской. Южная часть города на 80 % территории характеризуется содержанием Cr выше медианного уровня (8 мг/кг), при этом наиболее высокие значения зафиксированы в двух локальных ореолах – в районе перекрёстка проспекта Октября и улицы Города Галле, а также в зоне Телецентра–Нижегородки. Здесь концентрации достигают 30–60 мг/кг, что совпадает с территориями, ранее отмеченными как участки с интенсивным автомобильным движением (Стадничук, 2016).

Методом СЭМ на поверхности листьев тополя, собранных вдоль наиболее загруженных автомагистралей, обнаружены частицы интерметаллического состава размером около 6 мкм, содержащие Cr и Ni, а также их комбинации с Fe (рисунок 5.11).

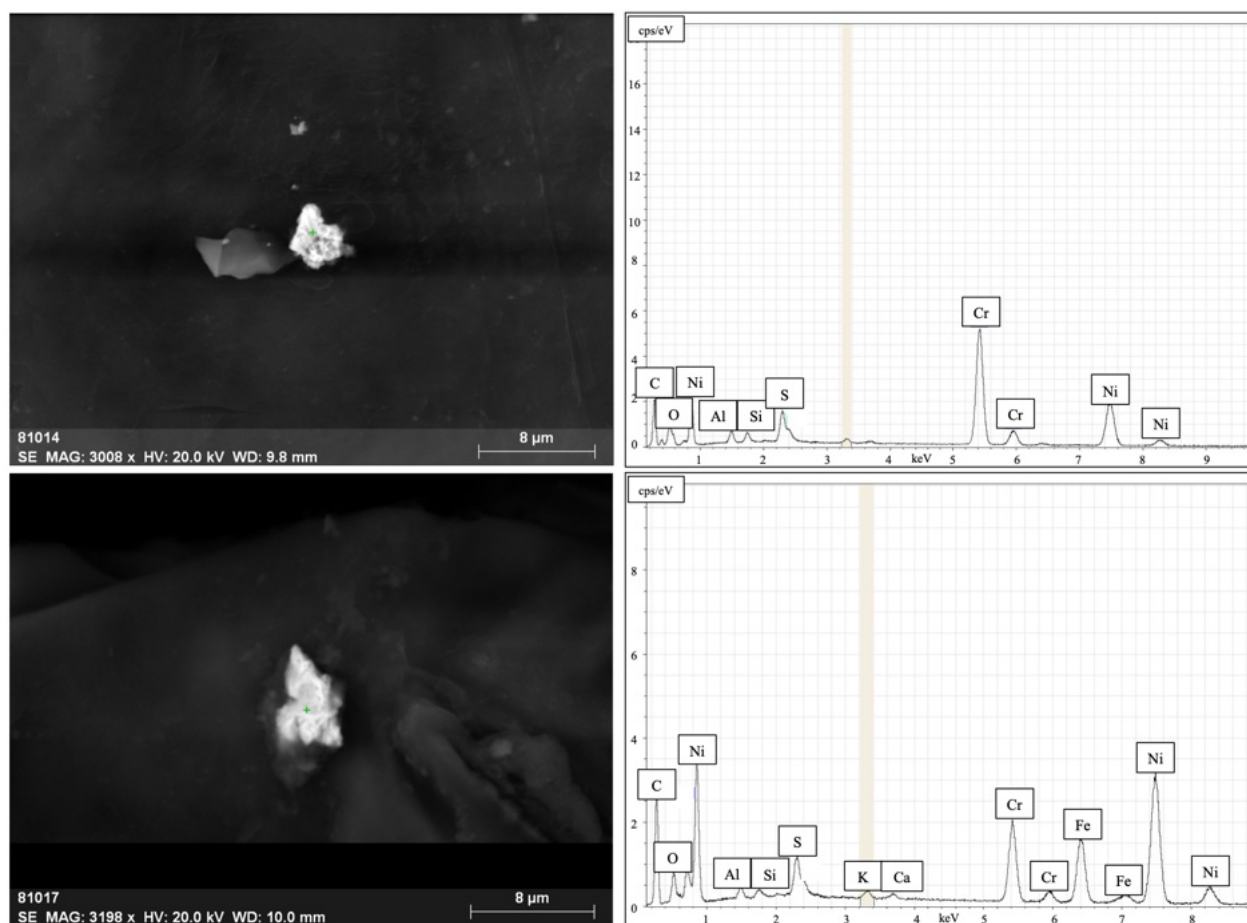


Рисунок 5.11 – Частицы интерметаллических сплавов на поверхности листьев тополя в зоне воздействия мест с повышенным автомобильным трафиком

Это может указывать на вклад процессов износа металлических деталей транспортных средств в формирование городских аэрозолей.

Помимо автомобильного транспорта, значимый источник техногенных частиц связан с железнодорожной инфраструктурой. Вблизи путей и сортировочных станций в атмосферу поступают микрочастицы, содержащие Fe, Cr, Co, Zn, Cu, а также углеродистую сажу. Исследование проб листьев тополя, отобранных в районе железнодорожной перегрузочной станции Дёма, методом СЭМ позволило выявить частицы с высоким содержанием Fe (рисунок 5.12), что свидетельствует о локальном влиянии железнодорожного транспорта на загрязнение воздушной среды.

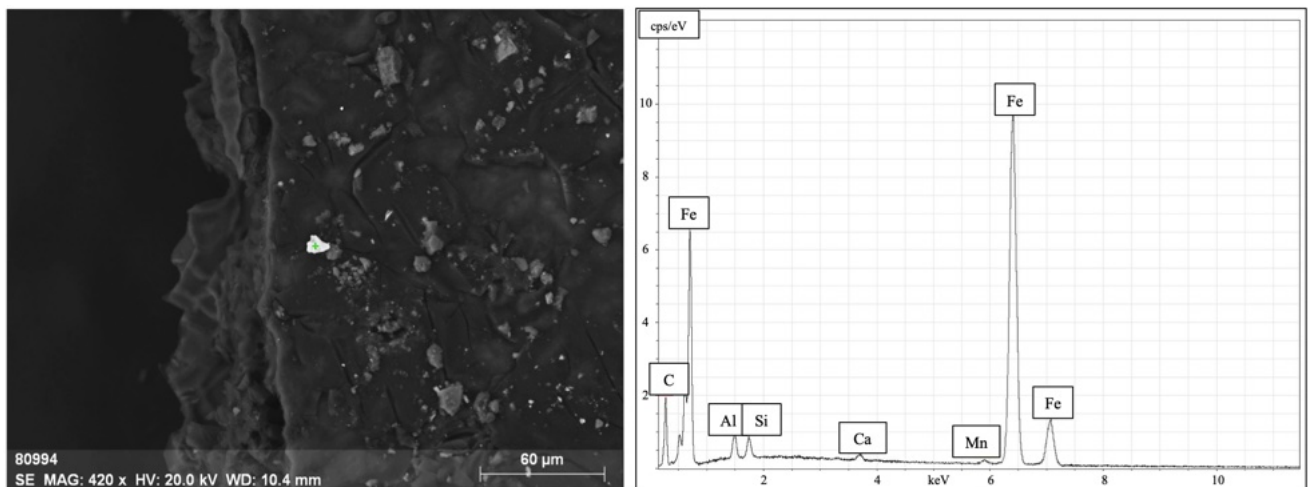


Рисунок 5.12 – Частица Fe на поверхности листьев тополя в зоне воздействия перегрузочной ж/д станции Дёма

Также на этой территории была зафиксирована частица интерметаллического состава Cr–Pb на поверхности листьев тополя. Pb является одним из наиболее распространённых техногенных элементов, который активно используется в различных сферах промышленности. Основные его источники в урбанизированных территориях связаны с эксплуатацией транспортной инфраструктуры: износ тормозных колодок и подшипниковых узлов железнодорожного состава, использование свинцовых сплавов в смазочных материалах. Кроме того, Pb может поступать с пылью, образующейся при разрушении старых лакокрасочных покрытий и элементов инженерных конструкций.

Формирование интерметаллической частицы Cr–Pb указывает на её происхождение в условиях высоких температур или интенсивного механического воздействия, что характерно для зон железнодорожных станций, где происходят процессы трения металлических деталей и тормозных механизмов. В таких условиях Pb способен спекаться с хромсодержащими материалами, образуя устойчивые соединения, которые затем поступают в атмосферу в виде мелкодисперсных частиц. Обнаружение подобной частицы подтверждает (рисунок 5.13), что

железнодорожная станция является локальным источником сложных по составу техногенных аэрозолей, а Pb в её составе может служить индикатором антропогенной нагрузки и антропогенного воздействия и риска неблагоприятного влияния на качество окружающей среды и здоровье населения.

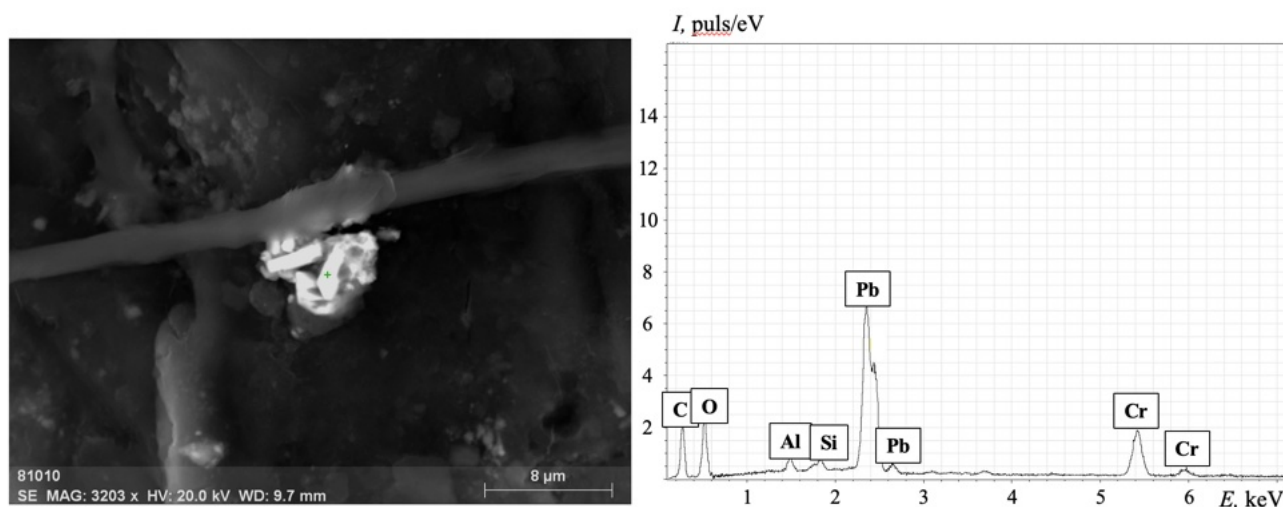


Рисунок 5.13 – Частица интерметаллического состава Cr–Pb на поверхности листьев тополя в зоне воздействия перегрузочной ж/д станции Дёма

5.3 Оценка миграции химических элементов из почв в листья тополя

Живое вещество обладает способностью избирательно поглощать и накапливать различные химические элементы, что обуславливает необходимость изучения минерального состава его остатка–зола. Вследствие этой избирательности элементный состав зольного остатка растений может существенно отличаться от среднего содержания элементов в земной коре. Интенсивность поступления химических элементов в растения характеризуется отношением их содержания в золе растений к содержанию в почве. Любые колебания содержания макро– и микроэлементов в окружающей среде, особенно в почве, могут приводить к изменениям в химическом составе растений. При этом многие виды, а порой и целые роды растений, способны проявлять избирательность в поглощении и накоплении отдельных биологически активных элементов, отражая как природные, так и техногенные особенности среды (Григорьев и др., 2013).

Исследования, посвящённые накоплению металлов в листьях деревьев, произрастающих в условиях урбанизации, выявили значительные масштабы накопления таких элементов, как Pb, Cu, Cd и Zn. Например, в исследовании, проведённом в городе Яньань, Китай, было установлено, что листья девяти видов деревьев и пяти видов кустарников накапливают указанные металлы, причём уровни накопления варьируются в зависимости от вида растения и степени загрязнения окружающей среды (Hu et al., 2014). Другие исследования подтверждают, что листья и кора

деревьев могут служить индикаторами атмосферного загрязнения химическими элементами, отражая их концентрации в окружающей среде (El-Khatib et al., 2020).

Ранее проведённые исследования по листьям тополя бальзамического (Юсупов, 2022) показали, что существенные различия в содержании химических элементов между мытыми и нематыми образцами выявлены для таких элементов, как Na, Sc, Fe, As, Sb, Cs, РЗЭ, Hf и Th. Эти элементы преимущественно ассоциируются с металлогенным и гетерогенным типами техногенного воздействия, которое реализуется в форме оседания металлической и минеральной пыли, абразивных частиц и твёрдых аэрозольных выбросов. Такие соединения, как правило, накапливаются на поверхности листьев, не проникая в ткани растения, что подтверждается сравнением данных по мытым и нематым образцам (Москаленко, 1991). В то же время для биофильных элементов, таких как Ca, Co, Zn, Br, Rb, Sr и Ba, статистически значимых различий между мытыми и нематыми листьями не установлено. Это указывает на их преимущественное поступление через корневую систему из почвы, что отражает процессы биологического поглощения. Исключение может составлять Br, содержание которого частично обусловлено воздействием газообразных техногенных выбросов.

Согласно исследованию (Paradellis, Panayotakis, 1980), бром в листьях может поступать преимущественно из атмосферы. Авторы экспериментально доказали, что листья обладают способностью абсорбировать бром в газообразной форме и в составе аэрозольных частиц, что особенно выражено в условиях городской среды с высоким уровнем техногенных выбросов. Концентрации брома в листьях деревьев, произрастающих в пределах города, существенно превышали уровни, зафиксированные в менее загрязнённых районах, что свидетельствует о ведущей роли воздушного пути поступления элемента. В связи с этим, повышенные значения коэффициента биологического поглощения (A_x) по Br в условиях урбанизированных территорий не обязательно отражают эффективность корневого поглощения, а могут быть обусловлены внешним загрязнением листовой поверхности и проникновением элемента через устьичный аппарат. Таким образом, при интерпретации A_x для брома необходимо учитывать вклад газообразных и аэрозольных форм техногенного воздействия.

В соответствии с принятой классификацией (Перельман, 1975), элементы с КБП менее 0,1 относятся к группе слабого биологического захвата. Их поступление в растения ограничено либо вследствие низкой подвижности в почве, либо из-за отсутствия физиологической потребности. Значения A_x в интервале от 0,1 до 1 указывают на среднюю степень поглощения, что характерно для элементов, поступающих в растения в ограниченных количествах и при определённых условиях. Элементы с A_x более 1 относятся к категории сильного биологического накопления и могут служить индикаторами техногенного загрязнения, а в ряде случаев – потенциальными биологическими угрозами из-за способности к аккумуляции в пищевых цепях. Таким образом,

A_x является важным инструментом при интерпретации результатов эколого–геохимических исследований и биомониторинга загрязнённых территорий.

Анализ значений коэффициента биологического поглощения (A_x), рассчитанных для 28 химических элементов в листьях тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.) на территории города Уфы, позволил выявить выраженные различия в степени накопления элементов растениями (рисунок 5.14).

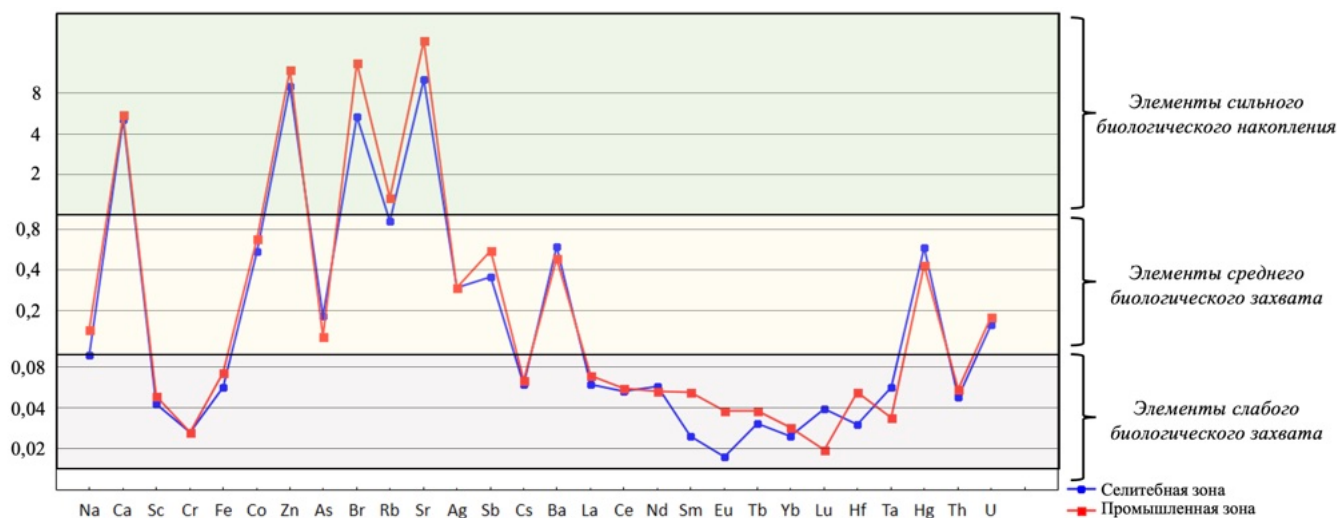


Рисунок 5.14 – Коэффициенты биологического поглощения для листьев тополя на территории г. Уфа

К категории сильного биологического накопления ($A_x > 1$) отнесены элементы Sr (20,3), Zn (10,0), Br (8,0), Ca (5,6) и Rb (1,1), что свидетельствует об их высокой подвижности в системе «почва-растение» и активном биологическом усвоении. Среди них особое внимание привлекают Sr и Br – элементы, способные накапливаться в значительных количествах даже при низких концентрациях в почве, что может быть связано как с биохимической активностью, так и с особенностями условий урбанизированной среды.

Элементы с A_x в диапазоне от 0,1 до 1 ед. (среднего биологического захвата) включают Co, Hg, Ba, Sb, Ag, U, As и Na, чье поступление в растительные ткани ограничено, но всё ещё определяется биологическим спросом и степенью доступности в окружающей среде. Для остальных элементов – преимущественно редкоземельных, а также Fe, Cr, Cs, Ta и Th.

Значения A_x ниже 0,1, что указывает на слабый биологический захват и, вероятно, эффективное функционирование почвенных и биологических барьеров.

На основе сопоставления полученных данных по КБП в листьях тополя на территории г. Уфы и г. Усть-Каменогорск (Ялалтдинова, 2015) рассчитанных по одинаковому спектру химических элементов, можно отметить как сходства, так и различия в характере накопления химических элементов растениями. На обеих территориях были зафиксированы высокие значения A_x для биофильных элементов (Ca, Zn, Sr), что отражает физиологическую потребность

растений в этих элементах и их хорошую биодоступность. В частности, для Уфы наибольшее значение A_x установлено для Sr (20,3) и Zn (10), что превышает показатели, зафиксированные в Усть-Каменогорске (где A_x для Sr варьировал от 5 до 10, Zn – до 7). Кроме того, в Уфе наблюдается выраженное накопление Br (8,0), что не было характерно для Усть-Каменогорска и может быть связано с особенностями техногенного воздействия и атмосферного поступления бромсодержащих соединений от предприятий нефтехимии, нефтепереработки и теплоэнергетики. Аналогично, элементы Rb и Hg демонстрируют в Уфе умеренное накопление, в то время как в Усть-Каменогорске они не входят в число приоритетных по КБП. Вместе с тем, как в Уфе, так и в Усть-Каменогорске, для большинства редкоземельных элементов (La, Ce, Nd, Sm, Yb и др.) характерны низкие значения A_x ($<0,1$ ед.), что свидетельствует о слабом биологическом захвате и ограниченной доступности этих элементов в условиях техногенно трансформированных почв.

Таким образом, проведённый сравнительный анализ позволяет заключить, что несмотря на общие закономерности в накоплении биофильных элементов, различия в интенсивности техногенного воздействия, составе выбросов и почвенных характеристиках территорий приводят к вариативности в биологическом поглощении химических элементов.

Для выявления пространственных особенностей распределения A_x в зависимости от характера техногенной нагрузки был рассчитан данный показатель для районов города с разной промышленной специализацией. Сопоставление этих значений с медианным значением по городу позволило выделить локальные отклонения, отражающие как усиленное биологическое накопление (захват) отдельных элементов, так и барьерные функции растительности в условиях повышенного загрязнения (рисунок 5.15).

Элементы Br и Rb демонстрируют сходные пространственные закономерности накопления в листьях тополя на территории г. Уфа. Повышенные значения КБП по обоим элементам зарегистрированы в районах расположения предприятий металлообработки, топливно-энергетической инфраструктуры города и на территории микрорайона Затон, где сосредоточены главные ТЭЦ города, включая ТЭЦ-1, ТЭЦ-2, ТЭЦ-3 и Затонскую ТЭЦ. Такая пространственная увязка может указывать на общую природу поступления этих элементов в окружающую среду. Br и Rb, в отличие от большинства тяжёлых металлов, поступают в растения преимущественно через листовой аппарат из атмосферы, а не из почвы. В условиях эксплуатации теплоэнергетических объектов, работающих на природном газе, возможно высвобождение бромсодержащих и щелочных соединений в виде газообразных и мелкодисперсных аэрозольных форм, способных адсорбироваться на поверхности листьев или проникать внутрь через устьица. Таким образом, накопление Br и Rb в районах с высокой концентрацией энергетических объектов может рассматриваться как индикатор специфического состава выбросов, связанного с

процессами сжигания природного газа при генерации тепловой и электрической энергии. Подобные элементы могут использоваться в качестве биоиндикаторов газо–энергетической нагрузки в городской среде.

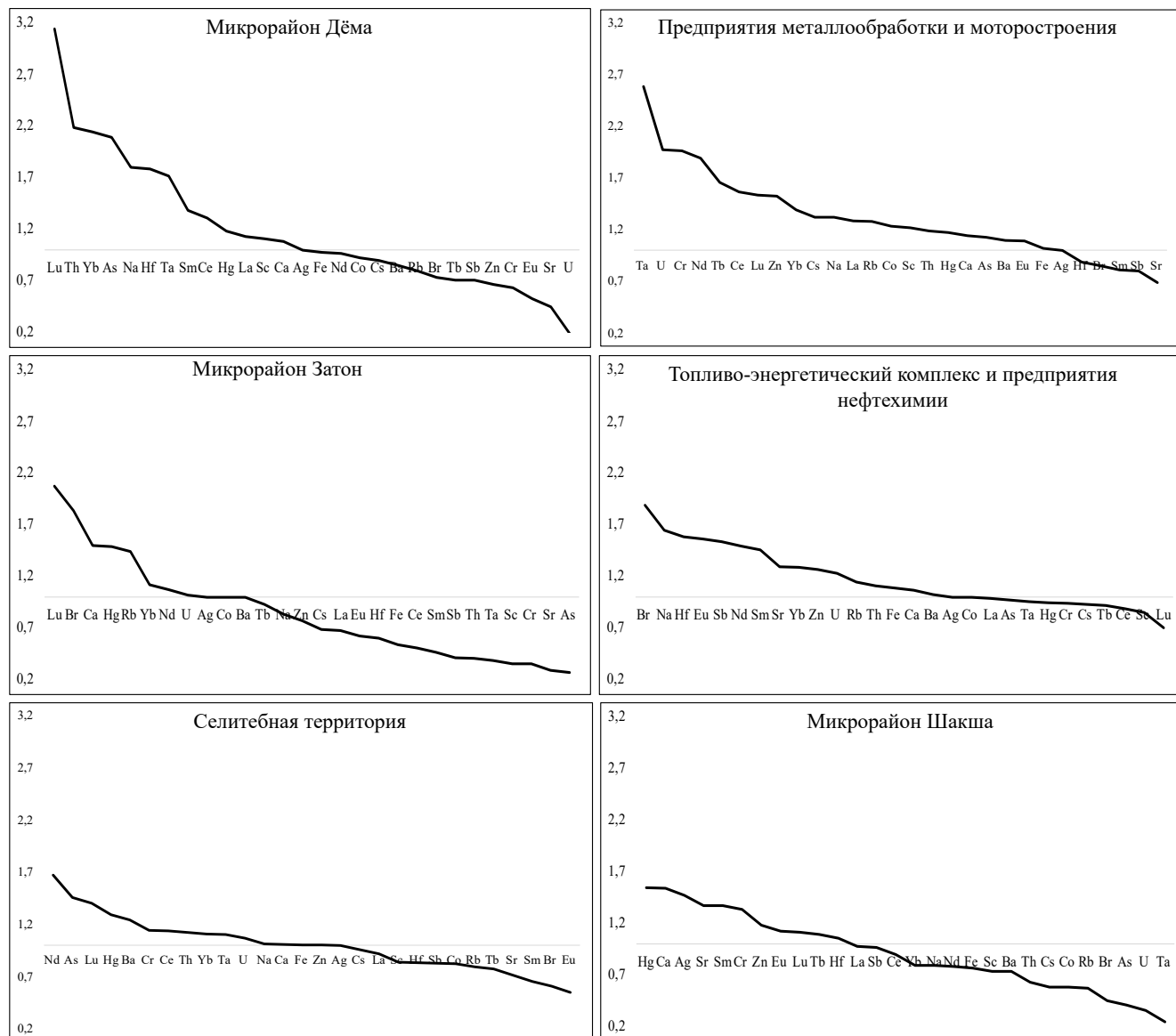


Рисунок 5.15 – Графики нормированных к медиане значений A_x химических элементов для техногенно нагруженных районов г. Уфа

Zn демонстрирует характерное поведение техногенного элемента с устойчивым биологическим накоплением в условиях промышленного загрязнения. Наибольшие значения коэффициента биологического поглощения по цинку зарегистрированы в районе УМПО, что связано с размещением промышленных площадок с активной деятельностью в области механической обработки и сборки авиационных двигателей, где используются различные цинксодержащие антикоррозийные сплавы. Ранее выполненный анализ почв в пределах 1–й и 2–й промышленной площадки УМПО показал повышенное содержание Zn в верхнем горизонте, что свидетельствует о длительном техногенном накоплении этого элемента. Дополнительным

источником поступления цинка в растительный покров выступают мелкодисперсные техногенные частицы, образующиеся в процессе металлообработки, которые были выявлены при морфолого-структурном анализе проб, отобранных вблизи указанных цехов. Их присутствие в воздухе способствует попаданию Zn на поверхность и в ткани листьев, тем самым увеличивая значение A_x . Таким образом, накопление цинка в листьях деревьев в данном районе напрямую связано с локальным промышленным источником и высокой биодоступностью элемента в техногенно трансформированной среде.

Повышенные значения коэффициента биологического поглощения Ca и Sr на территории города Уфы в значительной степени обусловлены геохимическими и геологическими особенностями района. Эти элементы традиционно присутствуют в высоких концентрациях в почвах, сформированных на карбонатных и сульфатных породах, характерных для данного региона, включая гипсы, известняки и доломиты, содержащие примеси стронция. Наиболее высокие значения A_x по Ca и Sr были зарегистрированы в районе микрорайона Шакша, где преобладает малоэтажная застройка, а урбанизированная среда находится на стадии активного развития. В таких условиях возможна усиленная пылевая миграция с поверхности незакреплённых почв и открытых участков, особенно в приземном слое, способствующая осаждению Ca- и Sr- содержащих частиц на листья тополя. Кроме того, естественное обогащение почв этими элементами в сочетании с минимальным индустриальным влиянием и слабой асфальтовой изоляцией поверхности приводит к активному включению Ca и Sr в биологические циклы, что отражается в значениях A_x , превышающих единицу. Таким образом, поведение этих элементов связано преимущественно с естественными источниками и особенностями трансформации природных ландшафтов, а не с выраженным техногенным загрязнением.

Среди элементов, относящихся к группе биологического захвата, особое внимание привлекает Na, повышенные значения A_x , которого зафиксированы преимущественно в южной части города, характеризующейся высокой транспортной активностью. Вклад в обогащение листьев Na вносят пылевые и аэрозольные формы, образующиеся в результате интенсивного движения транспорта, а также использование противогололёдных реагентов в зимний период. Co, как и ранее отмеченный Zn, накапливается вблизи промышленных площадок УМПО, где функционируют цеха механической обработки металлов. Его техногенное происхождение подтверждено сканирующей электронной микроскопией, с помощью которой в пробах были выявлены частицы, содержащие Co. As демонстрирует повышенные значения в селитебной зоне, что, вероятно, связано с поступлением продуктов сгорания топлива и выбросами от автотранспорта, особенно в районах с плотной застройкой и затруднённой вентиляцией воздуха. Повышенное накопление Sb и Ba характерно для территорий, прилегающих к

нефтеперерабатывающим предприятиям, в частности — в зоне топливно–энергетической и нефтехимической инфраструктуры, где наблюдается значительное пыление с технологических площадок. Данные элементы могут поступать как в составе сульфидных и оксидных форм из выбросов, так и в виде пылевой фракции, содержащей остатки переработки нефти и топлива.

Таким образом, по результатам анализа золы листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* на территории г. Уфа, установлен ряд элементов с повышенными уровнями накопления: Co, Zn, Sc, Ca, Sr, Ta, Fe и Br. Их наличие свидетельствует о техногенном влиянии различного характера и интенсивности, варьирующегося в зависимости от специфики функционального зонирования городской территории.

Пространственный анализ показал накопление Co, Ta, Ti и W вблизи производственных площадок моторостроительной и металлообрабатывающей отрасли (ПАО «ОДК–УМПО»), что подтверждается не только геохимическими показателями, но и морфологическими признаками техногенных частиц, обнаруженных на поверхности листьев в ходе СЭМ–анализа. Нефтехимические и нефтеперерабатывающие предприятия, а также объекты теплоэнергетики выделяются повышенными содержаниями Br, а также рядом лёгких редкоземельных элементов, таких как La, Ce и Nd. Обнаруженные на поверхности листьев частицы предполагаемых катализаторов с характерной морфологией подтверждают их техногенное происхождение и связь с процессами нефтепереработки. В свою очередь, транспортная инфраструктура города выделяется по повышенным концентрациям Sr, что отражается в пространственных паттернах распределения данного элемента.

Выявленные различия в значениях коэффициентов биологического поглощения (A_x) указывают на селективность накопления элементов в листьях *Populus balsamifera* L., обусловленную как физиолого-биохимическими особенностями вида, так и типом и интенсивностью техногенной нагрузки. Повышенные значения A_x для ряда элементов в зонах, примыкающих к промышленным и энергетическим объектам, отражают локализованное поступление загрязняющих веществ в окружающую среду и чувствительную реакцию растительности на изменение её геохимических параметров. Это подтверждает высокую информативность листьев древесных растений как биоиндикаторов состояния урбанизированной среды.

Кроме того, элементы Ca, Co, Zn, Br и Sr демонстрируют тесную связь с содержанием в почве, что может свидетельствовать об их преимущественном поступлении в растения через корневую систему. В то же время такие элементы, как Th, U, Ta, Br, Sc и Fe, накапливаются преимущественно за счёт атмосферных осадков и аэрозольных выпадений, что подчёркивает вклад воздушных потоков и выбросов промышленных предприятий в формирование геохимического фона городской растительности.

6 МАГНИТНАЯ ВОСПРИИМЧИВОСТЬ ПОЧВ НА ТЕРРИТОРИИ Г. УФА

6.1 Компонентный анализ магнитной восприимчивости почв

Магнитная восприимчивость (МВ) почв является высокоинформативным показателем, широко применяемым для оценки степени техногенного воздействия на урбанизированные территории (Водяницкий, Шоба, 2015). Этот параметр отражает содержание в почвах ферромагнитных и парамагнитных минералов, значительная часть которых связана с антропогенными источниками, такими как выбросы промышленных предприятий, транспортная инфраструктура и теплоэнергетические объекты. В условиях города повышение магнитной восприимчивости часто обусловлено накоплением частиц, образующихся при сгорании топлива, износе тормозных систем и металлических деталей, а также при высокотемпературных технологических процессах (Водяницкий и др., 2009). Построение карт пространственного распределения магнитной восприимчивости позволяет выявлять ореолы повышенных значений вокруг промышленных зон, автомагистралей и железнодорожных узлов, тем самым оконтуривая зоны максимальной техногенной нагрузки. Это даёт возможность на последующих этапах исследований сконцентрировать внимание именно на этих участках, проводя более детальный геохимический и экологический анализ, что значительно повышает эффективность мониторинга и снижает затраты на отбор и обработку проб.

Данный показатель широко используется в зарубежных исследованиях для оценки степени техногенного воздействия на урбанизированные территории. В ряде городов Европы и Азии показано, что этот параметр хорошо коррелирует с содержанием тяжёлых металлов и сажистых частиц, что позволяет использовать его как быстрый и недорогой скрининговый инструмент. Например, в Польше пространственное распределение магнитной восприимчивости верхних горизонтов почв позволило чётко выделить ореолы вокруг металлургических предприятий и теплоэлектроцентралей, а также определить глубину проникновения техногенных частиц в почвенный профиль (Magiera et al., 2006). В Китае (Lu, Bai, 2006) и Турции (Aydin, 2012) метод успешно применяли для выявления зон транспортного и промышленного загрязнения, а также для реконструкции истории техногенного накопления загрязняющих веществ. Основным результатом применения данного подхода заключается в возможности быстро и наглядно оконтуривать зоны максимального воздействия – и тем самым прицельно планировать дальнейший геохимический анализ, минимизируя трудоёмкость и стоимость исследований (Boyko et al., 2014).

В результате проведенных исследований были получены статистические характеристики показателя магнитной восприимчивости почв. Средние значения удельной магнитной восприимчивости (χ) составили $144 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$, значения общего магнитного сигнала K–full –

$122 \times 10^{-5} \text{ м}^3/\text{кг}$. Медианные значения χ и значения, полученные с помощью коэрцитивного спектрометра, составили $112 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$ и $92.6 \times 10^{-5} \text{ м}^3/\text{кг}$, соответственно.

Анализ корреляционной связи между выборками магнитной восприимчивости показал высокую степень линейной зависимости (0.99), что подтверждает стабильность пропорционального соотношения между этими параметрами. Высокий коэффициент корреляции свидетельствует о том, что изменение магнитной восприимчивости в исследуемых почвах носит закономерный характер и определяется преимущественно содержанием магнитных минералов, без существенного влияния других физических факторов, таких как пористость или степень уплотненности.

Основные статистические параметры значений χ и K_{full} в почве на исследуемой территории представлены в таблице 6.1. Размах выборки варьировался от минимальных значений, составляющих 68 до максимальных – $1090 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$. Однако при анализе размаха от 5% до 95% процентиля выборка вмещает значения от 73 до $198 \times 10^{-5} \text{ м}^3/\text{кг}$, что больше отражает характер выборки без учета аномальных значений за норму. Среднее значение ($144 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$) в свою очередь было повышено относительно медианного ($112 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$) вследствие более частого опробования вблизи промышленных объектов и наличия источников выбросов, которые создают повышенный фон вблизи их расположения. Медианные значения (медиана $\pm$ ошибка среднего) для ферромагнитной, диамагнитной и суперпарамагнитной компоненты составили 88.3 ± 17.9 , 4.1 ± 0.189 , $0.9 \pm 0.082 \times 10^{-5} \text{ м}^3/\text{кг}$, соответственно.

По полученным данным также можно сделать вывод, что ферромагнитная составляющая вносит от 90 до 99% вклада в общую МВ. Значения для суперпарамагнитной составляющей на порядок ниже, в виду их меньшей концентрации в образцах

Таблица 6.1 – Статистические данные показателя магнитной восприимчивости почв на территории г. Уфы

	χ	K_{full}	<i>Компоненты магнитной восприимчивости</i>		
			<i>Ферромагнитная</i>	<i>Диа– /парамагнитная</i>	<i>Суперпара магнитная</i>
Среднее, $10^{-5} \text{ м}^3/\text{кг}$	0,144	122	117	3,92	0,95
Медиана, $10^{-5} \text{ м}^3/\text{кг}$	0,112	92,6	88,3	4.1	0,9
Минимум, $10^{-5} \text{ м}^3/\text{кг}$	0,068	56,8	51,7	1,5	0,4
Максимум, $10^{-5} \text{ м}^3/\text{кг}$	1,09	964	957	5,8	0,45

Продолжение таблицы на стр. 96

	χ	K_full	Компоненты магнитной восприимчивости		
			Ферромагнитная	Диа– /парамагнитная	Суперпара магнитная
5–й процентиль	0,073	62,3	57,3	1,85	0,5
25–й процентиль	0,091	73,4	68,2	2,80	0,725
75–й процентиль	0,155	137	132	5,18	1,0
95–й процентиль	0,198	173	168	5,76	1,56
Стандартное отклонение	0,143	126	126	1,34	0,57
Коэффициент вариации, %	104	103	107	34	61

Коэффициент вариации для общей выборки характеризует её как крайне неоднородную (> 100), что также свидетельствует о распределении, отличном от распределения Гаусса. Однородной выборке соответствует диамагнитная компонента со значением коэффициента вероятности 34 %. Диа–/парамагнитная составляющая, как правило, имеет природное происхождение, поскольку связана с присутствием распространенных немагнитных минералов, таких как кварц и кальцит, а также парамагнитных минералов горных пород, которые являются материнскими (коренными) для почв. Их содержание в почвах и породах относительно стабильно. В силу стабильного содержания диа–/парамагнитных минералов в почвах и породах, их суммарный вклад в магнитную восприимчивость подчиняется нормальному распределению, в отличие от ферромагнитной фракции, которая может варьироваться из-за неравномерного накопления магнитных минералов и техногенных магнитных частиц.

Кластерный анализ данных элементного состава и магнитных параметров позволил выделить ряд кластеров (рисунок 6.1). На дендрограмме выделяются пять значимых ассоциаций элементов при условной интерференции двух основных кластеров. Первая из них включает элементы и оксиды металлов и металлоидов (Cs, MnO, Zr, Hf, Yb, K₂O, Al₂O₃, TiO₂, V, Nb, Cs) и тяготеет к диамагнитной компоненте, в то время как другая коррелирует с ферромагнитной и суперпарамагнитной составляющей. Внутри данной группы можно отметить четыре значимых кластера: 1) Co, Fe; 2) MgO, S; 3) Sb, Zn; 4) Cu, P₂O₅, Pb, Cr, Ni, Ba, As, а также ферромагнитная и суперпарамагнитная компоненты МВ.

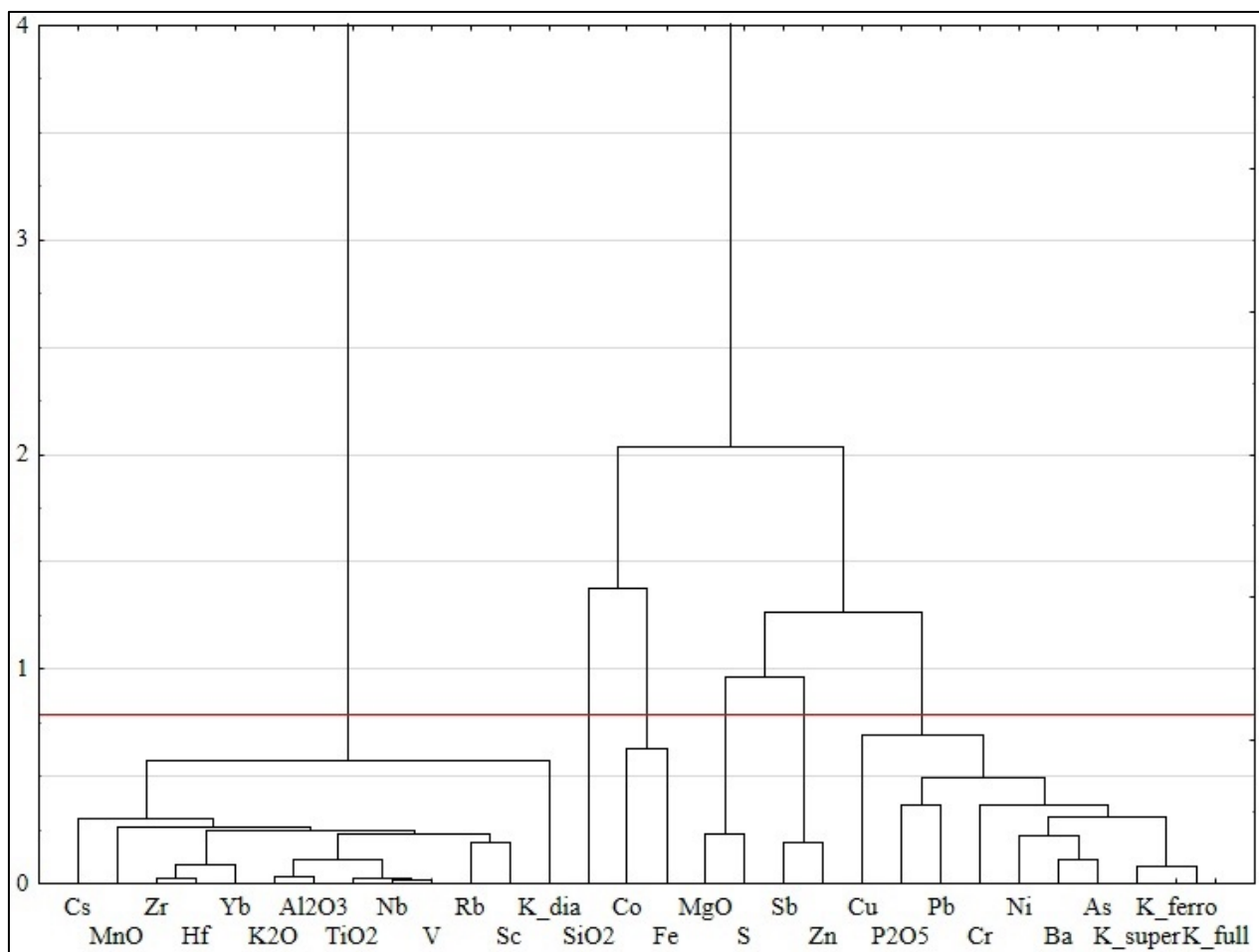


Рисунок 6.1 – Кластерный анализ элементного состава и магнитных параметров в почвах на территории г. Уфы (метод Варда, 1–Пирсона $r(0,24) = 0,76$; объем выборки – 50 образцов).

Хорошо известна связь высокая магнитная восприимчивость для Fe, Co и Ni (Karicka et al., 2001), однако вызывает интерес сильная корреляция ферромагнитной и суперпарамагнитной компоненты с элементами диамагнетиками, например, As и Ba, и парамагнетиками, например, S, Cu и P. Такие результаты предположительно свидетельствуют о том, что данные элементы находятся в соединениях с элементами с высокой MB, приурочены к одним и тем же источникам выбросов, в виду схожих ореолов пространственного распространения между ферромагнитной характеристикой и некоторыми ранее изученными элементами.

При расчете ранговой корреляции Спирмена (таблица 6.2) было установлено, что значимая корреляции ($>0,3$) для MB характерна с металлами Cr и Cu со значениями 0,38 и 0,44 ед. соответственно. Слабая корреляция ($<0,3$) отмечается с группой металлов (Ni, Zn, Pb), группой металлоидов (As, Sb) и S. Корреляционные характеристики ферромагнитной и суперпарамагнитной компоненты схожи с общим магнитным сигналом. Обратная ситуация наблюдается для диа-/парамагнитной компоненты, для которой высокая корреляция ($>0,5$) характерна с V, Br, Rb, Zr, Nb, Cs, Ba, Hf, Th и значимая с Co, As, Ta, U и REE.

Таблица 6.2 – Ранговая корреляция Спирмена между компонентами магнитной восприимчивости и некоторыми химическими элементами

	<i>Na</i>	<i>S</i>	<i>V</i>	<i>Cr</i>	<i>Fe</i>	<i>Co</i>	<i>Ni</i>	<i>Cu</i>
ОБЩАЯ	–0,16	0,28	–0,05	0,38	0,01	–0,02	0,16	0,44
Ферромагнитная компонента	–0,16	0,30	–0,08	0,39	0,01	–0,03	0,15	0,42
Диа-/парамагнитная компонента	0,23	–0,45	0,56	–0,18	0,21	0,41	0,28	0,18
Суперпара магнитная компонента	–0,22	0,26	0,10	0,14	–0,06	0,13	0,15	0,48
	<i>Zn</i>	<i>As</i>	<i>Br</i>	<i>Rb</i>	<i>Zr</i>	<i>Nb</i>	<i>Sb</i>	<i>Cs</i>
ОБЩАЯ	0,19	0,07	–0,16	–0,25	–0,22	–0,20	0,23	–0,27
Ферромагнитная компонента	0,18	0,05	–0,18	–0,27	–0,25	–0,22	0,22	–0,30
Диа-/парамагнитная компонента	0,13	0,37	0,57	0,61	0,63	0,63	–0,19	0,64
Суперпара магнитная компонента	0,30	0,10	0,17	–0,03	0,05	0,05	0,21	–0,13
	<i>Ba</i>	<i>Hf</i>	<i>Ta</i>	<i>Hg</i>	<i>Pb</i>	<i>Th</i>	<i>U</i>	<i>REE</i>
ОБЩАЯ	–0,03	–0,18	–0,02	–0,09	0,15	–0,14	–0,01	–0,15
Ферромагнитная компонента	–0,06	–0,21	–0,03	–0,09	0,13	–0,16	–0,03	–0,17
Диа-/парамагнитная компонента	0,54	0,60	0,37	0,18	0,10	0,55	0,45	0,48
Суперпара магнитная компонента	0,20	0,03	0,04	0,14	0,23	0,06	0,13	0,04

Примечание: REE (Sc, Y, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu)

Анализ корреляции магнитной восприимчивости с содержанием породообразующих оксидов в почве на территории города Уфа показал, что значимые и сильные корреляционные связи наблюдаются только с диа-/парамагнитной компонентой. Наибольшие значения характерны для оксидов K_2O , TiO_2 , Al_2O_3 , MnO и Fe_2O_3 со значениями 0,67, 0,67, 0,63, 0,60 и 0,56 соответственно (таблица 6.3).

Таблица 6.3 – Ранговая корреляция Спирмена между компонентами магнитной восприимчивости и породообразующими оксидами

	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	MgO	K_2O	Na_2O	TiO_2	MnO	P_2O_5
ОБЩАЯ	–0,01	–0,20	0,04	0,16	0,18	–0,19	–0,06	–0,20	–0,15	0,10
Ферромагнитная компонента	0,01	–0,23	0,01	0,17	0,18	–0,22	–0,07	–0,23	–0,17	0,08
Диа-/парамагнитная компонента	–0,37	0,63	0,56	–0,35	–0,26	0,67	0,14	0,67	0,60	0,27
Суперпара магнитная компонента	–0,23	–0,04	0,15	–0,01	–0,02	0,05	–0,08	0,06	0,16	0,32

Анализ пространственного распределения магнитной восприимчивости показал, что ореолы с высокими значениями сформированы как в северной, так и в южной части города (рисунок 6.2). Для более удобного описания и обсуждения карты–схемы нами выделены пять районов с повышенными значениями.

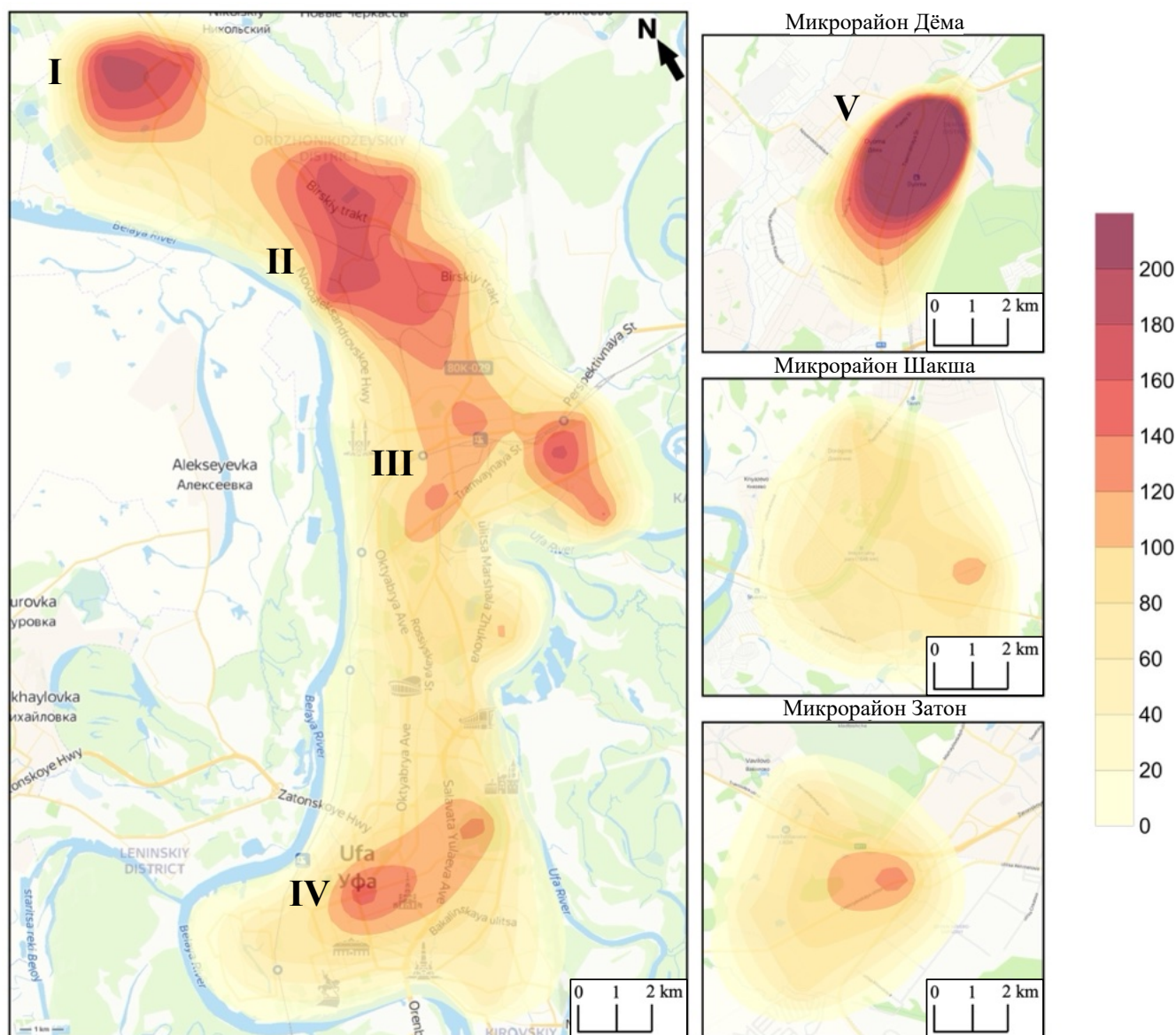


Рисунок 6.2 – Пространственное распределение χ в почве на территории г. Уфа (ед. $\times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$)

В микрорайонах Шакша и Затон, отмечаются пониженные значения относительно среднего по городу и составляют 92 и $94 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$, соответственно. Единственная точка на территории микрорайона Затон с повышенными значениями ($165 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$) находится в непосредственной близости к федеральной трассе М7 и прилегающих к ней развязок с городских улиц. На территории микрорайона Дёма было отмечено максимальное значение МВ ($1090 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$) (участок V), данная точка располагалась вблизи железнодорожной станции, по мере удаления к северо-западу от данного объекта и опробования почв в городской застройке значения

снижались до $134 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$ через 2 км и до $109 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$ через 4 км от предполагаемого основного источника загрязнения тяжёлыми металлами.

В южной части города ореолы повышенных концентраций ($155 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$, $112 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$) (участок IV) соотносятся с загруженными транспортными развязками (Стадничук, Рангулов, 2016), однако в целом по данной части города медианное значение МВ составляет $86 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$.

В северной части города на 70 % изученной территории Орджоникидзевского и Калининского района значения МВ превышают более $140 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$. Наибольшие значения фиксируются вблизи двух производственных цехов «УМПО» ($197 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$, $180 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$) (участок III), Уфимского НПЗ ($223 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$) (участок II) и НПЗ Уфанефтехим ($199 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$) (участок I).

В ходе исследования технологически нагруженные зоны городской территории были ранжированы по убыванию суммарного показателя загрязнения (Z_c), что позволило обнаружить единую тенденцию для магнитно–геохимической интерпретации. Полученный порядок: нефтехимия/ТЭК – железнодорожная станция – металлообработка и моторостроение – селитебная территория – мкр. Затон – мкр. Шакша.

Разложение магнитной восприимчивости на компоненты показала устойчивые статистические зависимости с Z_c . Установлено, что увеличение показателя Z_c прямо коррелирует с ферромагнитной и имеет обратную корреляцию с диа-/парамагнитной компонентной.

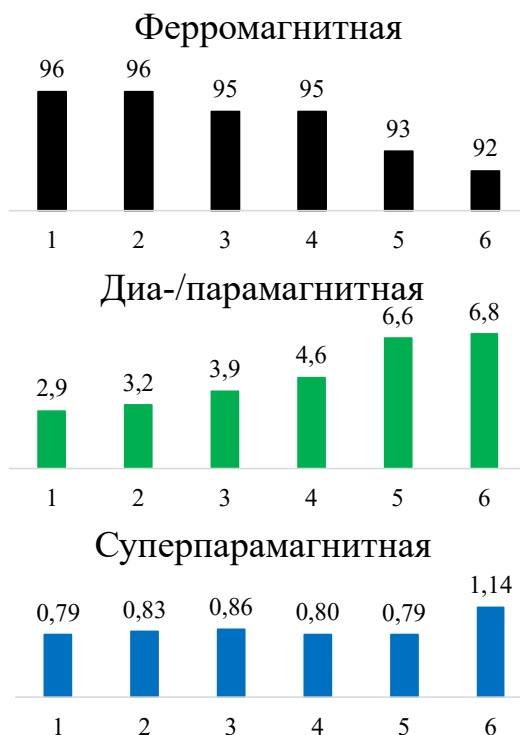


Рисунок 6.3 – Диаграмма процентного вклада компонент магнитной восприимчивости для образцов почв техногенно нагруженных районов г. Уфа

Примечание: 1– Нефтехимия/ТЭК, 2– ж/д станция Дёма, 3– металлообработка и моторостроение, 4– селитебная территория, 5– микр. Затон, 6– микр. Шакша.

Высокий процентный вклад ферромагнитной компоненты обычно свидетельствует о присутствии техногенных магнитных частиц – магнетитовых сферул из высокотемпературных процессов и металлических Fe–Ni микрочастиц, возникающих в силу технологических операций и износа оборудования. Такие источники непосредственно формируют ферромагнитные фазы, усиливая магнитный сигнал среды. Напротив, рост диа-/парамагнитной составляющей фиксирует вклад литогенной матрицы (кварц, полевые шпаты, карбонаты, глинистые минералы с парамагнитными центрами). В результате суммарный показатель загрязнения (Z_c) может возрасти за счёт антропогенной нагрузки с ростом ферромагнитной компоненты.

В целом, совокупность признаков подтверждает диагностическую значимость разложения MB на ферромагнитную и диа-/парамагнитную компоненты: высокая K_{ferro} – индикатор накопления техногенных магнитных частиц, тогда как усиление K_{dia} – сигнал литогенного фона и «немагнитной» геохимической нагрузки. Такой подход обеспечивает физически обоснованную и воспроизводимую дифференциацию типа и интенсивности антропогенного воздействия без обращения к анализу доменного состояния.

6.2 Морфология и состав магнитной фракции почв промышленных зон г. Уфа по данным SEM-анализа

При анализе магнитной фракции почв, отобранных на территории города Уфы, наиболее часто регистрируются частицы оксидов железа (рисунок 6.4), обладающие высокой магнитной восприимчивостью и представляющие интерес как индикаторы антропогенного воздействия.

Согласно данным СЭМ, морфология этих частиц варьируется от сфероидальных до угловатых, что отражает различия в условиях их образования – от высокотемпературного плавления до механического разрушения. Размер частиц колеблется от 20 до 120 мкм, причём более мелкие наночастицы склонны к агрегации и образованию конгломератов размером до нескольких сотен мкм. Элементный анализ указывает на преобладание железа и кислорода, типичное для соединений Fe_2O_3 и Fe_3O_4 , а также на наличие примесей Al, Ti, Mn, свидетельствующих о техногенном происхождении частиц, связанных с выбросами предприятий металлургического и энергетического профиля.

Магнетит (Fe_3O_4) является основным минеральным компонентом техногенной магнитной фракции урбанизированных почв (Водяницкий, 2013). Он формируется преимущественно в результате высокотемпературных техногенных процессов, таких как сжигание угля, промышленные выбросы и термическая обработка металлов. Исследования, проведённые в ряде городов (Москва, Пермь, Лоян, Норильск и др.), показали, что оксидные частицы железа

техногенного происхождения не только существенно увеличивают магнитную восприимчивость почвы, но и способны аккумулировать сидерофильные элементы (Zn, Mn, Cr, Ni, Cu) за счёт изоморфного замещения железа в кристаллической решётке (Водяницкий, 2009, 2011).

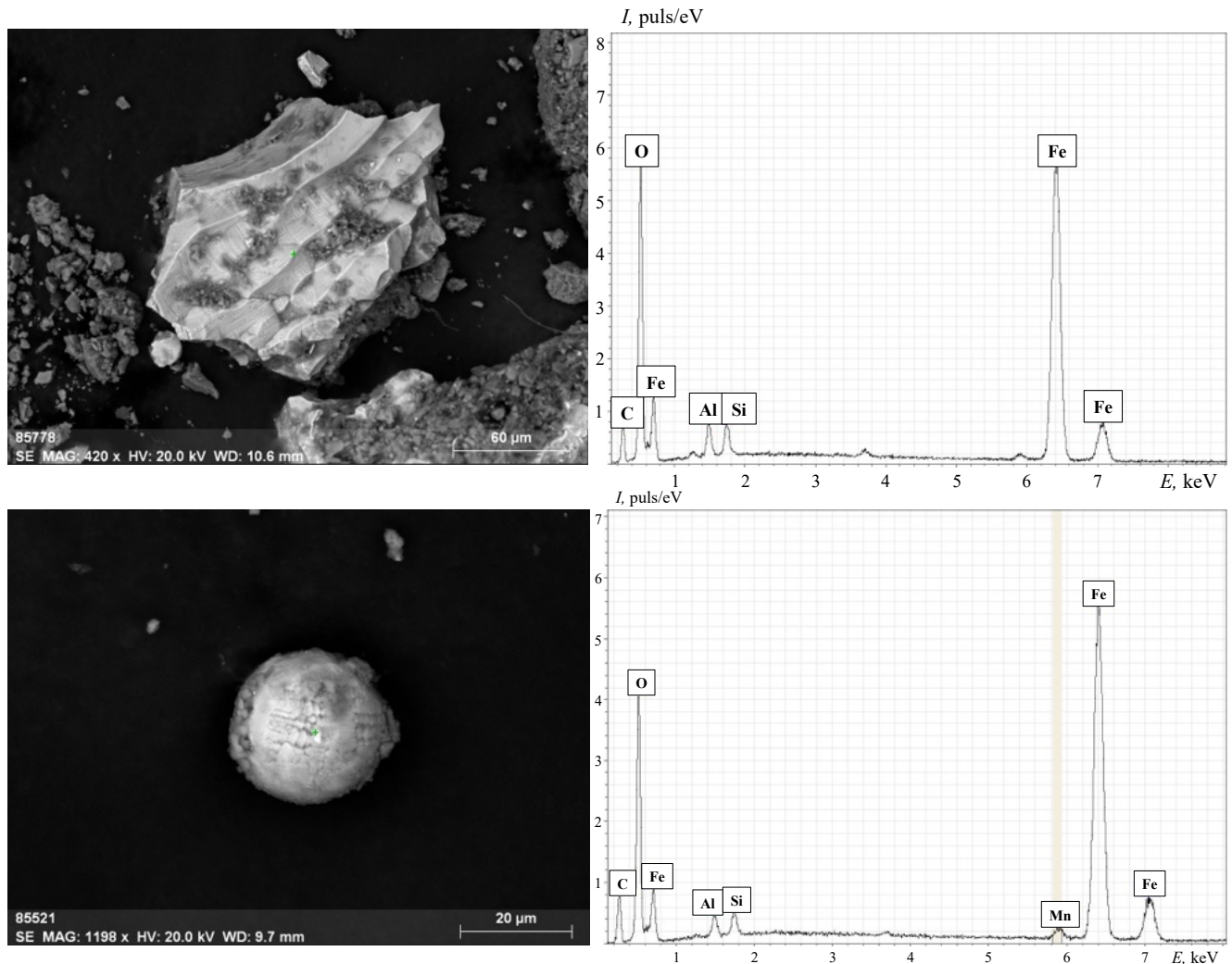


Рисунок 6.4 – Частица Fe–O неправильной (верхняя) и сферической (нижняя) формы в магнитной фракции почв территории г. Уфа

В то же время такие элементы, как Cd^{2+} и Pb^{2+} , не входящие в решётку магнетита из-за большого ионного радиуса, фиксируются на его поверхности в форме внутрисферных комплексов, особенно при высокотемпературных процессах. В работах, проведённых в Китае и России, было установлено, что содержание Cr и Cu в магнитной фракции может в 6–7 раз превышать их концентрации в немагнитной фракции почвы (Lu, 2006). Это подтверждает роль магнетита как основного носителя тяжёлых металлов в урбанизированной среде и подчёркивает его значение в качестве эффективного геоиндикатора техногенного загрязнения.

В районах, прилегающих к НПЗ, в составе магнитной фракции почв были зафиксированы частицы, содержащие редкоземельные элементы, преимущественно в виде фосфатных соединений. Наибольшее количество таких фаз обнаружено в пробах, отобранных в районе расположения «Башнефть–УНПЗ». Эти частицы характеризуются высоким содержанием Ce, La

и Nd, со средним массовым содержанием около 18, 9 и 7%, соответственно (рисунок 6.5). Кроме того, в отдельных частицах были зафиксированы Pr и Ag.

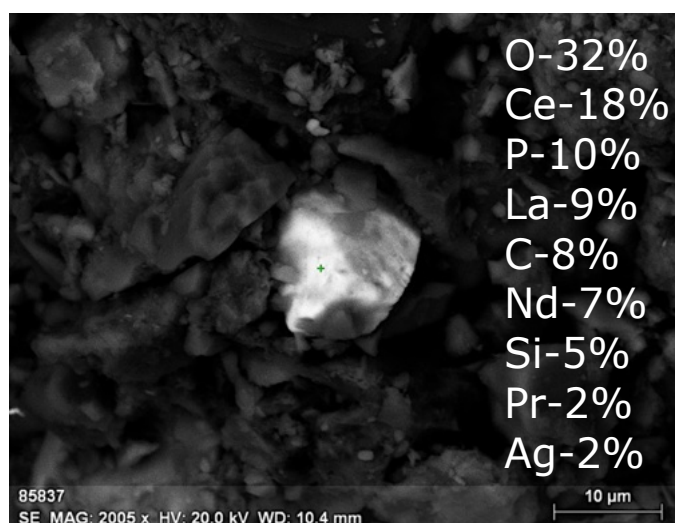


Рисунок 6.5 – Частица фосфата РЗЭ неправильной формы в магнитной фракции почв на территории г. Уфа

Вблизи производственных цехов Уфимского моторостроительного производственного объединения (УМПО) с помощью сканирующей электронной микроскопии были зафиксированы самородные формы Fe и W размером 40 и 20 нм соответственно (рисунок 6.6).

Формирование таких частиц характерно для зон с высокой концентрацией источников металлической пыли, генерируемой в процессе интенсивной механической обработки, шлифовки, резки, сварки, фрезеровки и термической обработки металлов, типичных для предприятий авиационного и моторостроительного профиля (Янин, 2009). Вольфрам широко применяется в производстве жаропрочных сплавов, твердосплавных инструментов, покрытий и специальных присадок в сталях, используемых в деталях авиационных двигателей и других узлах, работающих при высоких температурах и нагрузках (Каблов, 2007). Железо, являясь основным компонентом конструкционных и легированных сталей, попадает в окружающую среду преимущественно в виде металлической или оксидной пыли, образующейся в ходе операций резки и термообработки.

Как показывают исследования промышленных зон в других городах, металлические формы Fe и других тяжёлых элементов концентрируются в вентиляционной и оседающей технологической пыли в пределах цехов и переносятся в почвы, особенно вблизи участков с неорганизованными выбросами (Magiera et al., 2013; Bourliva et al., 2017). Это объясняет присутствие ультрадисперсных частиц Fe и W в почве, прилегающей к территории УМПО. Помимо непосредственного выброса, источниками этих элементов могут быть эрозия металлических поверхностей и износ инструментов в условиях высокой абразивной нагрузки.

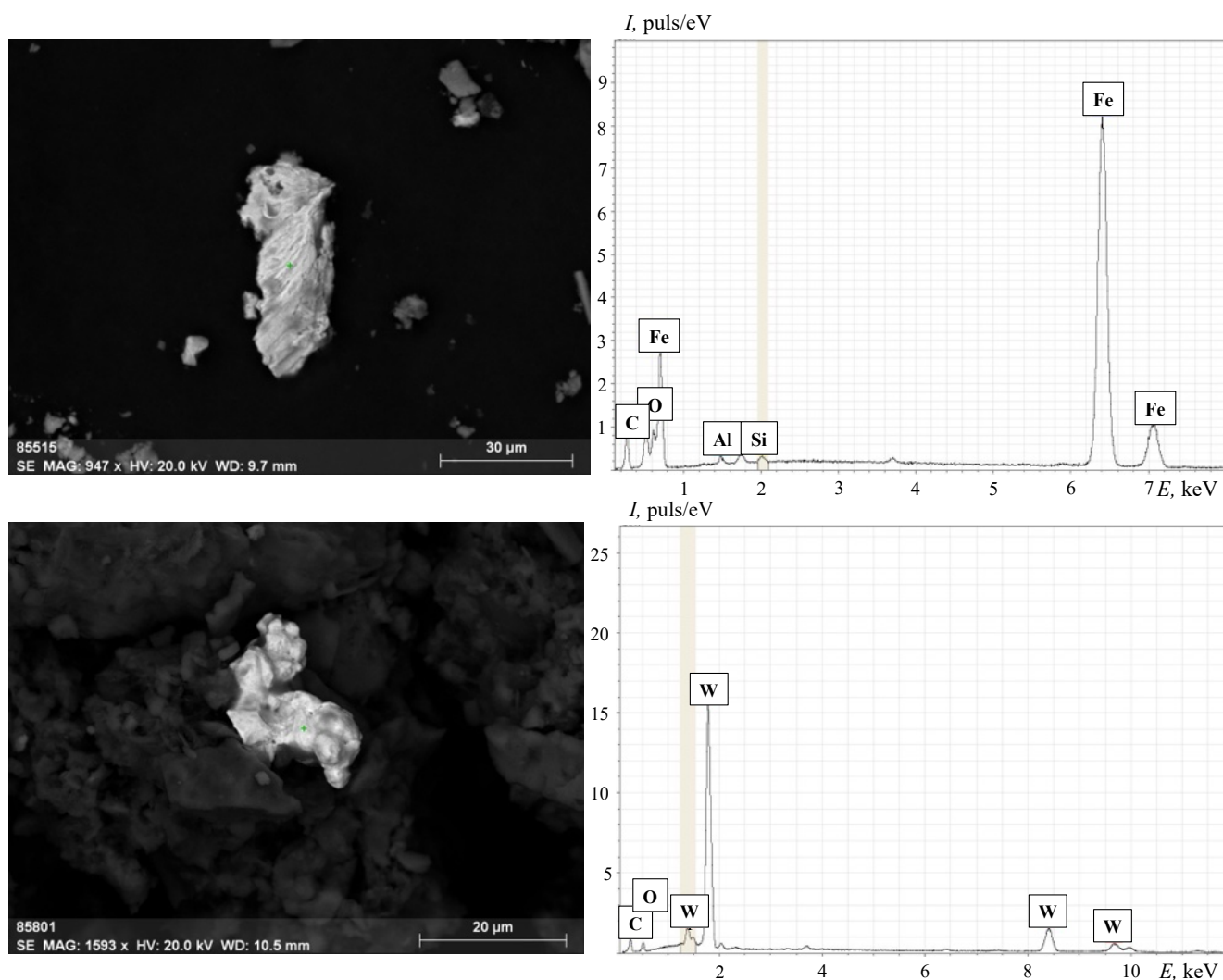


Рисунок 6.6 – Частицы Fe и W неправильной формы в магнитной фракции почв на территории г. Уфа

Из других частиц, обнаруженных в магнитной фракции почв, необходимо отметить частицы интерметаллического состава Ni–Cr–Co–Ti (рисунок 6.7).

Сплавы, содержащие Ni, Cr, Co и Ti, широко используются в производстве компонентов газотурбинных двигателей и других узлов, работающих при высоких температурах и в условиях агрессивной среды. Это объясняется их высокой термостойкостью, коррозионной устойчивостью, механической прочностью и способностью сохранять структуру при экстремальных нагрузках. Современные жаропрочные никелевые сплавы, такие как типа CMSX, IN и их отечественные аналоги, легируются именно этими элементами с целью достижения заданных эксплуатационных характеристик (CMSX–4, IN–738, ЖС32 и др.) (Оспенникова, 2016).

Во время производственных процессов, включая механическую обработку, шлифовку, фрезеровку, наплавку и термическую обработку, возможно образование мелкодисперсных аэрозольных частиц и металлической пыли. Эти частицы, содержащие Ni, Cr, Co и Ti, оседают на прилегающие участки, в том числе и в почву, где затем фиксируются методами магнитной

сепарации и микроскопии. Особенно актуально эта проблема характерна для предприятий с открытыми производственными циклами или недостаточной системой очистки выбросов.

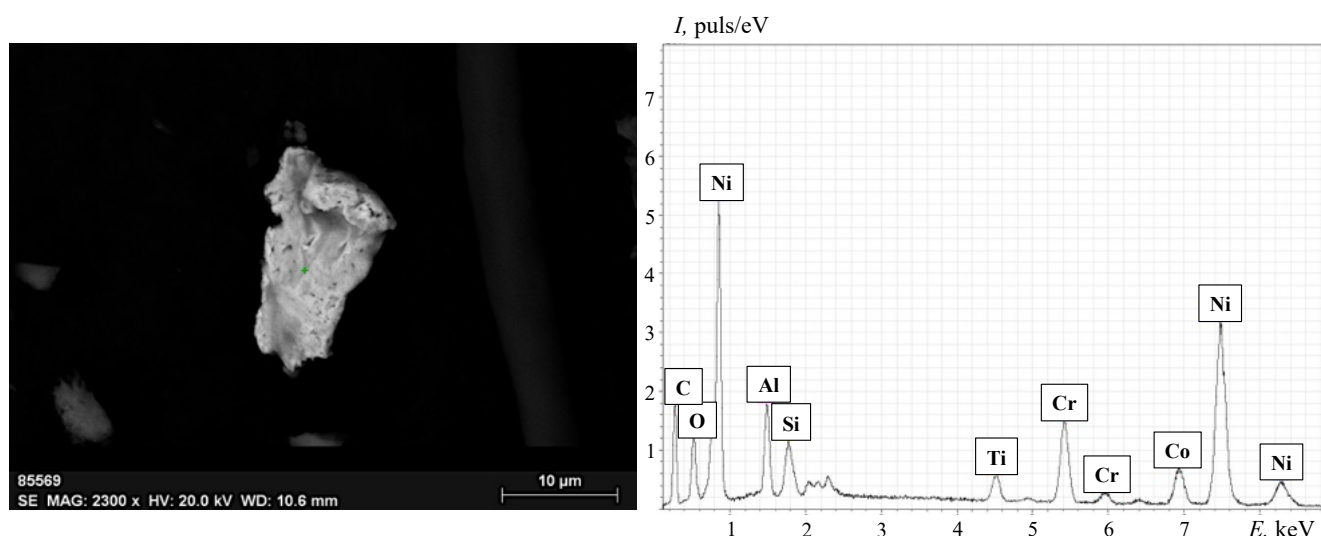


Рисунок 6.7 – Частица Ni–Cr–Co–Ti неправильной формы в магнитной фракции почв территории г. Уфа

Таким образом, присутствие сплавов Ni–Cr–Co–Ti в почве вблизи УМПО может рассматриваться как прямой индикатор промышленной специфики предприятия, связанной с производством и ремонтом авиационных двигателей, подтверждая значимость анализа магнитной фракции как инструмента оценки техногенной нагрузки.

В селитебной части города в составе магнитной фракции почв были обнаружены частицы, содержащие сплавы Fe–Cr, размерами от 10 до 120 мкм (рисунок 6.8). Подобные микрочастицы характеризуются разнообразной морфологией – от угловатых и пластинчатых до чешуйчатых – и, как правило, формируются в результате процессов абразивного износа металлических компонентов автотранспорта, таких как тормозные диски, элементы подвески и выхлопной системы. Их присутствие в почве может быть обусловлено как непосредственным механическим истиранием, так и поступлением с атмосферной пылью, накапливающейся вдоль дорожной сети. Комплексное наличие Fe и Cr в составе таких частиц указывает на техногенное происхождение, связанное преимущественно с транспортной нагрузкой, характерной для жилой городской застройки с высокой плотностью дорожного движения.

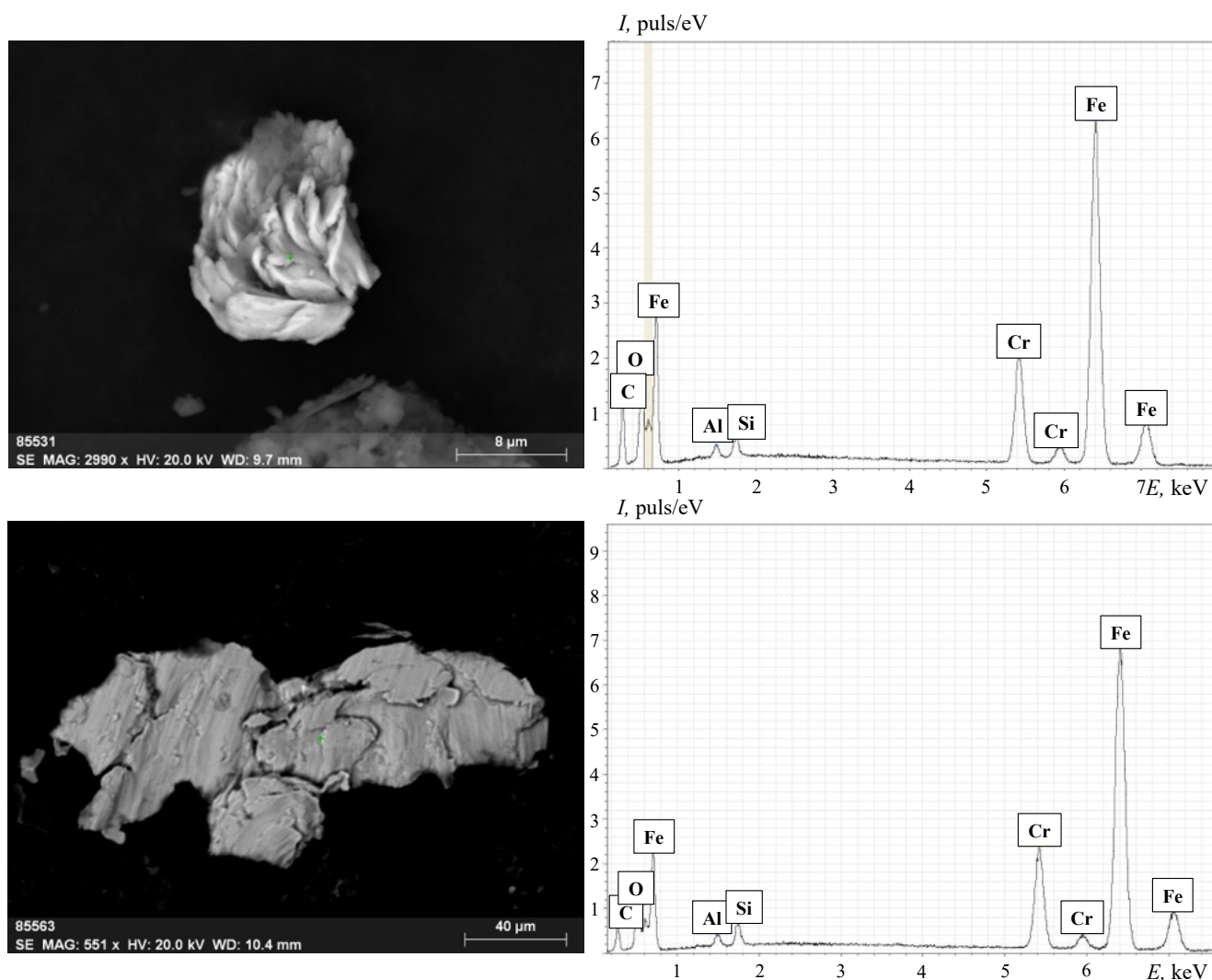


Рисунок 6.8 – Частицы Fe–Cr чешуйчатой (верхняя) и пластинчатой (нижняя) формы в магнитной фракции почв территории г. Уфа

В пробах магнитной фракции, отобранных вблизи объектов железнодорожной инфраструктуры, были обнаружены микрочастицы BaSO_4 с характерной морфологией, адсорбированные на поверхности оксида железа (рисунок 6.9).

Подобные минеральные комплексы, как правило, формируются в результате слияния различных фракций аэрозольных и пылевых частиц, образующихся при эксплуатации железнодорожного транспорта. Основными источниками бария в таких условиях являются тормозные колодки, в составе которых широко применяются барит (BaSO_4) в качестве наполнителя, а также технические жидкости и смазочные материалы. Магнетит, как техногенный ферромагнитный компонент, обладает высокой удельной поверхностью и сорбционной способностью, что способствует накоплению вторичных соединений на его поверхности, в том числе сульфатов (Кубракова и др., 2014).

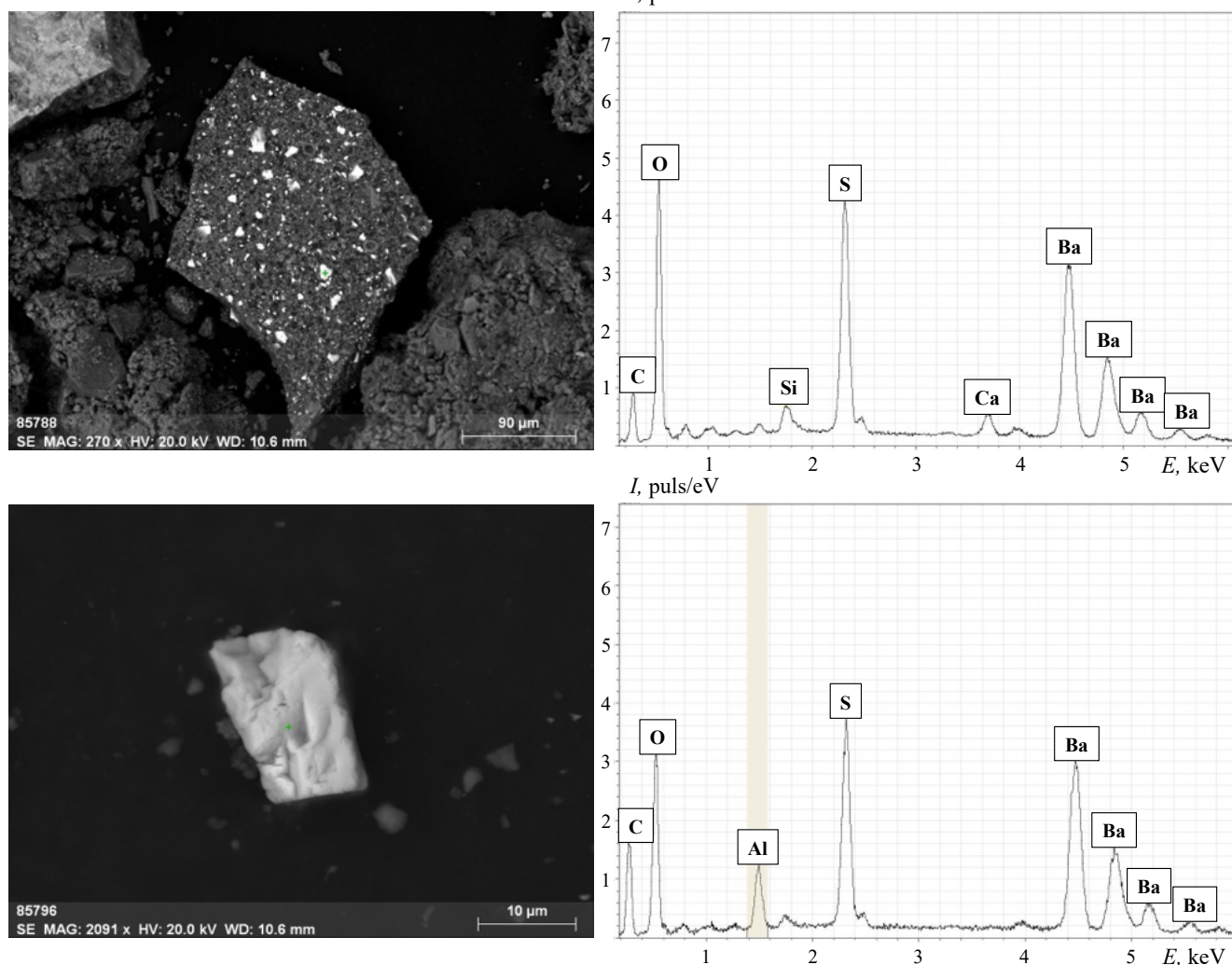


Рисунок 6.9 – Частицы BaSO_4 угловатой (верхняя) и чешуйчатой (нижняя) формы в магнитной фракции почв территории г. Уфа

Наличие подобных комплексных частиц в почвенной среде может служить маркером локального техногенного воздействия, связанного с железнодорожной деятельностью, а их нахождение подтверждает значимость интегрального анализа морфологии и элементного состава магнитных частиц при оценке уровня промышленного загрязнения.

6.3 Доменные состояния магнитных частиц в почвах различных промышленных зон г. Уфа

Определение доменных состояний в различных промышленных зонах города может быть выполнено путём анализа отношений параметров гистерезиса (J_{rs}/J_s к отношению B_{cr}/B_c), представленных в виде диаграммы Дзю–Данлопа (Day et al., 1977; Dunlop, 2002). Частицы однодоменного типа (SD) характеризуются однородной намагниченностью по всему объёму в отсутствие внешнего магнитного поля. Размер SD частиц обычно варьирует от 0,01 до 10 мкм в зависимости от магнитного материала. Напротив, многодоменные (MD) частицы, размером от 10

до 100 мкм, проявляют выраженные магнитные свойства и, как правило, состоят из сплавов переходных, редкоземельных и тяжёлых металлов, часто в сочетании с диамагнитными элементами. Псевдо–однодоменные (PSD) частицы, несмотря на неоднородное внутреннее магнитное поле, демонстрируют магнитное поведение, близкое к однодоменному (Roberts et al., 2017).

Вся совокупность проанализированных образцов из городской территории, дифференцированных по профилю ближайших промышленных объектов (фоновые районы, транспортные развязки, нефтеперерабатывающие заводы, металлообрабатывающие предприятия и железнодорожный узел), распределена в относительно узком диапазоне значений B_{cr}/B_c от 2,81 до 3,91 и J_{rs}/J_s от 0,055 до 0,145 (рисунок 6.10).

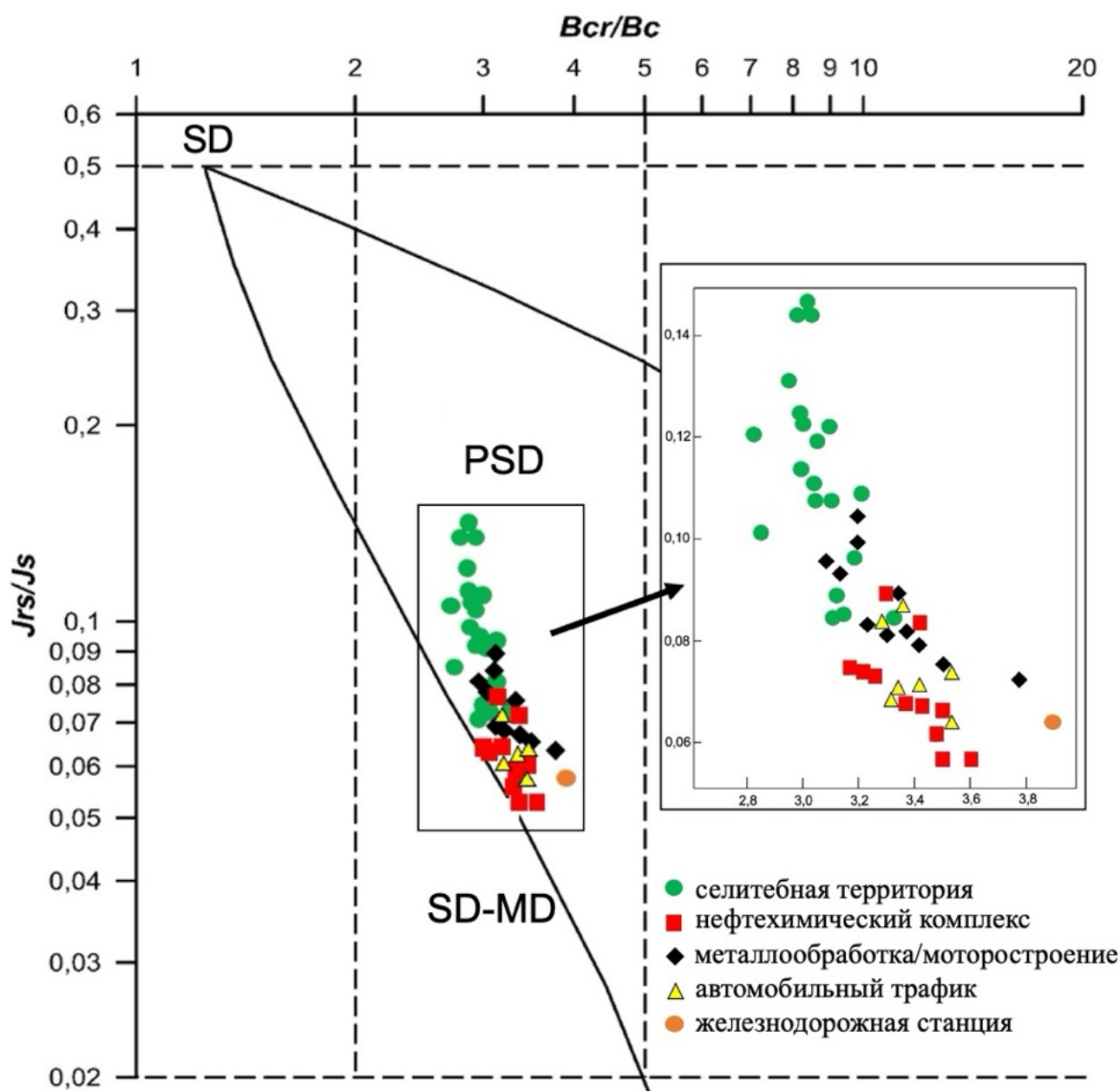


Рисунок 6.10 – Диаграмма Дзя–Данлопа для образцов почв техногенно нагруженных районов г.

Уфа

На диаграмме показано разделение общей выборки на две отчётливо различимые группы: одна связана с промышленными объектами и зонами повышенной экологической нагрузки, другая представляет условно «чистую зону», включающую образцы из жилых кварталов и районов с застройкой преимущественно малой этажности.

Согласно диаграмме, все проанализированные образцы попадают в область псевдо-однодоменных (PSD) состояний и в поле смешанных SD–MD. Образцы, собранные в промышленных районах и зонах с высоким антропогенным воздействием, как правило, смещаются в сторону области многодоменных (MD) частиц, тогда как образцы из «чистой» зоны ближе согласуются с полем однодоменных (SD) состояний.

Таким образом, полученные данные по магнитной восприимчивости почв на территории г. Уфы свидетельствуют о значительном накоплении техногенных ферромагнитных частиц, особенно в районах с интенсивной промышленной деятельностью. Максимальные значения зафиксированы в северной части города, вблизи крупных промышленных объектов, таких как нефтеперерабатывающие заводы, теплоэлектроцентрали и ОДК «УМПО». Пространственное распределение магнитной восприимчивости чётко коррелирует с расположением основных источников техногенного воздействия, отражая степень их влияния на почвы.

Результаты сканирующей электронной микроскопии (СЭМ) подтвердили наличие характерных морфологических форм частиц, образующихся в условиях высокотемпературных технологических процессов – сферул, пористых и угловатых сплавов, что указывает на их генезис при сварке, резке сплавов и сжигании топлива. Выявленная положительная корреляция между магнитной восприимчивостью и концентрациями тяжёлых металлов (Cr, Ni, Cu, Pb и др.) подтверждает возможность использования данного параметра в качестве интегрального индикатора техногенного загрязнения.

Анализ компонентного состава магнитной фракции выявил присутствие как ферромагнитных (магнетит, гематит), так и суперпарамагнитных и диамагнитных частиц, что указывает на сложную структуру загрязняющих частиц, поступающих в почвы с выбросами различного техногенного происхождения. Преобладание ферромагнитных частиц в промышленных зонах свидетельствует о высокой интенсивности загрязнения и позволяет использовать методы магнитного мониторинга для экспресс-оценки состояния урбанизированной среды.

По диаграмме Дзю–Данлопа все пробы лежат в области PSD и смеси SD–MD. Образцы из индустриальных зон смещены к MD, что указывает на накопление техногенных магнитных компонентов более крупного размера, тогда как «чистые» зоны ближе к SD. Диаграмма тем самым чётко дифференцирует степень антропогенного воздействия.

7 ОЦЕНКА РИСКА ДЛЯ ЭКОСИСТЕМ И ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ ГОРОДА УФА ОТ ВОЗДЕЙСТВИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ

7.1 Риск от воздействия тяжелых металлов

Современные урбанизированные территории подвержены значительному техногенному воздействию, что приводит к накоплению в окружающей среде тяжелых металлов. Источниками их поступления являются промышленные выбросы, транспорт, сжигание топлива, а также отходы металлургического производства. Загрязнение почв, водных объектов и атмосферного воздуха тяжелыми металлами представляет серьезную угрозу для здоровья населения, так как эти элементы обладают высокой токсичностью, способностью к бионакоплению и длительным периодом полураспада в природных средах.

Оценка потенциального риска здоровью населения и экосистеме требует применения комплексных методик, учитывающих концентрации загрязняющих веществ, их токсикологические свойства и характер накопления в природных средах. Одним из наиболее эффективных инструментов является методика предложенная L. Nakanson в 1980 году, разработанная для количественной оценки экологического риска от тяжелых металлов в донных отложениях и почвах.

Медианные значения индексов экологического риска (Er) показывают, что большинство тяжелых металлов на исследуемой территории имеют низкий уровень загрязнения (Рисунок 7.1).

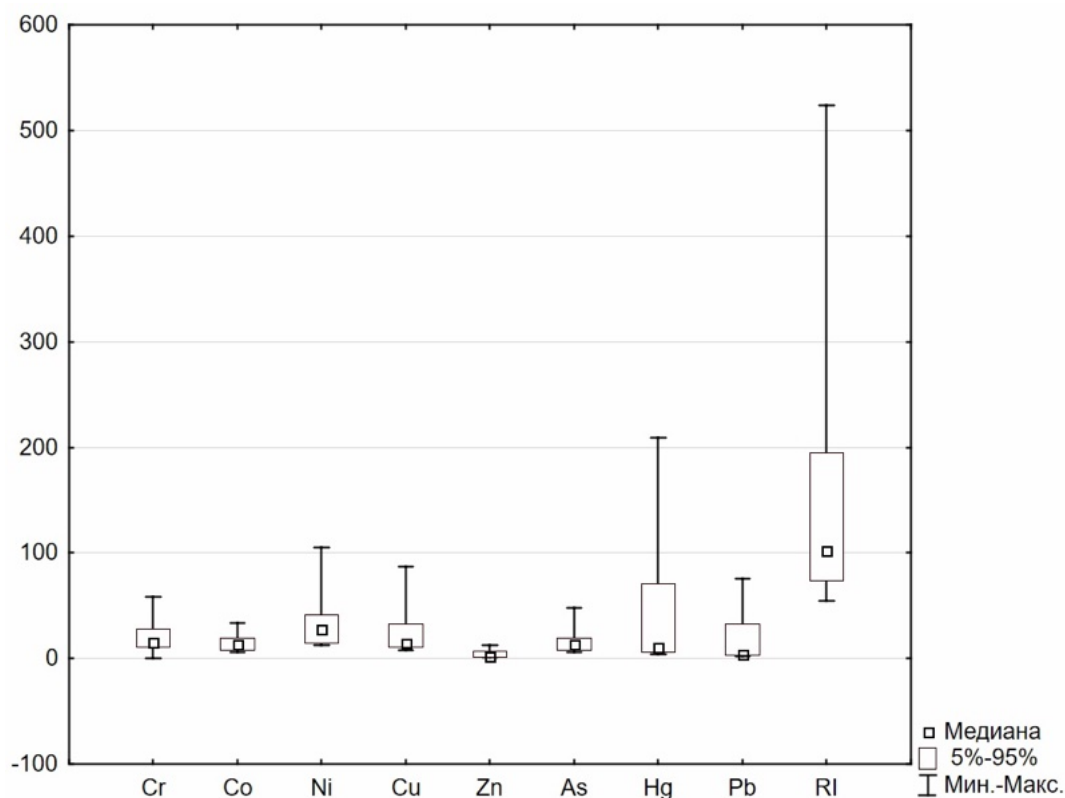


Рисунок 7.1 – Диаграмма размаха Er и RI тяжелых металлов в почве на территории г. Уфа

Минимальный риск зафиксирован для Zn ($E_r = 2$ ед.), что свидетельствует о минимальной вероятности воздействия на здоровье населения. Pb, также не представляет значительной угрозы, однако его среднее арифметическое значение ($E_r = 9$ ед.) больше в два раза относительно медианы (4), указывая на неравномерное распределение загрязнения и наличие локальных участков с повышенными концентрациями Pb. Аналогичная ситуация отмечается для Hg (медиана – 11, среднее арифметическое – 22), для которой максимальное значение (209) относится к зоне чрезвычайно высокого экологического риска.

Со остаётся в пределах низкого экологического риска, так как в нормальных условиях он прочно связывается с минеральной матрицей городских почв – глинистыми минералами и оксидами железа и марганца. Его подвижность в урбанизированной среде повышается только при закислении почвы или формировании восстановительных условий.

As в городской среде представляет значительно более высокий риск. В верхних, хорошо аэрируемых слоях городских почв он в основном присутствует в окислительной форме As (V), связанной с пылевыми частицами, продуктами сжигания топлива и гидроксидами Fe и Al. Однако в локальных понижениях, плохо дренируемых участках возможно формирование восстановительной формы As (III), обладающей высокой растворимостью и способностью активно мигрировать в грунтовые и поверхностные воды. As (III) в несколько раз более токсичен, чем As (V), и именно его появление создаёт максимальную угрозу для здоровья населения. Таким образом, даже при относительно низких концентрациях As на урбанизированных территориях требует строгого контроля не только по содержанию, но и по формам существования, так как именно они определяют его подвижность и экологическую опасность.

Cr и Cu имеют умеренно низкий риск, их техногенные источники включают металлургию и промышленность. При типичных условиях городской почвы (нейтральный pH, аэробная среда) Cr преимущественно присутствует в менее подвижной форме Cr (III) (гидроксиды/оксигидроксиды), а Cu (II) прочно сорбируется Fe/Mn-оксигидроксидами, карбонатами и органическим веществом, что ограничивает их миграцию и биодоступность. Повышение риска связано с переходом к более токсичным (мобильным) формам: Cr (VI) в окислительно-щелочной обстановке и хлоридно-/органокислородным формам Cu при закислении и высокой ионной силе. К ключевым техногенным источникам относятся металлургия и машиностроение (плавка, сварочные аэрозоли, износ легированных сталей), гальваника, лакокрасочные и кабельно-электротехнические производства, а для Cu дополнительно – износ тормозных колодок, электроконтактная пыль и коррозионный вынос меди с медных поверхностей и покрытий.

Наибольший риск связан с Ni, который относится к умеренному уровню загрязнения. При умеренном уровне загрязнения его санитарно–гигиеническая значимость остаётся высокой. В городской среде Ni встречается как в виде нерастворимых форм (металлический Ni, сплавы, оксиды из износа нержавеющей сталей, сварочных аэрозолей), так и растворимых солей Ni^{2+} (сульфаты/хлориды), последним свойственна большая биодоступность. По воздействию на человека Ni ассоциирован с контактной сенсибилизацией и дерматитом, раздражением и поражением дыхательных путей; для ряда соединений Ni подтверждена канцерогенность при ингаляции (в отличие от металлического никеля, менее опасного). Миграция Ni в почвах обычно умеренная за счёт сорбции на Fe/Mn–оксигидроксидах и органическом веществе, но возрастает при закислении и в присутствии комплексообразователей (Cl^- , SO_4^{2-}), что повышает его подвижность и биодоступность.

Максимальные значения индекса экологического риска (Er) для каждого из изученных элементов, свидетельствуют о значительной пространственной вариабельности загрязнения и подчеркивают необходимость детального геохимического картирования территории.

Существенные различия между медианными и максимальными значениями указывают на наличие локальных зон повышенной техногенной нагрузки, что может быть обусловлено точечными источниками выбросов, спецификой ландшафтных условий или процессами миграции загрязняющих веществ. В этих условиях пространственный анализ становится ключевым инструментом для выявления наиболее критических зон, требующих повышенного внимания. Комплексная оценка пространственного распределения токсичных элементов позволяет не только более точно оценить экологические и санитарные риски, но и разработать эффективные природоохранные мероприятия, направленные на минимизацию негативного воздействия загрязняющих веществ.

Схема пространственного распределения RI (ед.) для почв г. Уфы (рисунок 7.2) демонстрирует выраженный северный ореол.

От площадок металлообработки и моторостроения до самых северных участков (места расположения НПЗ и зона вблизи нефтехимического предприятия «Уфаоргсинтез») выявлены локально повышенные значения относительно всей территории города. Из городских микрорайонов отмечается Дёма, где ранее зафиксированные повышенные концентрации тяжёлых металлов формируют локальный вклад в RI. По шкале градации участки со значениями $RI > 160$ относятся к зоне высокого экологического риска. Южная часть города, а также микрорайоны Шакша и Затон по данному показателю преимущественно соответствуют умеренному уровню риска. Для города в целом среднее арифметическое значение $RI = 87$ ед., медиана – 99 ед.; при доминировании умеренного уровня наличие обширных зон с $RI > 160$ позволяет характеризовать экологическую обстановку как значительно напряжённую.

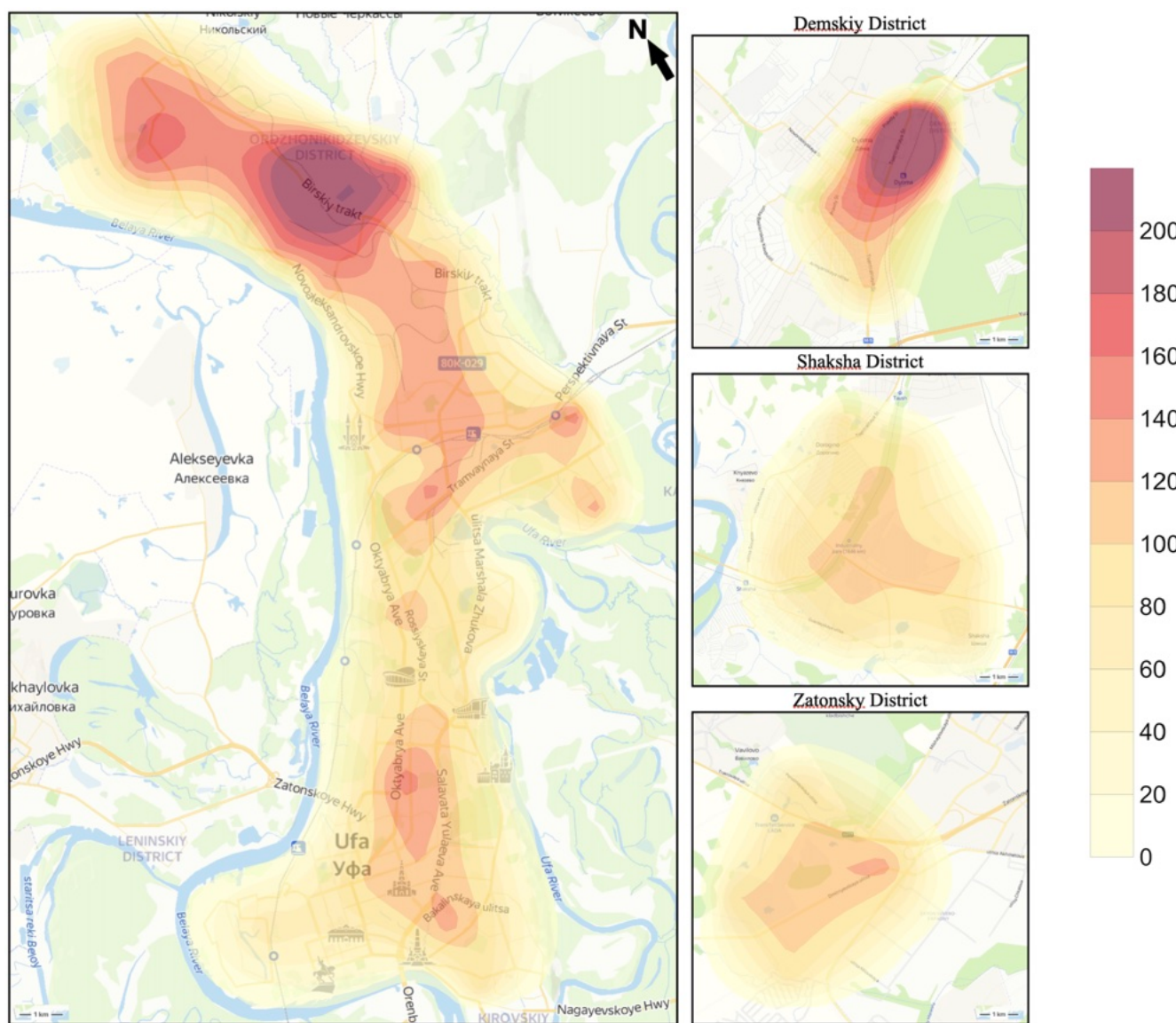


Рисунок 7.2 – Схема пространственного распределения RI (ед.) от воздействия тяжелых на территории г. Уфа

Наибольшие значения зафиксированы вблизи «Уфаоргсинтез» – 209 и 188 ед., а в микрорайоне Дёма максимум достигает 219 ед. Это согласуется с картой суммарного показателя загрязнения для почв (гл. 4) и схемой пространственного распределения показателя магнитной восприимчивости (гл. 6): коэффициенты корреляции составили 0,78 и 0,69, соответственно, что подтверждает согласованность независимых индикаторов и общность источников техногенной нагрузки.

7.2 Риск от воздействия редкоземельных элементов

Редкоземельные элементы обладают схожими свойствами с тяжелыми металлами и могут накапливаться в окружающей среде, оказывая потенциальное токсическое воздействие на живые организмы (Kothe, Varma, 2012). Их влияние на биосистемы многогранно и проявляется через несколько ключевых механизмов. Одним из них является гормезис–эффект, при котором низкие

концентрации РЗЭ могут оказывать стимулирующее воздействие на организмы, тогда как высокие дозы оказывают подавляющий и токсичный эффект (Chen, 2020). Это объясняет их использование в сельском хозяйстве в малых количествах, но также подчеркивает необходимость контроля их концентраций в окружающей среде.

Еще одним важным аспектом токсичности РЗЭ является нарушение баланса микроэлементов в организмах. Редкоземельные элементы способны конкурировать с важными биологическими металлами, такими как Fe и Zn, что может приводить к биохимическим нарушениям и дисбалансам в клеточных процессах. Рядом исследований показано, что РЗЭ способны накапливаться в тканях растений, животных и человека, поступая в организм через питьевую воду, пищевые продукты и даже при кожном контакте. В долгосрочной перспективе такое накопление может приводить к токсическим эффектам, включая поражение почек, печени и нервной системы (Brouziotis et al., 2022).

Помимо этого, РЗЭ могут провоцировать окислительный стресс, способствуя образованию свободных радикалов и повреждению клеточных структур. Это может вызывать воспалительные процессы и мутагенные изменения, особенно при высоких концентрациях элементов (Huang et al., 2009). Водные экосистемы являются наиболее уязвимыми к загрязнению РЗЭ, поскольку эти элементы легко мигрируют в воде, где могут накапливаться в водорослях и животных, попадая в пищевые цепи и увеличивая риск токсического воздействия на организм человека (Banaee et al., 2024).

Для оценки потенциального риска, связанного с РЗЭ, используется методика, аналогичная индексу экологического риска Хакансона, применяемому для тяжелых металлов. Однако, поскольку токсикологические данные по редкоземельным элементам ограничены, их коэффициенты токсичности рассчитываются на основе двух ключевых принципов (Chen, 2004).

Первый принцип – принцип обилия (Abundance Principle) – основывается на том, что элементы, встречающиеся в природе в меньших количествах, как правило, обладают более выраженной токсичностью. Это объясняется тем, что биологические организмы не адаптировались к их присутствию в значительных концентрациях, что увеличивает вероятность негативного воздействия на физиологические процессы.

Второй принцип – эффект высвобождения (Release Effect) – оценивает способность элемента высвободиться из осадков и мигрировать в окружающую среду. Чем выше этот показатель, тем выше вероятность попадания элемента в водные системы, где он может усугублять экологический риск.

Таким образом, коэффициенты токсичности РЗЭ учитывают не только их распространенность в природе, но и способность к миграции и накоплению, что позволяет

корректно оценивать их потенциальный экологический риск и разрабатывать стратегии по снижению загрязнения.

Все исследуемые РЗЭ по своим медианным и средним значениям RI на территории города попадают в категорию слабого экологического риска (<20), что указывает на отсутствие значительного загрязнения и потенциальной угрозы для окружающей среды (рисунок 7.3).

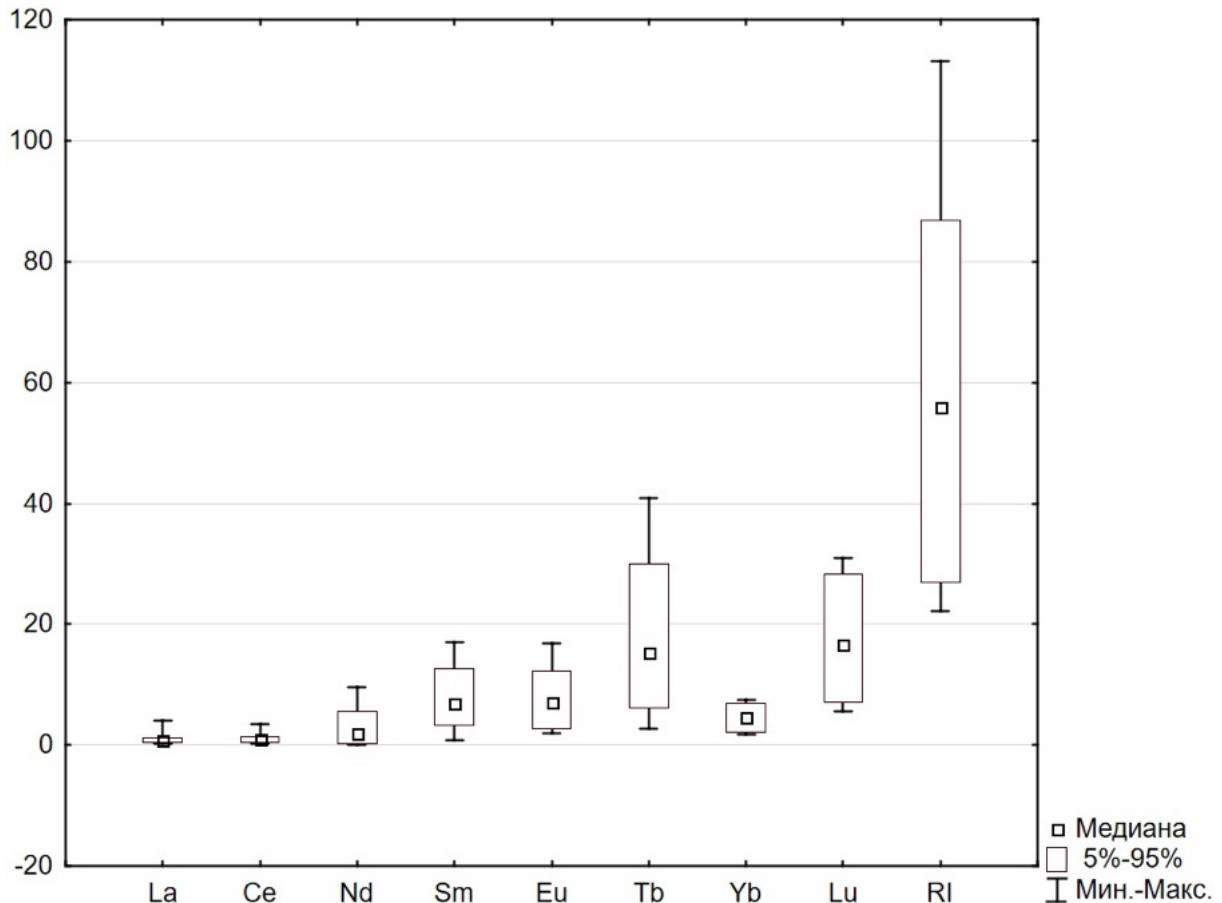


Рисунок – 7.3 Диаграмма размаха En и RI редкоземельных элементов в почве на территории г. Уфа

Однако некоторые элементы (Tb и Lu), приближающиеся к пороговому значению (20), требуют дополнительного наблюдения, особенно в районах с промышленной активностью. Также анализ пространственного распределения индекса потенциального экологического риска показал, что, несмотря на общий низкий уровень загрязнения редкоземельными элементами, для Tb и Lu выявлена повышенная вариабельность значений. В частности, 30% проб для Tb и 25% проб для Lu соответствуют категории умеренного риска ($20 \leq En < 40$), что свидетельствует о локальных зонах повышенного загрязнения.

Данные результаты указывают на неравномерное распределение этих элементов в окружающей среде, что может быть обусловлено как природными геохимическими особенностями территории, так и антропогенными факторами, включая техногенное воздействие промышленных предприятий и процессы миграции. Повышенные значения в отдельных пробах

требуют детального пространственного анализа с целью выявления возможных источников загрязнения и оценки его потенциального влияния на окружающую среду.

Для углубленного анализа степени загрязнения редкоземельными элементами на исследуемой территории была построена карта пространственного распределения интегрального индекса экологического риска (RI) (рисунок 7.4).

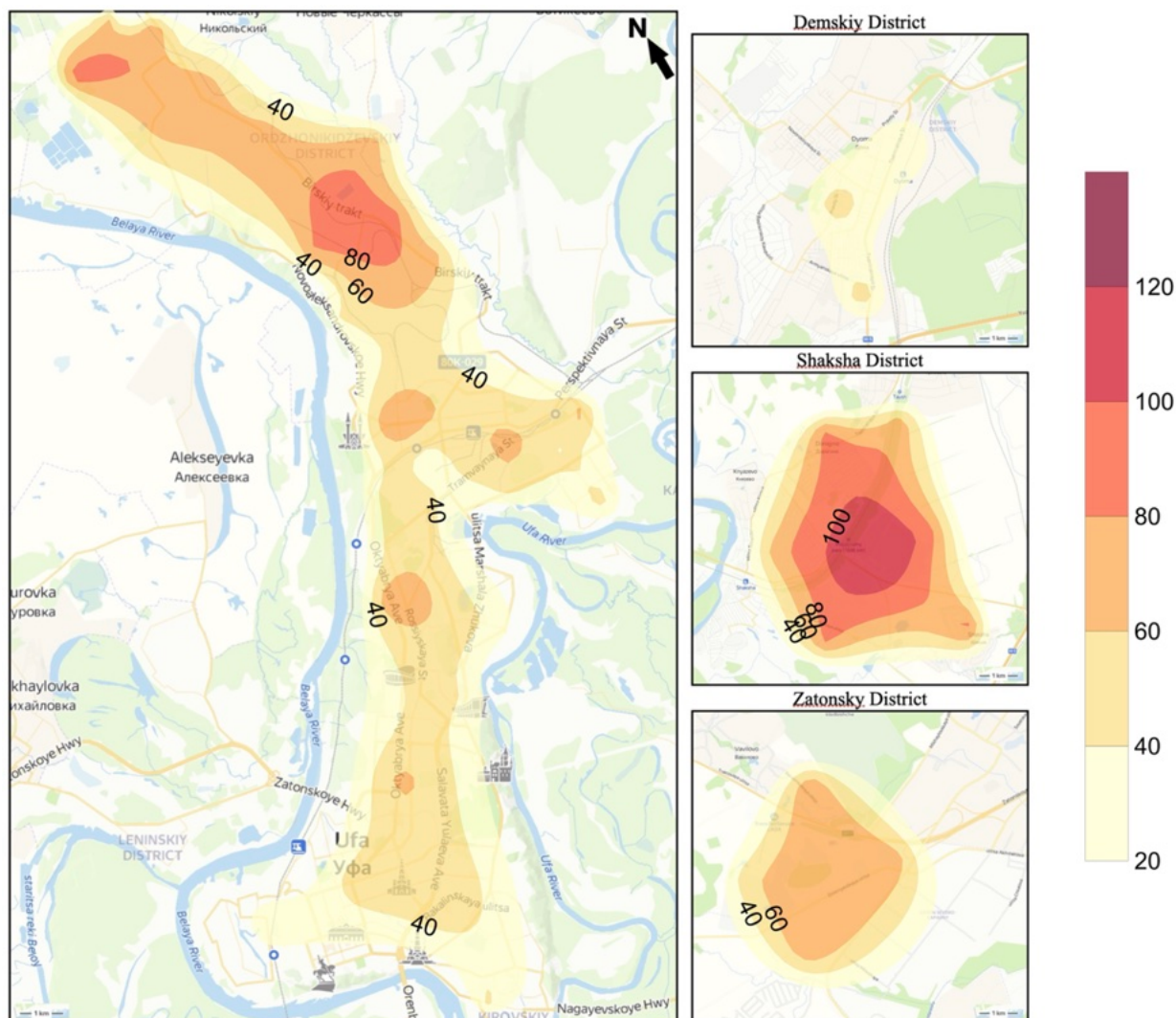


Рисунок 7.4 – Схема пространственного распределения RI (ед.) от воздействия РЗЭ на территории г. Уфа

В целом, полученные результаты свидетельствуют о низком уровне риска, связанном с присутствием REE на исследуемой территории. Среднее значение интегрального индекса экологического риска (RI) по городской территории составляет 60 ед., что по принятой шкале соответствует умеренному уровню экологического риска для населения и окружающих сред. На этом умеренном фоне выявляются чётко выраженные локальные аномалии повышенных значений $RI > 80$ ед., пространственно приуроченные к двум нефтеперерабатывающим заводам в северной части города. Пространственная конфигурация этих ореолов согласуется с общими закономерностями техногенного воздействия крупных НПЗ: в технологических схемах

современной нефтепереработки широко применяются катализаторы на основе цеолитов, модифицированных редкоземельными элементами (прежде всего La и Ce) для каталитического крекинга и процессов гидроочистки. Потенциальные пути поступления маркерных компонентов в окружающую среду включают утечки и абразивный износ катализаторов, обращение с шламами и пылью, а также миграцию в системе ливне- и почвенно-грунтовых вод. В совокупности это объясняет стабильность и интенсивность ореолов $RI > 80$ ед. в подветренных секторах и в пределах локальных дренажных контуров промплощадок.

Максимальные значения RI фиксируются вблизи лесоперерабатывающего предприятия, где индекс достигает 113 ед., что классифицируется как значительный экологический риск. В отличие от НПЗ, для данного типа производств имеется ограниченный объём опубликованных исследований, поэтому причинно-следственные связи формирования столь высоких ореолов на текущем этапе интерпретировать затруднительно. Гипотетически повышенные значения могут быть связаны с использованием химических добавок, пропиток, клеев и смол (в т. ч. с переходными и редкоземельными элементами в следовых количествах), образованием и аккумуляцией мелкодисперсных частиц в газо- и пылеулавливающих системах с последующим техногенным перераспределением, локальными гидрогеохимическими условиями, усиливающими миграцию отдельных элементов-индикаторов риска. Окончательная проверка гипотез требует выполнения специальных исследований и их независимой методической проверки.

7.3 Оценка неканцерогенных рисков для здоровья населения от воздействия тяжелых металлов

Результаты расчета рисков для здоровья при попадании в почву шести тяжелых металлов и As на основе моделирования методом Монте–Карло представлены в таблице 7.1. Средние значения HQ для Hg, Pb, Zn, As, Co, Ni и Cu для детей и взрослых оказались ниже 1. Средние значения коэффициента опасности (HI) для хрома Cr составили $3,10E-01$ для взрослых и $2,03E+00$ для детей, что указывает на превышение порогового значения $HQ > 1$ для детей. Минимальные значения риска составили $6,90E-04$ у взрослых и $4,56E-03$ у детей, что свидетельствует о наличии зон с низким уровнем воздействия. Максимальные значения достигали $1,10E+00$ у взрослых и $7,14E+00$ у детей, что указывает на возможное наличие участков с критическим уровнем риска для детской группы населения. Таким образом, воздействие хрома представляет повышенный риск для детей, в отличие от остальных анализируемых металлов. Кроме того, изученные химические элементы по значению HQ выстраиваются в следующий ряд: $Cr > As > Co > Pb > Ni > Hg > Cu > Zn$ как для взрослого, так и для детского населения.

Таблица 7.1 – Оценка неканцерогенных рисков для здоровья населения от воздействия тяжелых металлов и металлоидов на территории г. Уфа

Взрослые	HQ ing	HQ inh	HQ der	HI	Дети	HQ ing	HQ inh	HQ der	HI
Hg									
x	5,80E-03	1,40E-06	4,70E-04	6,30E-03	x	4,06E-02	8,33E-07	2,30E-03	4,29E-02
Min.	7,30E-05	1,70E-08	6,00E-06	7,90E-05	Min.	5,11E-04	1,01E-08	2,94E-05	5,40E-04
Max.	2,60E-02	6,10E-06	2,20E-03	2,80E-02	Max.	1,82E-01	3,63E-06	1,08E-02	1,93E-01
Pb									
x	2,80E-02	6,50E-05	1,10E-03	2,90E-02	x	1,96E-01	3,87E-05	5,39E-03	2,01E-01
Min.	6,40E-03	1,50E-05	2,40E-04	6,70E-03	Min.	4,48E-02	8,93E-06	1,18E-03	4,60E-02
Max.	2,30E-01	5,40E-04	8,80E-03	2,40E-01	Max.	1,61E+00	3,21E-04	4,31E-02	1,65E+00
Zn									
x	1,10E-03	2,90E-07	6,20E-06	1,10E-03	x	7,70E-03	1,73E-07	3,04E-05	7,73E-03
Min.	3,40E-04	9,30E-08	1,90E-06	3,40E-04	Min.	2,38E-03	5,54E-08	9,31E-06	2,39E-03
Max.	5,60E-03	1,50E-06	3,20E-05	5,70E-03	Max.	3,92E-02	8,93E-07	1,57E-04	3,94E-02
As									
x	4,60E-02	2,20E-04	8,00E-03	5,50E-02	x	3,22E-01	1,31E-04	3,92E-02	3,61E-01
Min.	2,10E-02	9,60E-05	3,60E-03	2,40E-02	Min.	1,47E-01	5,71E-05	1,76E-02	1,65E-01
Max.	1,60E-01	7,50E-04	2,80E-02	1,90E-01	Max.	1,12E+00	4,46E-04	1,37E-01	1,26E+00
Cr									
x	2,50E-01	1,70E-03	5,70E-02	3,10E-01	x	1,75E+00	1,01E-03	2,79E-01	2,03E+00
Min.	5,60E-04	3,90E-06	1,30E-04	6,90E-04	Min.	3,92E-03	2,32E-06	6,37E-04	4,56E-03
Max.	8,80E-01	6,10E-03	2,00E-01	1,10E+00	Max.	6,16E+00	3,63E-03	9,80E-01	7,14E+00
Co									
x	1,90E-03	1,30E-07	3,90E-02	4,00E-02	x	1,33E-02	7,74E-08	1,91E-01	2,04E-01
Min.	8,60E-04	5,90E-08	1,70E-02	1,80E-02	Min.	6,02E-03	3,51E-08	8,33E-02	8,93E-02
Max.	5,00E-03	3,40E-07	1,00E-01	1,10E-01	Max.	3,50E-02	2,02E-07	4,90E-01	5,25E-01

Продолжение таблицы на стр. 119

Взрослые	HQ ing	HQ inh	HQ der	HI	Дети	HQ ing	HQ inh	HQ der	HI
<i>Ni</i>									
x	1,10E-02	5,60E-04	1,50E-03	1,30E-02	x	7,70E-02	3,33E-04	7,35E-03	8,47E-02
Min.	4,90E-03	2,50E-04	7,00E-04	5,80E-03	Min.	3,43E-02	1,49E-04	3,43E-03	3,79E-02
Max.	4,00E-02	2,10E-03	5,80E-03	4,80E-02	Max.	2,80E-01	1,25E-03	2,84E-02	3,10E-01
<i>Cu</i>									
x	2,70E-03	5,00E-07	1,60E-05	2,70E-03	x	1,89E-02	2,98E-07	7,84E-05	1,90E-02
Min.	1,10E-03	2,10E-07	6,60E-06	1,20E-03	Min.	7,70E-03	1,25E-07	3,23E-05	7,73E-03
Max.	1,30E-02	2,40E-06	7,50E-05	1,30E-02	Max.	9,10E-02	1,43E-06	3,68E-04	9,14E-02

Примечание: x– среднее арифметическое; Min.– минимальное значение; Max.– максимальное значение.

Анализ процентного вклада химических элементов в формирование неканцерогенного риска, представленный на круговой диаграмме, отображает процентное соотношение вклада различных химических элементов в совокупный неканцерогенный риск для здоровья населения на территории г. Уфа (рисунок 7.5).

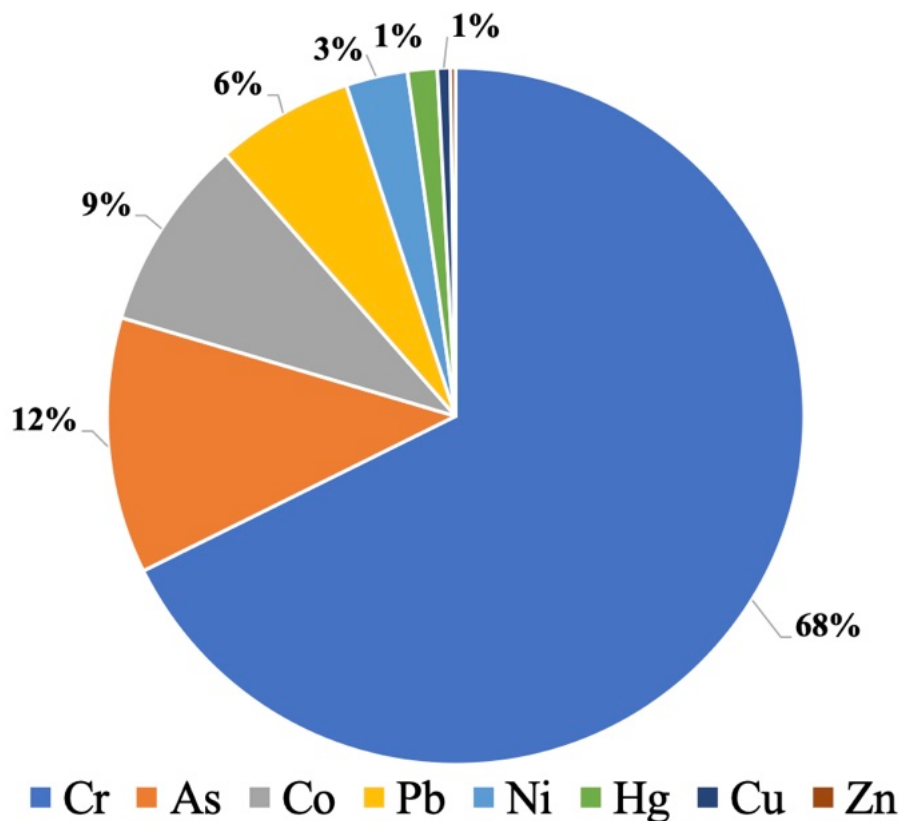


Рисунок 7.5 – Вклад химических элементов в формирование неканцерогенного риска для здоровья населения на территории г. Уфа (круговая диаграмма)

Наибольший вклад в формирование риска вносит Cr (68%). Это свидетельствует о его доминирующем влиянии среди исследованных элементов и, вероятно, связано с его широким распространением в окружающей среде вследствие промышленных и транспортных выбросов, а также загрязнения почвы. Второй по значимости элемент – As, с вкладом 12%, что также указывает на его высокий токсикологический потенциал и возможные источники антропогенного загрязнения. Co (9%) и Pb (6%) также вносят существенный вклад в совокупный риск. Оба элемента являются токсичными для человека, влияя на кроветворную и нервную систему. Ni вносит 3% в общий риск, что свидетельствует о его умеренном влиянии, в то время как вклад Hg и Cu составляет по 1%, Zn – 0,5%, что указывает на низкий уровень их потенциального воздействия в данной выборке.

Графики накопленной вероятности используются для визуального представления распределения значений неканцерогенного риска (HQ) среди различных групп населения. Они позволяют определить, какая доля населения подвергается определенному уровню риска, а также выявить критические значения, превышающие пороговый уровень безопасности. Такие графики удобны тем, что дают целостное представление о вариативности данных и позволяют оценить степень воздействия химических элементов на здоровье населения. Они также помогают сравнивать уровни риска у разных групп и выявлять, какие категории населения подвержены большему влиянию загрязняющих веществ.

Анализ представленных графиков для элементов, вносящих более 1% в общий индекс, показывает (рисунок 7.6), что уровень риска существенно различается для взрослых и детей. Кривые распределения демонстрируют, что детское население подвергается значительно более высокому уровню риска, чем взрослые. В большинстве случаев кривые для взрослых (черные линии) находятся левее и достигают 100% вероятности при более низких значениях HQ, что свидетельствует о более стабильном и низком уровне риска. В то же время кривые для детей (оранжевые линии) растянуты и достигают высоких значений HQ, что говорит о существенном разбросе данных и наличии значительной доли значений выше порога безопасности.

График суммарного индекса неканцерогенного риска (HI) позволяет оценить, что значительная часть детского населения (более 95%) подвергается уровню риска $HI > 1$, что свидетельствует о потенциальной угрозе для здоровья. У взрослых риск в большинстве случаев остается ниже 1, за исключением графика HQ для Cr.

Различие в формах кривых также подтверждает, что у детей риск варьируется в более широком диапазоне, тогда как у взрослых распределение более компактное. Это объясняется возрастными особенностями: дети имеют меньшую массу тела, более активный метаболизм и большую подверженность воздействию загрязняющих веществ, что делает их уязвимой группой.

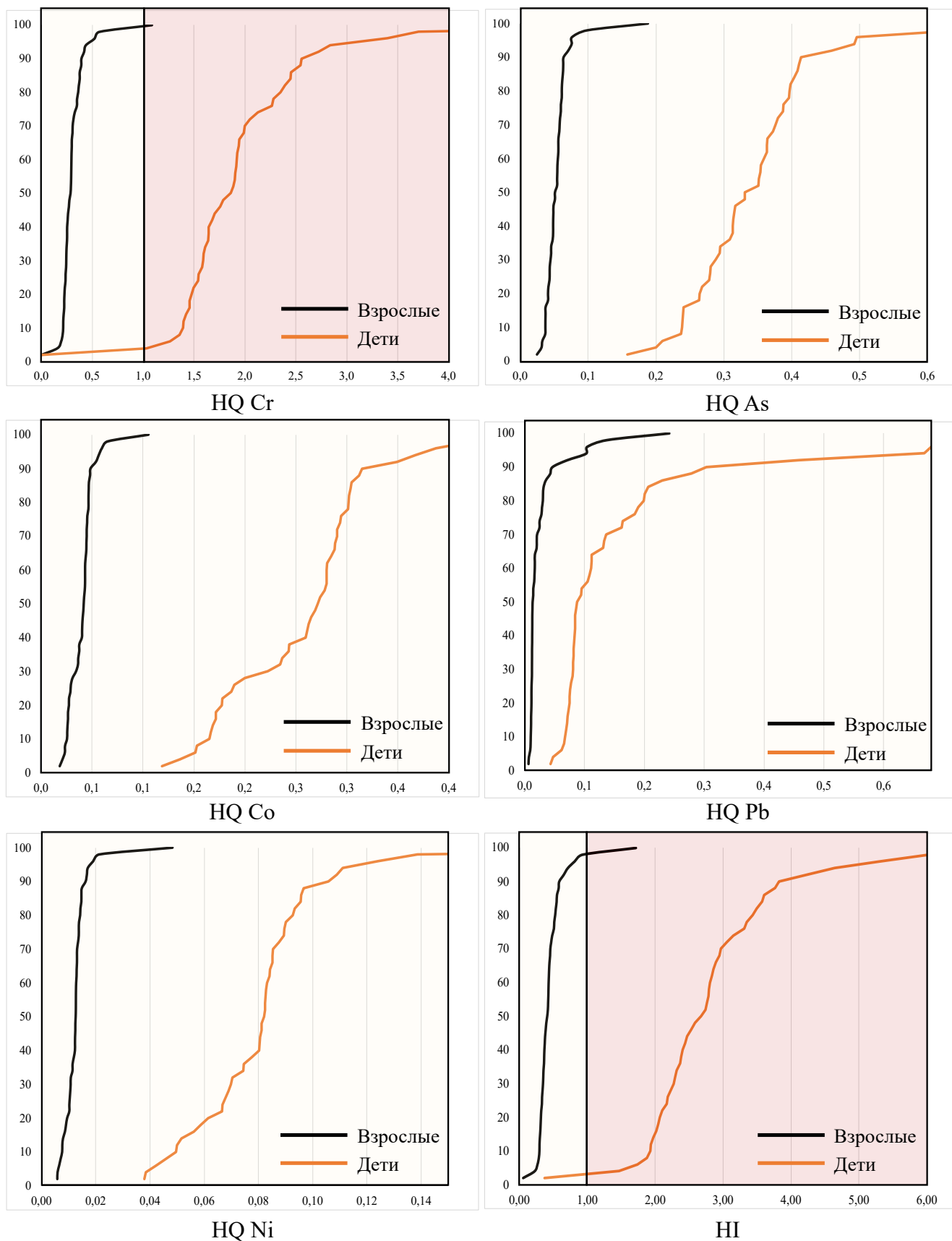


Рисунок 7.6 – График накопленной вероятности неканцерогенных рисков на здоровье населения от воздействия некоторых химических элементов на территории г. Уфа

Для минимизации негативного воздействия загрязняющих веществ необходимо детально анализировать источники загрязнения и разрабатывать стратегии по его снижению, уделяя особое внимание зонам, где выявлены критические уровни риска.

7.4 Индивидуальный канцерогенный риск

В результате проведенного моделирования методом Монте–Карло были рассчитаны значения канцерогенного риска (CR) для As и Cr среди взрослого и детского населения на территории г. Уфа (таблица 7.2). Согласно критериям USEPA (1989), значения $CR < 1 \times 10^{-6}$ считаются незначительными, тогда как $CR > 1 \times 10^{-4}$ указывает на вероятную угрозу здоровью. Анализ полученных данных позволил выявить значительные различия в уровнях риска между возрастными группами.

Таблица 7.2 – Результаты расчета оценки канцерогенных рисков на здоровье населения от воздействия ТМ на территории г. Уфа

Взрослые	CR _{ing}	CR _{inh}	CR _{der}	TCR	Дети	CR _{ing}	CR _{inh}	CR _{der}	TCR
As									
х	6,90E–06	1,10E–12	2,90E–06	9,70E–06	х	4,83E–05	6,55E–13	1,42E–05	6,25E–05
Min.	3,00E–06	4,80E–13	1,30E–06	4,30E–06	Min.	2,10E–05	2,86E–13	6,37E–06	2,74E–05
Max.	2,40E–05	3,70E–12	1,00E–05	3,40E–05	Max.	1,68E–04	2,20E–12	4,90E–05	2,17E–04
Cr									
х	1,20E–04	5,60E–07	2,80E–05	1,50E–04	х	8,40E–04	3,33E–07	1,37E–04	9,78E–04
Min.	2,80E–07	1,30E–09	6,40E–08	3,40E–07	Min.	1,96E–06	7,74E–10	3,14E–07	2,27E–06
Max.	4,30E–04	2,00E–06	1,00E–04	5,40E–04	Max.	3,01E–03	1,19E–06	4,90E–04	3,50E–03

Средние значения канцерогенного риска от воздействия As составили $9,70E-06$ для взрослого и $6,25E-05$ для детского населения, что свидетельствует о превышении порога 1×10^{-6} и потенциальном риске воздействия, особенно среди детского населения. Минимальные значения составили $4,30E-06$ у взрослых и $2,74E-05$ у детей, что подтверждает устойчивую тенденцию к более высокому уровню воздействия среди младшей возрастной группы. Максимальные значения риска достигали $3,40E-05$ у взрослых и $2,17E-04$ у детей, что свидетельствует о существенных превышениях у детей, превышающих допустимый уровень в несколько раз.

Средние значения канцерогенного риска для Cr составили $1,50\text{E}-04$ у взрослых и $9,78\text{E}-04$ у детей, что значительно превышает предельно допустимый уровень и указывает на существенный риск канцерогенного воздействия от поступления Cr из окружающей среды.

Максимальные значения достигали $5,40\text{E}-04$ у взрослых и $3,50\text{E}-03$ у детей, что значительно превышает критический уровень, особенно среди детского населения. Это свидетельствует о высокой вероятности неблагоприятных последствий для здоровья и требует немедленных мер по минимизации воздействия загрязняющих веществ.

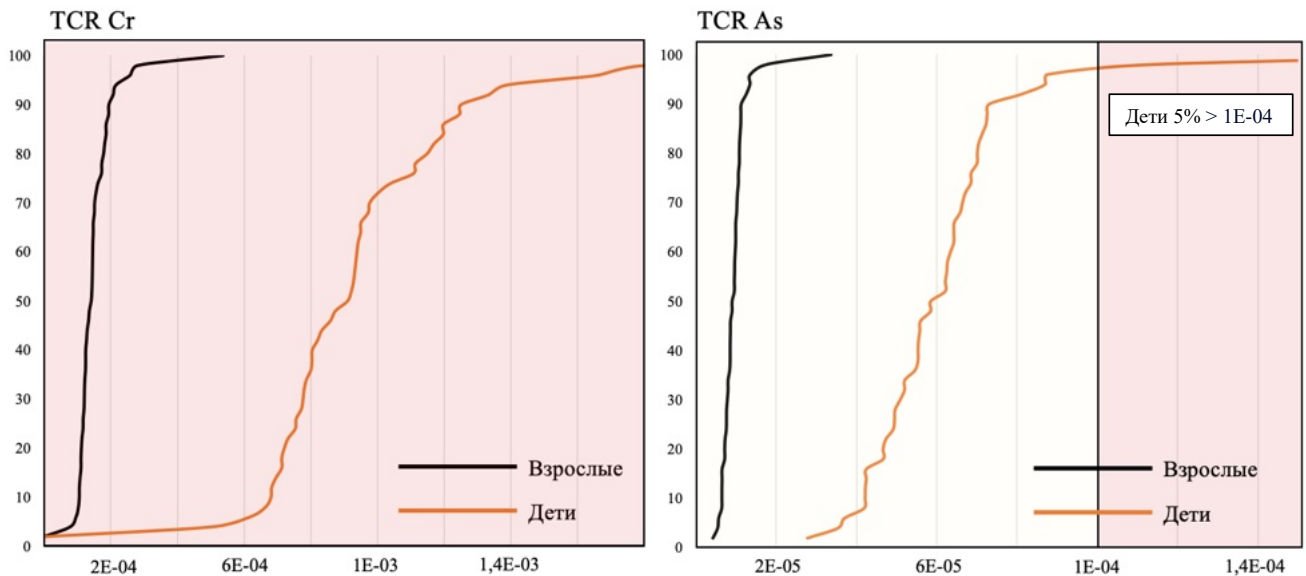


Рисунок 7.7 – График накопленной вероятности канцерогенных рисков на здоровье населения от воздействия Cr и As на территории г. Уфа

Анализ полученных данных показывает, что детское население подвержено значительно более высокому канцерогенному риску, чем взрослые, что обусловлено возрастными особенностями метаболизма, более высокой подверженностью к токсичным элементам и большим относительным объемом потребляемых загрязненных продуктов и воды (рисунок 7.7). Средние и максимальные значения для Cr и As в большинстве случаев превышают предельно допустимые уровни, что свидетельствует о существенном канцерогенном риске. Максимальные значения риска для детей по Cr и As превышают безопасные уровни в десятки раз, что подчеркивает необходимость детального анализа источников загрязнения и разработки мер по снижению воздействия данных элементов.

На рисунке 7.8 представлена карта пространственного распределения TCR для As и Cr. По совокупности уровней концентраций и площади ореолов Cr оказывает более выраженное влияние на территорию города: максимальные значения и наибольшая плотность аномалий приходятся на южные районы, что указывает на ведущую роль транспортно-инфраструктурного фактора и пылевого переноса в формировании канцерогенного риска. Для взрослого населения

среднее значение TCR (Cr) составляет $1,50E-04$, максимальные достигают $5,40E-04$ (вблизи железнодорожной станции). Подробное описание пространственных ореолов Cr приведено в главе 5.

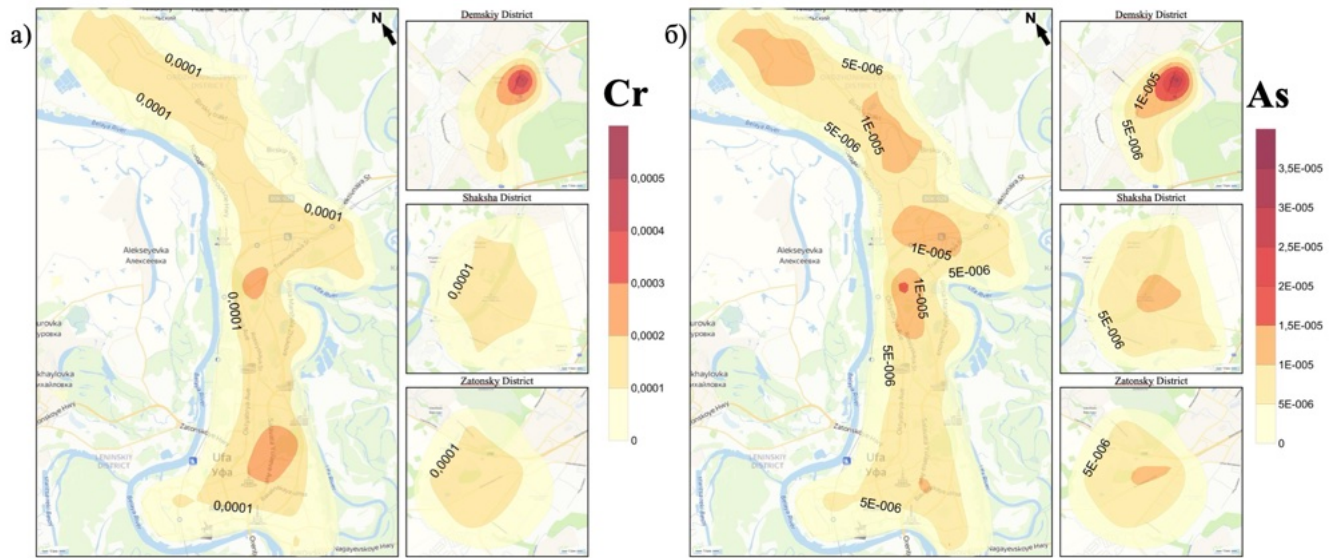


Рисунок 7.8 – Схема пространственного распределения TCR Cr и As на территории г. Уфа

As проявляет более выраженную специфику: его пространственная структура соответствует влиянию предприятий и зон, сопряжённых с сгоранием углеводородов (НПЗ, ТЭЦ, нефтехимические производства). Среднее значение TCR(As) для взрослого населения составляет $9,70E-06$, максимальные – до $3,40E-05$ (ж/д станция Дёма), что согласуется с ролью техногенных аэрозолей смешанного происхождения (нефтехимия и транспортные узлы) в формировании локальных высоких значений риска.

Таким образом, интегральная оценка риска показала преимущественно низкий уровень экологической нагрузки на почвы города, при локальных участках умеренного риска. Индекс неканцерогенного воздействия для населения находится в пределах допустимого, с доминирующим пероральным путём поступления; вклад элементов в общий неканцерогенный эффект максимален у Zn и Cu, ниже – у Hg, Ni, Co, и минимален у Pb, As, Cr. Канцерогенные риски для взрослых и детей также остаются допустимыми. Пространственно наиболее выраженные ореолы повышенных концентраций и индексов характерны для Ni и Cr, совпадая с зонами влияния крупных промышленных площадок (моторостроение, НПЗ) и железнодорожного узла; при приближении к жилым районам концентрации снижаются до околорезонансных.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенное исследование позволило провести комплексную эколого-геохимическую оценку территории г. Уфа по данным изучения почв и листьев тополя:

Геохимический анализ почв г. Уфа выявил смешанный характер формирования элементного состава, обусловленный как природно-литогеохимическими особенностями региона (распространение карбонатных и сульфатных пород), так и техногенным воздействием. Геохимический ряд Cr, Ni, Cu, Ca, Co, Pb, V, Zn, Y, S, Tb отражает вклад промышленных выбросов, транспортных эмиссий и коммунальной деятельности.

Ранжирование районов по техногенному профилю позволило выделить как общие, так и специфические элементы загрязнения, приуроченные к отдельным типам антропогенной нагрузки. В частности, Sb ассоциирован с предприятиями моторостроения и металлообработки Br, Rb – с ТЭЦ, а Ni, V и S – с нефтеперерабатывающей промышленностью. Максимальные значения Z_c зафиксированы в районах, прилегающих к УМПО, НПЗ, ж/д станции Дёма и ТЭЦ.

Данные по магнитной восприимчивости почв подтвердили наличие техногенных ферромагнитных частиц, преимущественно оксидов железа, характерных для высокотемпературных производственных процессов. Пространственное распределение магнитной восприимчивости совпадает с зонами повышенной концентрации тяжёлых металлов, что подтверждает высокую информативность метода для экспрессной оценки степени загрязнения окружающей среды.

Анализ элементного состава листьев тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.) выявил накопление Co, Zn, Sc, Ca, Sr, Ta, Fe и Br, что отражает избирательную способность растений к аккумуляции элементов и подтверждает их использование как биоиндикатора. Влияние промышленных предприятий и техногенных источников установлено как по геохимическим данным, так и по данным морфологии частиц на поверхности листьев тополя.

Селективность накопления элементов в растениях объясняется как физиолого-биохимическими особенностями вида, так и характером загрязнения. Для Ca, Co, Zn, Br и Sr установлено поступление преимущественно из почв, тогда как, Sc, Ta и Fe преимущественно поступают путем атмосферного осаждения согласно данным A_x .

Оценка экологических и санитарно-гигиенических рисков показала, что основная масса проб относится к категории низкого риска. Однако локальные превышения концентраций потенциально токсичных элементов указывают на зоны потенциального риска. Индекс неканцерогенного воздействия (НИ) для взрослого и детского населения находится в пределах нормы, канцерогенные риски по As и Cr также остаются в допустимых пределах.

Полученные результаты подчеркивают необходимость мониторинга в районах с промышленными предприятиями и высокой транспортной нагрузкой, а также демонстрируют эффективность применения геохимических и биоиндикационных подходов для оценки состояния окружающей среды в условиях урбанизации.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Абдрахманов Р. Ф., Бурячок О. В., Бахтияров С. А. Формирование подземных вод города Уфы // Геологический сборник. — 2011. — № 9. — С. 262–275.
2. Абдрахманов Р. Ф., Мартин В. И. Гидрогеоэкология г. Уфы / УНЦ РАН. Уфа, 1993. 44 с.
3. Абдрахманов Р. Ф., Смирнов А. И. Карст южного Предуралья и его активизация под влиянием техногенеза // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. — 2016. — № 4. — С. 353–361.
4. Абдрахманов, Р. Ф., Попов, В. Г. Геохимия и формирование подземных вод Южного Урала / отв. ред. В. Н. Пучков. — Уфа: Гилем, 2010. — 420 с.
5. Авиационные материалы. 75 лет. Избранные труды «ВИАМ» 1932–2007: юбилейный науч.-технич. сборник / под ред. Е. Н. Каблова. — Москва: ВИАМ, 2007. — 438 с.
6. Алексеенко В. А. Экологическая геохимия. — М. : Логос, 2000. — 627 с.
7. Алексеенко, В. А., Алексеенко, А. В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов: монография. — Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2013. — 388 с.
8. Амирова З. К., Кулагин А. А., Хакимова А. А. Накопление тяжёлых металлов в почве и газонной растительности городской территории (г. Уфа, Россия) // Экология урбанизированных территорий. — 2019. — № 4. — С. 18–26.
9. Башкирская энциклопедия: в 7 т. / гл. ред. М. А. Ильгамов. — Уфа: Науч. изд-во «Башкирская энциклопедия», 2007.
10. Белан, Л. Н., Амирова, З. К., Валиуллина, А. У., Шамсутдинова, Л. Р., Хакимова, А. А. Тяжёлые металлы в почве индустриального, рекреационного и селитебного назначения в городе Уфе // Известия Самарского научного центра РАН. — 2015. — Т. 17, № 6 (2). — С. 169–173.
11. Березин И. И., Сергеев А. К. Загрязнение атмосферного воздуха как фактор развития болезней дыхательной системы // Здоровье населения и среда обитания. — 2018. — № 1(298). — С. 7–10.
12. Берлянд М. Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. — Л. : Гидрометеиздат, 1985. — 273 с.
13. Битюкова В. Р., Касимов Н. С., Власов Д. В. Экологический портрет российских городов // Экология и промышленность России. — 2011. — № 4. — С. 6–18.
14. Брыкин А. В., Артёмов А. В., Колегов К. А. Анализ рынка редкоземельных элементов (РЗЭ) и РЗЭ-катализаторов // Катализ в промышленности. — 2014. — № 4. — С. 7–15.

15. Бухарина, И. Л., Поварницина, Т. М., Ведерников, К. Е. Эколого-биологические особенности древесных растений в урбанизированной среде: монография. — Ижевск: ФГОУ ВПО Ижевская ГСХА, 2007. — 216 с.
16. Верховец, И. А., Тучкова, Л. Е., Дедкова, А. И., Никитенко, О. С., Чернова, О. П. Загрязнение нефтепродуктами и бензапиреном почв несанкционированных свалок // Вестник аграрной науки. — 2023. — № 2 (101). — С. 12–18.
17. Верхотурцева А. С., Князева Т. Г., Синявский И. В., Верхотурцева Е. С. Влияние мегаполиса на загрязнение поверхностных водоёмов тяжёлыми металлами (на примере реки Миасс Челябинской области) // Новое слово в науке и практике: гипотезы и апробация результатов исследований. — 2016. — № 26. — С. 8–17.
18. Водяницкий Ю. Н. Современные тенденции загрязнения почв тяжёлыми металлами // Агрохимия. — 2013. — № 9. — С. 88–96.
19. Водяницкий Ю. Н., Васильев А. А., Лобанова Е. С. Загрязнённость тяжёлыми металлами и металлоидами почв г. Пермь // Агрохимия. — 2009. — № 4. — С. 60–68.
20. Водяницкий Ю. Н., Шоба С. А. Магнитная восприимчивость как индикатор загрязнения тяжёлыми металлами городских почв (обзор) // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. — 2015. — № 1. — С. 13–20.
21. Волкова В. Г., Давыдова Н. Д. Техногенез и трансформация ландшафтов. — Новосибирск : Наука, 1987. — 190 с.
22. Вольфсон И. Ф., Хомич А. С. Эколого-геохимические исследования в обеспечении устойчивого развития городов // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: Геология. — 2024. — № 2. — С. 116–128.
23. Вуколов Л. А., Успенский В. К. Управление колодочными и дисковыми тормозами с колодками и накладками из композиционного материала : производственно-практическое издание / Всесоюзный науч.-исслед. ин-т ж.-д. трансп. — М.: Трансжелдориздат, 1963. — 24 с.
24. Галеева Э. М., Хасанова Э. И., Хафизова И. А. Пространственная структура загрязнения снежного покрова г. Уфы // Вестник Удмуртского университета. Серия «Биология. Науки о Земле». — 2014. — № 4. — С. 7–11.
25. Глазовская, М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов (ландшафтно-геохимические процессы). 2-е изд. — Москва: Издательство МГУ, 2007. — 350 с.
26. Глазовская, М. А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям : метод. пособие. — Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1997. — 102 с.

27. Глазовская, М. А. Технобиогеомы — исходные физико-географические объекты ландшафтно-геохимического прогнозирования // Вестник Московского университета. Сер. 5: География. — 1972. — № 6. — С. 23–35.
28. Глазовская, М. А., Горюнова, В. Б. Техногенные потоки тяжёлых металлов в ландшафтно-геохимической системе побережье — морская бухта (Восточный Сихотэ-Алинь) // Геохимия тяжёлых металлов в природных и техногенных ландшафтах / под ред. М. А. Глазовской. — Москва: Издательство Московского университета, 1983. — С. 132–133. — 196 с.
29. Гончаров Г. А., Соктоев Б. Р., Фархутдинов И. М. Эколого-геохимическая оценка состояния почвенного покрова на территории города Уфы // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2023. — Т. 334, № 11. — С. 61–79.
30. ГОСТ 17.4.3.01–83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб. — М.: Стандартинформ, 2008. — 6 с.
31. ГОСТ 17.4.4.02–2017. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. — М.: Стандартинформ, 2018. — 10 с.
32. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1:1 000 000 (третье поколение). Серия «Уральская». Лист N-40 — Уфа. Гидрогеологическая карта доплиоценовых образований [Картографический материал]. — СПб.: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2013.
33. Гребенщикова Е. А., Шелковкина Н. С., Горбачева Н. А. Влияние строительства сооружений инженерной защиты на компоненты окружающей среды // Биосферная совместимость: человек, регион, технологии. — 2024. — № 3(47). — С. 42–51.
34. Григорьев, А. А.; Бородихин, А. С.; Руденко, О. В.; Сова, Ю. А. Постановка эксперимента по идентификации модели гипераккумуляции тяжёлых металлов топинамбуром при фиторемедиации почв [Электронный ресурс] // Современные проблемы науки и образования. — 2013. — № 6. — URL: <https://s.science-education.ru/pdf/2013/6/222.pdf>
35. Дегтярев А. П. Коэффициенты биологического накопления как основа биохимической классификации химических элементов // Биосфера. — 2024. — Т. 16, № 1. — С. 5–19.
36. Демьянов В. В., Савельева Е. А. Геоestatистика: теория и практика. — Москва: Наука, 2010. — 327 с.
37. Дорохова, Л. А., Юсупов, Д. В., Торопов, А. С., Рапута, В. Ф., Павлова, Л. М., Радомская, В. И., Судыко, А. Ф., Барановская, Н. В. Анализ распределения урана в аэрозольных выпадениях на территории города Новосибирска // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2023. — Т. 334, № 1. — С. 7–18.

38. Ежегодник. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2016 году [Электронный ресурс]. — Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун»», 2017. — 100 с. — URL: https://www.rpatyphoon.ru/upload/medialibrary/ezhegodniki/tpp/tpp_2016.pdf (дата обращения: 28.09.2025)
39. Еремченко О. З., Митракова Н. В. Фитотестирование почв и техногенных поверхностных образований в урбанизированных ландшафтах // Вестник Пермского университета. Серия: Биология. — 2016. — № 1. — С. 60–67.
40. Ефимова Е. А. Региональные аспекты урбанизации в России // Региональная экономика: теория и практика. — 2014. — № 43. — С. 2–12.
41. Журба, М. Г., Соколов, Л. И., Говорова, Ж. М. Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений. Т. 1: Системы водоснабжения, водозаборные сооружения : учеб. пособие. — 2-е изд., доп. и перераб. — Москва: Изд-во АСВ, 2003. — 288 с.
42. Иванова Ю. С., Горбачев В. Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами под влиянием несанкционированных свалок (медико-экологический аспект) // Ульяновский медико-биологический журнал. — 2012. — № 1. — С. 119–124.
43. Игнатенко А. В. Анализ токсичности и детоксикации сточных вод в процессе их биологической очистки // Химическая безопасность. — 2021. — Т. 5, № 1. — С. 64–80.
44. Изилянов А. Ю., Минина Н. Н. Биоремедиация нефтезагрязнённых почв // Вестник науки. — 2021. — Т. 1, № 6-1(39). — С. 200–203.
45. Израэль Ю. А. Философия мониторинга // Метеорология и гидрология. — 1990. — № 6. — С. 5–10.
46. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. — М. : Гидрометеиздат, 1984. — 360 с.
47. Израэль, Ю. А. Концепция мониторинга состояния биосферы // Мониторинг состояния окружающей природной среды: труды I советско-английского симпозиума. — Ленинград: Гидрометеиздат, 1977. — С. 10–25.
48. Камалов В. Г., Барышников В. И. Опасные геологические процессы на территории уфимского «полуострова» (инженерная геодинамика). — Уфа : Информреклама, 2019. — 240 с.
49. Карст Башкортостана / Р. Ф. Абдрахманов, В. И. Мартин, В. Г. Попов [и др.] ; РАН, Уфим. науч. центр, Ин-т геологии. — Уфа : Информреклама, 2002. — 383 с.
50. Касимов Н. С. Экогеохимия городских ландшафтов. — М.: Изд-во МГУ, 1995. — 336 с.
51. Касимов Н. С., Власов Д. В. Технофильность химических элементов в начале XXI века // Вестник Московского университета. Серия 5: География. — 2012. — № 1. — С. 15–22.

52. Касимов, Н. С. Экогеохимия ландшафтов. — Москва: ИП Филимонов М. В., 2013. — 208 с.
53. Киреева М. Л. Подходы к оценке численности населения крыс (*Rattus norvegicus*) и снижению их количества в городской среде // Самарский научный вестник. — 2019. — Т. 8, № 1(26). — С. 30–35.
54. Климатические показатели и роза ветров для г. Уфа [Электронный ресурс]. — Режим доступа: https://www.meteoblue.com/ru/погода/historyclimate/climatemodelled/Уфа_Россия_479561 (дата обращения: 28.05.2025).
55. Конопелько, Л. А., Попов, О. Г., Кустиков, Ю. А., Колобова, А. В., Мальгинов, А. В., Пинчук, О. А., Маневич, Д. П., Шевченко, В. В. Контроль промышленных выбросов автоматическими измерительными системами : монография / под ред. Л. А. Конопелько, О. Г. Попова. — Москва: ООО «Издательство Триумф», 2021. — 288–289 с.
56. Косарева Н. Б., Полиди Т. Д., Пузанов А. С. Экономическая урбанизация. — М. : Фонд «Институт экономики города», 2018. — 418 с.
57. Красногорская Н. Н., Клеттер Э. А., Сулейманова Р. Р., Журавлёва С. Е. Анализ содержания тяжёлых металлов и соединений серы в талломах эпифитных лишайников *Parmelia sulcata* на территории г. Уфа // Современные проблемы науки и образования. — 2012. — № 2. URL: <https://science-education.ru/article/view?id=5358> (дата обращения: 30.04.2024).
58. Кубракова, И. В.; Пряжников, Д. В.; Киселёва, М. С.; Кошечева, И. Я.; Мартынов, Л. Ю. Микроволновый синтез, свойства и аналитические возможности наноразмерных сорбционных материалов на основе магнетита // Журнал аналитической химии. 2014. Т. 69, № 4. С. 378–389.
59. Латыпова М. В. Анализ развития системы обращения с твёрдыми коммунальными отходами в России: проблемы и перспективы с учётом европейского опыта // Национальные интересы: приоритеты и безопасность. — 2018. — Т. 14, № 4(361). — С. 741–758.
60. Лобков Е. Г. Становление и динамика популяций интродуцированных на Камчатке воробьёв (*Passer montanus*, *P. domesticus*) // Русский орнитологический журнал. — 2024. — Т. 33, № 2432. — С. 2877–2888.
61. Макеева В. М., Смулов А. В. Эколого-генетический подход к охране биоразнообразия антропогенных экосистем // Известия Самарского научного центра РАН. — 2010. — Т. 12, № 1. — С. 6.
62. Марков В. А., Баширов Р. М., Габитов И. И., Кислов В. Г. Токсичность отработавших газов дизелей. — Уфа : Башкирский государственный аграрный университет, 2000. — 144 с.

63. Минигази́мов Н. С. Исследование загрязнения снежного покрова — одного из основных факторов формирования поверхностного стока города Уфы // Географический вестник. — 2019. — № 2 (49). — С. 41–50.
64. Минигази́мов Н. С. Оценка уровня загрязнения почв города Уфы // Вестник Магнитогорского государственного технического университета им. Г. И. Носова. — 2019. — № 3. — С. 45–52.
65. Министерство природопользования и экологии Республики Башкортостан. Государственный доклад о состоянии природных ресурсов и окружающей среды Республики Башкортостан в 2023 году [Электронный ресурс]. — Уфа: Минприроды РБ, 2024. — URL: <https://ecology.bashkortostan.ru/presscenter/lectures/> (раздел «Доклады и выступления», запись от 14.05.2024) (дата обращения: 29.05.2025).
66. Министерство природопользования и экологии Республики Башкортостан. Государственный доклад о состоянии природных ресурсов и окружающей среды Республики Башкортостан в 2019 году [Электронный ресурс]. — Уфа: Минприроды РБ, 2020. — URL: <https://ecology.bashkortostan.ru/presscenter/lectures/1300/> (дата обращения: 29.05.2025).
67. Мнускина Ю. В., Руденский А. Р. Средства огнезащиты древесины // Пожарная и техносферная безопасность: проблемы и пути совершенствования. — 2021. — № 2(9). — С. 258–263.
68. Москаленко, Н. Н. Биогеохимические особенности зелёных насаждений урбанизированных территорий (на примере г. Москвы) : автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук : 04.00.13 / Москаленко Наталья Николаевна; Ин-т минералогии, геохимии и кристаллографии редких элементов. — Москва, 1991. — 24 с.
69. Мудрый И. В. Тяжёлые металлы в системе почва–растение–человек (обзор) // Гигиена и санитария. — 1997. — № 1. — С. 16–19.
70. Научные исследования и разработки. АО «Опытный завод Нефтехим» [Электронный ресурс]. — URL: <https://ozneftehim.ru/rnd/> (дата обращения: 29.05.2025).
71. Неверова О. А. Применение фитоиндикации в оценке загрязнения окружающей среды // Биосфера. — 2009. — Т. 1, № 1. — С. 82–92.
72. Никифорова Е. М., Кошелева Н. Е., Хайбрахманов Т. С. Экологические последствия применения противогололёдных реагентов для почв Восточного округа Москвы // Вестник Московского университета. Серия 5. География. — 2016. — № 3. — С. 40–49.
73. Носарева С. П., Попов В. Г. Литолого-гидрохимические условия формирования нефтегазоносных рассолов Южного Предуралья // Геология, полезные ископаемые и проблемы геоэкологии Башкортостана, Урала и сопредельных территорий. — 2010. — № 8. — С. 231–234.

74. Обухов, А. И., Бабьева, И. П., Гринь, А. В. Научные основы разработки ПДК тяжёлых металлов в почвах // Тяжёлые металлы в окружающей среде. — Москва: Изд-во МГУ, 1980. — С. 20–28.
75. Объединённая двигателестроительная корпорация. ПАО «ОДК-УМПО» [Электронный ресурс]. — URL: <https://www.uecrus.com/about/structure/pao-odk-umpo/> (дата обращения: 29.05.2025).
76. Одум, Ю. Основы экологии / пер. с англ.; под ред. и с предисл. Н. П. Наумова. — Москва: Мир, 1975. — 740 с.
77. Организация Объединённых Наций. 68% населения мира будет жить в городах к 2050 году [Электронный ресурс]. — URL: <https://www.un.org/development/desa/ru/news/population/2018-revision-of-world-urbanization-prospects.html> (дата обращения: 28.05.2025).
78. Организация Объединённых Наций. Департамент по экономическим и социальным вопросам. Отдел народонаселения. Перспективы урбанизации мира: пересмотр 2018 г. [Электронный ресурс]. Нью-Йорк: Организация Объединённых Наций, 2019. 126 с. URL: <https://population.un.org/wup/assets/WUP2018-Report.pdf> (дата обращения: 26.09.2025)
79. Оспенникова, О. Г. Тенденции создания жаропрочных никелевых сплавов низкой плотности с поликристаллической и монокристаллической структурой (обзор) // Авиационные материалы и технологии. 2016. № 1 (40). С. 3–19
80. ПАО «Уфаоргсинтез» — нефтехимическое предприятие [Электронный ресурс]. — URL: <https://energybase.ru/processing-plant/petrochemical-enterprise-pjsc-ufaorgsintez> (дата обращения: 29.05.2025).
81. ПАО «Уфаоргсинтез». О компании [Электронный ресурс]. — URL: <https://ufaorgsintez.ru/o-companii-2/> (дата обращения: 29.05.2025).
82. Парамонова Т. А., Черногаева Г. М., Лукьянова Н. Н., Парамонов М. С. Тяжёлые металлы в городских почвах Приволжского федерального округа: сопряжённый анализ официальных данных // Почвоведение. — 2023. — № 11. — С. 1472–1488.
83. Перельман, А. И. Геохимия ландшафта. — 2-е изд., перераб. и доп. — М.: Высшая школа, 1975. — 342 с.
84. Питрюк А. В., Уманская Ю. В. Оценка воздействия железнодорожного транспорта на почвы прилегающих территорий // Молодой учёный. — 2020. — № 15. — С. 394–396.
85. Потапова Е. В. Динамика численности голубей в г. Иркутске за последние 15 лет // Байкальский зоологический журнал. — 2011. — № 2 (7). — С. 76–80.
86. Пунанова, С. А. Микроэлементы нафтидов в процессе онтогенеза углеводородов в связи с нефтегазоносностью : дис. ... докт. геол.-минерал. наук : 25.00.12. — М., 2017. — 288 с.

87. Росликова В. И. Трансформация почв в урбанизированных ландшафтах города Хабаровска под влиянием гидрологических процессов // Живые и биокосные системы. — 2017. — № 20. — Ст. 1.
88. Руководство по ООСБ для предприятий по производству древесно-стружечных и древесно-волокнистых плит [Электронный ресурс]. — Вашингтон : IFC, 2007. — URL: <https://www.ifc.org/content/dam/ifc/doc/2000/2007-board-and-particle-based-products-ehs-guidelines-ru.pdf> (дата обращения: 29.05.2025).
89. Сает Ю. Е. Методические рекомендации по геохимической оценке источников загрязнения окружающей среды. — М., 1982. — 66 с.
90. Сает Ю. Е., Ревич Б. А., Янин Е. П. Геохимия окружающей среды. — М.: Недра, 1990. — 335 с.
91. Сает, Ю. Е., Ревич, Б. А., Янин, Е. П. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Сает, Б. А. Ревич, Е. П. Янин [и др.]. — Москва: Недра, 1990. — 335 с.
92. Серебряков А. О. и др. Геолого-экономическая эффективность добычи редких элементов из подземных вод нефтегазоносных регионов // Геология, география и глобальная энергия. — 2011. — № 1. — С. 50–57.
93. Смирнов А. И. Геологическое строение. Карст // Атлас Республики Башкортостан. — Уфа : Башкортостан, 2005. — С. 60.
94. Соловых Г. Н., Фабарисова Л. Г., Карнаухова И. В., Нефедова Е. М., Раимова Е. К. Влияние тепловых электростанций на санитарно-биологический режим водоёмов // Гигиена и санитария. — 1998. — № 6. — С. 24–27.
95. Стадничук Н., Рангулов Р. Проблема загруженности пересечений главных артерий г. Уфа (на примере кольцевой развязки на Центральном рынке) // АрхИорт. — 2016. — Т. 2, вып. 4. — С. 37–42.
96. Судник А. В., Вознячук И. П. Последствия воздействия загрязнения придорожных территорий компонентами солевых реагентов на экологическое состояние почвы и растений в лесных биогеоценозах // Лесной вестник / Forestry Bulletin. — 2020. — Т. 24, № 6. — С. 83–95.
97. Тагирова Э. И., Лунева А. А., Сафиуллина А. И. Сравнительный анализ длительности производственного цикла элементов бизнес-процессов по созданию деталей на примере ПАО «ОДК-УМПО» // Modern Science. — 2020. — № 2-1. — С. 102–105.
98. Токтибаева Г. Ж., Ефимова А. Д., Гребенева О. В. Анализ состояния атмосферного воздуха и негативного влияния основных его загрязнителей на организм человека: обзор литературы // West Kazakhstan Medical Journal. — 2020. — № 3(62). — С. 122–130.
99. Турикешев Г. Т.-Г. Краткий очерк по физической географии окрестностей г. Уфы : учеб. пособие. — Уфа : БГПУ, 2000. — 160 с.

100. Уфимский НПЗ (Филиал ОАО АНК «Башнефть» «Башнефть-Уфанефтехим») [Электронный ресурс]. — ООО «Петон». — URL: <https://oldsite.peton.ru/project.php?p=117> (дата обращения: 28.05.2025).
101. Федорова В. А., Сафина Г. Р. Уплотнение городской застройки: особенности, экологические проблемы и перспективы // Землеустройство, кадастр и мониторинг земель. — 2018. — № 6. — С. 67–71.
102. Хомич В. С., Какарека С. В., Кухарчик Т. И. Экогеохимия городских ландшафтов Беларуси. — Минск : РУП «Минсктиппроект», 2004. — 260 с.
103. Цибарт А. С., Геннадиев А. Н. Полициклические ароматические углеводороды в почвах: источники, поведение, индикационное значение (обзор) // Почвоведение. 2013. № 7. С. 788–802.
104. Чиглинцева Е. С., Хазиахметов Р. М., Чиглинцев Д. С. Анализ воздействия выбросов от транспортных средств на воздушную среду в городе Уфа с использованием геоинформационных систем // Международный научно-исследовательский журнал. — 2023. — № 9(135). — С. 70
105. Чукпарова А. У. Изучение состояния сосновых насаждений в условиях аэротехнического загрязнения // Лесопользование, экология и охрана лесов: фундаментальные и прикладные аспекты : материалы междунар. науч.-практ. конф. — 2005. — С. 208–210.
106. Швартау В. В., Вирыч П. А., Маковейчук Т. И., Артеменко А. Ю. Кальций в растительных клетках // Biosystems Diversity. — 2014. — Т. 22. — № 1. — С. 19–32.
107. Шилкина С. В. Мировые тенденции управления отходами и анализ ситуации в России // Интернет-журнал «Отходы и ресурсы». — 2020. — Т. 7, № 1. — С. 1–17.
108. Шубенков М. В., Шубенкова М. Ю. Современный город как антропогенно-природная система // Architecture and Modern Information Technologies (AMIT). — 2020. — № 4(53). — С. 182–190.
109. Юлбарисов, Б. В Уфе основным источником загрязнения атмосферы является автотранспорт [Электронный ресурс] // ИА «Башинформ». — 01.04.2008. — URL: <https://www.bashinform.ru/news/politics/2008-04-01/v-ufo-osnovnym-istochnikom-zagryazneniya-atmosfery-yavlyaetsya-avtotransport-2063434>
110. Юсупов Д. В. Методология биогеохимической индикации урбанизированных и горнопромышленных территорий на основе анализа древесной растительности : дис. ... д-ра геол.-минерал. наук : 1.6.21. — Томск : Национальный исследовательский Томский политехнический университет, 2022.
111. Юсупов Д. В., Рихванов Л. П., Барановская Н. В., Робертус Ю. В., Радомская В. И., Павлова Л. М., Дорохова Л. А., Судыко А. Ф. Бром в листьях тополя урбанизированных

территорий: природные и антропогенные источники поступления // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2021. — Т. 332. — № 1. — С. 76–87.

112. Ялалтдинова, А. Р. Элементный состав растительности как индикатор техногенного воздействия на территории г. Усть-Каменогорска : дис. ... канд. геол.-минерал. наук : 25.00.36 / А. Р. Ялалтдинова; Нац. исслед. Томский политехнический ун-т. — Томск, 2015. — 172 с.

113. Янин, Е. П. Химические элементы в пылевых выбросах электротехнических предприятий и их роль в загрязнении окружающей среды // Экологические системы и приборы. 2009. № 2. С. 53–56

114. Яценко И. Г. Тяжёлые ванадиевоносные нефти России // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2012. — Т. 321, № 1. — С. 105–111.

115. Яценко, И. Г.; Полищук, Ю. М. Анализ физико-химических свойств и закономерностей территориального размещения ванадиевых нефтей // Химия нефти и газа: сборник материалов X Международной конференции. — Томск: Издательский дом ТГУ, 2018. — 894 с.

116. Adachi K., Tainosho Y. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust // Environment International. — 2004. — Т. 30, № 8. — С. 1009–1017.

117. Akca E., Gürsel A. A review on superalloys and IN718 nickel-based Inconel superalloy // Periodicals of Engineering and Natural Sciences (PEN). — 2015. — Т. 3, № 1.

118. Ali H., Khan E., Ilahi I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation // Journal of Chemistry. — 2019.

119. Aliyu A. A., Amadu L. Urbanization, cities, and health: the challenges to Nigeria — a review // Annals of African Medicine. — 2017. — Т. 16, № 4. — С. 149–158.

120. Amrhein, C.; Strong, J. E.; Mosher, P. A. Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils // Environmental Science & Technology. 1992. Vol. 26, no. 4. P. 703–709

121. Angon P. B., Islam M. S., Kc S., Das A., Anjum N., Poudel A., Suchi S. A. Sources, effects and present perspectives of heavy metals contamination: Soil, plants and human food chain // Heliyon. — 2024. — Vol. 10. — No. 7. — Art. e28357.

122. Angulo E. The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal «Mussel-Watch» data: a useful index to assess coastal pollution // Science of the Total Environment. — 1996. — Т. 187, № 1. — С. 19–56.

123. Ansuategi A., Escapa M. Economic growth and greenhouse gas emissions // *Ecological Economics*. — 2002. — T. 40, № 1. — C. 23–37.
124. Aydin, A.; Akyol, E. Observing Urban Soil Pollution Using Magnetic Susceptibility // *International Journal of Environmental Research*. 2015. Vol. 9, no. 1. P. 295–302.
125. Banaee M., Sureda A., Ahmadifar E., et al. Rare earth elements on aquatic organisms: toxicity and bioaccumulation — a review // *Environmental Technology & Innovation*. — 2024. — Vol. 35. — 103765.
126. Bao C., Fang C. Water resources flows related to urbanization in China: challenges and perspectives for water management and urban development // *Water Resources Management*. — 2012. — T. 26. — C. 531–552.
127. Barbieri M. The importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to evaluate the soil contamination // *Journal of Geology & Geophysics*. — 2016. — Vol. 5. — No. 1. — P. 1–4.
128. Barnes, D. G.; Dourson, M. Reference dose (RfD): Description and use in health risk assessments // *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 1988. Vol. 8, no. 4. P. 471–486
129. Baycu G., Tolunay D., Özden H., Günebakan S. Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni in leaves of urban deciduous trees in Istanbul // *Environmental Pollution*. — 2006. — № 143. — P. 545–554.
130. Bell M. L. Assessment of the Health Impacts of Particulate Matter Characteristics // *Health Effects Institute*. — 2012. — (Research Report 161). — P. 5–38.
131. Bezdicek D. F., Papendick R. I., Lal R. Importance of soil quality to health and sustainable land management // In: Doran J. W., Jones A. J. (eds.). *Methods for Assessing Soil Quality*. — Madison : Soil Science Society of America, 1996. — P. 1–8.
132. Bourliva A., Papadopoulou L., Aidona E., et al. Characterization and geochemistry of technogenic magnetic particles (TMPs) in contaminated industrial soils: assessing health risk via ingestion // *Geoderma*. — 2017. — Vol. 295. — P. 86–97.
133. Boyko T., Scholger R., Petrovsky E., et al. Topsoil magnetic susceptibility mapping as a tool for pollution monitoring: repeatability of in situ measurements // *Journal of Applied Geophysics*. — 2004. — Vol. 55. — P. 249–259.
134. Brouziotis A. A., Fountoukidis M., Gkika E. Toxicity of rare earth elements: an overview on human exposure and health effects // *Frontiers in Environmental Science*. — 2022. — Vol. 10. — Article 948041.
135. Chander K., Brookes P. C. Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam // *Soil Biology and Biochemistry*. — 1993. — Vol. 25. — № 9. — P. 1231–1239.

136. Chen H., Chen Z., Chen Z., Ou X., Chen J. Calculation of toxicity coefficient of potential ecological risk assessment of rare earth elements // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. — 2020. — Vol. 104. — P. 582–587.
137. Chen Z. Y. The biological hormesis-effects of rare earths and potential effects of application of rare earths on agricultural eco-environment // *Journal of Ecology and Rural Environment*. — 2004. — T. 20, № 4. — C. 1–5.
138. Corbett C. J., Kirsch D. A. International diffusion of ISO 14000 certification // *Production and Operations Management*. — 2001. — T. 10, № 3. — P. 327–342.
139. Costagliola M. A., Marchitto L., Giuzio R., Casadei S., Rossi T., Lixi S., Faedo D. Non-exhaust particulate emissions from road transport vehicles // *Energies*. — 2024. — Vol. 17. — No. 16. — Art. 4079.
140. Covaci A., Gerecke A. C., Law R. J., Voorspoels S., Kohler M., Heeb N. V., Leslie H., Allchin C. R., de Boer J. Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: a review // *Environmental Science & Technology*. — 2006. — Vol. 40. — No. 12. — P. 3679–3688.
141. Day R., Fuller M., Schmidt V. A. Hysteresis properties of titanomagnetites: Grain-size and compositional dependence // *Physics of the Earth and Planetary Interiors*. 1977. Vol. 13, no. 4. P. 260–267.
142. Deer W. A., Howie R. A., Zussman J. *An Introduction to the Rock-Forming Minerals*. — 3rd ed. — London: Mineralogical Society of Great Britain and Ireland, 2013.
143. Diaconescu L., Lung M. S. Power of big cities // *Revista Română de Geografie Politică*. — 2018. — T. 20, № 2. — C. 67–74.
144. Dick R. P. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health // In: Pankhurst C. E., Doube B. M., Gupta V. V. S. R. (eds.). *Biological Indicators of Soil Health*. — Wallingford : CAB International, 1997. — P. 121–156.
145. Djingova R., Ivanova Ju., Wagner G. et al. Distribution of lanthanoids, Be, Bi, Ga, Te, Tl, Th and U on the territory of Bulgaria using *Populus nigra* ‘Italica’ as an indicator // *Science of the Total Environment*. — 2001. — № 280. — P. 85–91.
146. Dunlop, D. J. Theory and application of the Day plot (Mrs/Ms versus Hcr/Hc). 1. Theoretical curves and tests using titanomagnetite data // *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*. 2002. Vol. 107, B3. Art. 2056.
147. El-Khatib A. A., Barakat N. A., Youssef N. A., Samir N. A. Bioaccumulation of heavy metals air pollutants by urban trees // *International Journal of Phytoremediation*. — 2020. — Vol. 22. — No. 2. — P. 210–222.
148. El-Sheikh A. M., Ulrich A., Broyer T. C. Sodium and rubidium as possible nutrients for sugar beet plants // *Plant Physiology*. — 1967. — Vol. 42, № 9. — P. 1202–1208.

149. Emberlin J. The effects of air pollution on allergenic pollen // *European Respiratory Review*. — 1998. — Vol. 8. — P. 164–167.
150. Filella M., Belzile N., Chen Y. Antimony in the environment: a review focused on natural waters. II. Relevant solution chemistry // *Earth-Science Reviews*. — 2002. — Vol. 59, no. 1–4. — P. 265–285.
151. Gartland L. M. *Heat Islands: Understanding and Mitigating Heat in Urban Areas*. — 1st ed. — London; New York: Routledge, 2012. — 208 p.
152. Genchi G., Sinicropi M. S., Lauria G., Carocci A., Catalano A. The effects of cadmium toxicity // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. — 2020. — Vol. 17. — No. 11. — Art. 3782.
153. Gerson J. R., Szponar N., Almeyda Zambrano A., Bergquist B., Broadbent E., Driscoll C. T., Erkenwick G., Evers D. C., Fernandez L. E., Hsu-Kim H., Inga G., Lansdale K. N., Marchese M. J., Martinez A., Moore C., Pan W. K., Pérez Purizaca R., Sánchez V., Silman M., Ury E. A., Vega C., Watsa M., Bernhardt E. S. Amazon forests capture high levels of atmospheric mercury pollution from artisanal gold mining // *Nature Communications*. — 2022. — Vol. 13. — Art. 559.
154. Giller K. E., Witter E., McGrath S. P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review // *Soil Biology and Biochemistry*. — 1998. — Vol. 30. — № 10–11. — C. 1389–1414.
155. Gong Q., Deng J., Xiang Y., Wang Q., Yang L. Calculating Pollution Indices by Heavy Metals in Ecological Geochemistry Assessment and a Case Study in Parks of Beijing // *Journal of China University of Geosciences*. — 2008. — Vol. 19. — No. 3. — P. 230–241.
156. Haahtela T. A biodiversity hypothesis // *Allergy*. — 2019. — Vol. 74. — P. 1445–1456.
157. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach // *Water Research*. — 1980. — Vol. 14, No 8. — P. 975–1001.
158. Hänsch R., Mendel R. R. Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl) // *Current Opinion in Plant Biology*. — 2009. — Vol. 12, No 3. — P. 259–266.
159. He C., Liu Z., Wu J., Pan X., Fang Z., Li J., Bryan B. A. Future global urban water scarcity and potential solutions // *Nature Communications*. — 2021. — Vol. 12. — Art. 4667.
160. He M. Distribution and phytoavailability of antimony at an antimony mining and smelting area, Hunan, China // *Environmental Geochemistry and Health*. — 2007. — Vol. 29. — P. 209–219.
161. Hu X., Wei X., Ling J., Chen J. Cobalt: an essential micronutrient for plant growth? // *Frontiers in Plant Science*. — 2021. — Vol. 12. — Art. 768523.
162. Hu Y., Wang D., Wei L., Zhang X., Song B. Bioaccumulation of heavy metals in plant leaves from Yan'an city of the Loess Plateau, China // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. — 2014. — Vol. 110. — P. 82–88.

163. Huang B. H., Zou Y. D., Bi S. D., Wu H. Z., Li G. T., Peng J. C. Effects of rare earth elements on the composition of the soil fauna community in a plum orchard // *Acta Scientiae Circumstantiae*. — 2009. — Vol. 29. — No. 9. — P. 1849–1857.
164. Ito K., Mathes R., Ross Z., Nádas A., Thurston G., Matte T. Fine particulate matter constituents associated with cardiovascular hospitalizations and mortality in New York City // *Environmental Health Perspectives*. — 2011. — Vol. 119. — No. 4. — P. 467–473.
165. Jomova K., Alomar S. Y., Nepovimova E., Kuca K., Valko M. Heavy metals: toxicity and human health effects // *Archives of Toxicology*. — 2025. — Vol. 99. — No. 1. — P. 153–209.
166. Jordanova N. V., Jordanova D. V., Veneva L., Yorova K., Petrovský E. Magnetic response of soils and vegetation to heavy metal pollution — a case study // *Environmental Science & Technology*. — 2003. — Vol. 37. — No. 19. — P. 4417–4424.
167. Kabata-Pendias A. *Trace Elements in Soils and Plants*. — 4th ed. — Boca Raton : CRC Press, 2001. — 548 p.
168. Kapicka A., Petrovsky E., Jordanova N., Podrazsky V., Boruvka L. Magnetic parameters of forest topsoils in the Czech Republic and their correlation with heavy metal contamination // *Environmental Geology*. — 2001. — Vol. 40. — P. 106–113.
169. Kartal S. N., Imamura Y. Removal of copper, chromium, and arsenic from CCA-treated wood onto chitin and chitosan // *Bioresource Technology*. — 2005. — Vol. 96, No 3. — P. 389–392.
170. Kashin V. K. Barium in landscape components of the western Transbaikalian region // *Eurasian Soil Science*. — 2015. — Vol. 48, No 10. — P. 1120–1130.
171. Keene W. C., Khalil M. A. K., Erickson D. J. III, McCulloch A., Graedel T. E., Lobert J. M., Aucott M. L., Gong S. L., Harper D. B., Kleiman G., Midgley P., Moore R. M., Seuzaret C., Sturges W. T., Benkovitz C. M., Koropalov V., Barrie L. A., Li Y.-F. Composite global emissions of reactive chlorine from anthropogenic and natural sources: Reactive Chlorine Emissions Inventory // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. — 1999. — Vol. 104. — No D7. — P. 8429–8440.
172. Keshaviah A., Diamond M. B., Wade M. J., Scarpino S. V. (on behalf of the Global Wastewater Action Group). Wastewater monitoring can anchor global disease surveillance systems // *The Lancet Global Health*. — 2023. — Vol. 11. — № 6. — P. 976–981.
173. Koltun P., Tharumarajah A. Life cycle impact of rare earth elements // *ISRN Metallurgy*. — 2014. — Vol. 2014. — P. 1–10.
174. Kosareva L. R., Nourgaliev D. K., Kuzina D. M., Spassov S., Fattakhov A. V. Ferromagnetic, dia-/paramagnetic and superparamagnetic components of Aral Sea sediments: significance for paleoenvironmental reconstruction // *ARPN Journal of Earth Sciences*. — 2015. — Vol. 4. — № 1. — P. 1–6.

175. Kothe E., Varma A. (eds.). *Bio-Geo Interactions in Metal-Contaminated Soils*. — Berlin ; Heidelberg : Springer, 2012. — Vol. 31.
176. Kronzucker H. J., Coskun D., Schulze L. M., Wong J. R., Britto D. T. Sodium as nutrient and toxicant // *Plant and Soil*. — 2013. — Vol. 369. — No. 1–2. — P. 1–23.
177. Kulkarni P., Chellam S., Fraser M. P. Tracking petroleum refinery emission events using lanthanum and lanthanides as elemental markers for PM_{2.5} // *Environmental Science & Technology*. — 2007. — Vol. 41, No 19. — P. 6748–6754.
178. Landrigan P. J., Fuller R., Acosta N. J. R. The Lancet Commission on Pollution and Health // *The Lancet*. — 2018. — Vol. 391. — P. 462–512.
179. Landrot G., Tappero R., Webb S. M., Sparks D. L. Arsenic and chromium speciation in an urban contaminated soil // *Chemosphere*. — 2012. — T. 88. — № 10. — C. 1196–1201.
180. Li P., Wang Z. H. Environmental co-benefits of urban greening for mitigating heat and carbon emissions // *Journal of Environmental Management*. — 2021. — Vol. 293. — P. 112963.
181. Li Q., Fu X., Peng X., Wang W., Badia A., Fernandez R. P., Saiz-Lopez A. Halogens enhance haze pollution in China // *Environmental Science & Technology*. — 2021. — Vol. 55, № 20. — P. 625–637.
182. Lidon F. C., Henriques F. S. Effects of copper toxicity on growth and the uptake and translocation of metals in rice plants // *Journal of Plant Nutrition*. — 1993. — Vol. 16, No 8. — P. 1449–1464.
183. Lin L., Yang H., Xu X. Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: a review // *Frontiers in Environmental Science*. — 2022. — Vol. 10. — Art. 880246.
184. Liu T., Chen D., Li X., Li F. Microbially mediated coupling of nitrate reduction and Fe(II) oxidation under anoxic conditions // *FEMS Microbiology Ecology*. — 2019. — Vol. 95. — № 4. — P. 1–12.
185. Lu S. G., Bai S. Q. Magnetic properties as indicators of heavy metals pollution in urban topsoils: a case study from Nanjing, China // *Geophysical Journal International*. — 2006. — Vol. 165. — P. 33–42.
186. Magiera T., Gołuchowska B., Jabłońska M. Technogenic Magnetic Particles in Alkaline Dusts from Power and Cement Plants // *Water, Air, & Soil Pollution*. — 2013. — Vol. 224, № 1. — Article 1389.
187. Magiera T., Strzyszczyński Z., Kapicka A., Petrovsky E. Discrimination of lithogenic and anthropogenic influences on topsoil magnetic susceptibility in Central Europe // *Geoderma*. — 2006. — Vol. 130. — P. 299–311.
188. Markert B. Establishing a ‘reference plant’ for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting // *Water, Air, and Soil Pollution*. — 1992. — Vol. 64. — P. 533–538.

189. Markert B. Sample preparation (cleaning, drying, homogenization) for trace element analysis in plant matrices // *Science of the Total Environment*. — 1995. — Vol. 176, № 1–3. — P. 45–61.
190. Mirzanamadi R. et al. Anti-icing of road surfaces using hydronic heating pavement with low temperature // *Cold Regions Science and Technology*. — 2018. — Vol. 145. — P. 106–118.
191. Morel J. L., Chenu C., Lorenz K. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs) // *Journal of Soils and Sediments*. — 2015. — Vol. 15. — P. 1659–1666.
192. Morillas J. M., Rey Gozalo G., Montes González D., Atanasio Moraga P., Vílchez-Gómez R. Noise pollution and urban planning // *Current Pollution Reports*. — 2018. — Vol. 4. — No. 3. — P. 208–219.
193. Munsif R. J., Zubair M., Aziz A., Nadeem Zafar M. Industrial air emission pollution: potential sources and sustainable mitigation // In: *Environmental Emissions* / ed. R. Viskup. — London: IntechOpen, 2021.
194. Murphy E., King E. A. *Environmental Noise Pollution: Noise Mapping, Public Health, and Policy*. — 2nd ed. — Amsterdam: Elsevier, 2022. — 332 p.
195. Nieuwenhuijsen M. J., Khreis H. Car free cities: Pathway to healthy urban living // *Environment International*. — 2016. — Vol. 94. — P. 251–262.
196. Olufemi A. C., Mji A., Mukhola M. S. Potential health risks of lead exposure from early life through later life // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. — 2022. — Vol. 19, № 23. — P. 16006.
197. Panov V. S. Nanostructured sintered WC–Co hard metals // *Powder Metallurgy and Metal Ceramics*. — 2015. — Vol. 53, № 11. — P. 643–654.
198. Paradellis T., Panayotakis N. Bromine absorption from air by plant leaves // *Journal of Radioanalytical Chemistry*. — 1980. — Vol. 59. — No. 1. — P. 221–227.
199. Perricone M. J., DuPont J. N., Cieslak M. J. Solidification of Hastelloy alloys: an alternative interpretation // *Metallurgical and Materials Transactions A*. — 2003. — Vol. 34. — No. 5. — P. 1127–1132.
200. Prescott S. L. A butterfly flaps its wings: extinction of biological experience and the origins of allergy // *Annals of Allergy, Asthma & Immunology*. — 2020. — Vol. 125. — P. 528–534.
201. Rabha S., Subramanyam K. S. V., Sawant S. S., Saikia B. K. Rare-earth elements and heavy metals in atmospheric particulate matter in an urban area // *ACS Earth and Space Chemistry*. — 2022. — Vol. 6, № 7. — P. 25–32.

202. Raihan A., Bari A. B. M. M. Energy-economy-environment nexus in China: the role of renewable energies toward carbon neutrality // *Innovation and Green Development*. — 2024. — Vol. 3, № 3. — P. 100139.
203. Rashid R., Shafiq I., Akhter P., Iqbal M. J., Hussain M. A state-of-the-art review on wastewater treatment techniques: the effectiveness of adsorption method // *Environmental Science and Pollution Research*. — 2021. — Vol. 28. — P. 9050–9066.
204. Roberts A. P., Almeida T. P., Church N. S., Harrison R. J., Heslop D., Li Y., Li J., Muxworthy A. R., Williams W., Zhao X. Resolving the origin of pseudo-single domain magnetic behavior // *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*. — 2017. — Vol. 122. — No. 12. — P. 9534–9558.
205. Rodrigo-Comino J., Seeling S., Seeger M. K., Ries J. B. Light pollution: A review of the scientific literature // *The Anthropocene Review*. — 2023. — Vol. 10. — No. 2. — P. 367–392.
206. Ross N. S., Ganesh M., Srinivasan D., Gupta M. K., Korkmaz M. E., Krolczyk J. B. Role of sustainable cooling/lubrication conditions in improving the tribological and machining characteristics of Monel-400 alloy // *Tribology International*. — 2022. — Vol. 176. — Art. 107880.
207. Saby N., Thioulouse J., Jolivet C., Pélissier R., Ratié C., Boulonne L., Bispo A., Arrouays D. Geostatistical assessment of Pb in soil around Paris, France: evidence of diffuse anthropogenic inputs // *Science of the Total Environment*. — 2006. — Vol. 367. — No. 2–3. — P. 392–406.
208. Savard J. P. L., Clergeau P., Mennechez G. Biodiversity concepts and urban ecosystems // *Landscape and Urban Planning*. — 2000. — Vol. 48, № 3–4. — P. 131–142.
209. Sawidis T., Breuste J., Mitrovic M., Pavlovic P., Tsigaridas K. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities // *Environmental Pollution*. — 2011. — Vol. 159. — No. 12. — P. 3560–3570.
210. Sawidis T., Chettri M. K., Papaioannou A. Study of metal distribution from lignite fuels using trees as biological monitors // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. — 2001. — № 48. — P. 27–35.
211. Stanton B. Temperate ecosystems: Poplars // *Encyclopedia of Forest Sciences*. — Elsevier, 2004. — P. 1441–1449.
212. Statistisches Bundesamt (Destatis). Urban population worldwide [Электронный ресурс]. — URL: <https://www.destatis.de/EN/Themes/Countries-Regions/International-Statistics/Data-Topic/Population-Labour-Social-Issues/DemographyMigration/UrbanPopulation.html> (дата обращения: 28.05.2025).
213. Suleymanov A., Nizamutdinov T., Kulagin A., Suleymanov R., Abakumov E., Saby N. P. A., Yurkevich M., Bakhmet O., Tuktarova I., Belan L., Shagaliev R., Nigmatullin A. Potentially toxic

elements in urban soils across functional zones: risk assessment, sources, and spatial distribution (Ufa City, Russia) // *Environmental Monitoring and Assessment*. — 2025. — Vol. 197. — No. 6. — Art. 703.

214. Sweileh W. M., Al-Jabi S. W., Zyoud S. H. Outdoor air pollution and respiratory health: a bibliometric analysis (1900–2017) // *Multidisciplinary Respiratory Medicine*. — 2018. — Vol. 13. — P. 1–12.

215. Talovskaya A. V., Yazikov E. G., Filimonenko E. A., Shakhova T. S. Characterization of solid airborne particles deposited in snow near an urban fossil-fuel TPP (W. Siberia) // *Environmental Technology*. — 2018. — Vol. 39, № 18. — P. 2288–2303.

216. Theodorou P. The effects of urbanisation on ecological interactions // *Current Opinion in Insect Science*. — 2022. — Vol. 52. — P. 100922.

217. Tripathi D. K., Singh S., Gaur S., Singh S., Yadav V., Liu S., Singh V. P., Sharma S., Srivastava P., Prasad S. M., Dubey N. K., Chauhan D. K., Sahi S. Acquisition and homeostasis of iron in higher plants and their probable role in abiotic stress tolerance // *Frontiers in Environmental Science*. — 2018. — Vol. 5. — Art. 86.

218. Tromp K., Lima A. T., Barendregt A., Verhoeven J. T. A. Retention of heavy metals and poly-aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing // *Journal of Hazardous Materials*. — 2012. — Vol. 203–204. — P. 290–298.

219. Ulutan D., Ozel T. Machining induced surface integrity in titanium and nickel alloys: A review // *International Journal of Machine Tools and Manufacture*. — 2011. — Vol. 51, № 3. — P. 250–280.

220. Vilcins D., Christofferson R. C., Yoon J.-H., Nazli S. N., Sly P. D., Cormier S. A., Shen G. Updates in air pollution: current research and future challenges // *Annals of Global Health*. — 2024. — Vol. 90. — No. 1. — Art. 9.

221. von Uexküll O., Skerfving S., Doyle R., Braungart M. Antimony in brake pads — a carcinogenic component? // *Journal of Cleaner Production*. — 2005. — Vol. 13, no. 1. — P. 19–31.

222. Wake H. Oil refineries: a review of their ecological impacts on the aquatic environment // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. — 2005. — Vol. 62, № 1–2. — P. 131–140.

223. Ward K., Lauf S., Kleinschmit B., Endlicher W. Heat waves and urban heat islands in Europe: A review of relevant drivers // *Science of the Total Environment*. — 2016. — Vol. 569–570. — P. 527–539.

224. Ward M. H., Jones R. R., Brender J. D., de Kok T. M., Weyer P. J., Nolan B. T., Villanueva C. M., van Breda S. G. Drinking water nitrate and human health: an updated review // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. — 2018. — Vol. 15. — No. 7. — Art. 1557.

225. Weissmannová H. D., Pavlovský J. Indices of soil contamination by heavy metals – methodology of calculation for pollution assessment (minireview) // *Environmental Monitoring and Assessment*. — 2017. — Vol. 189. — Art. 616.
226. White P. J., Broadley M. R. Calcium in plants // *Annals of Botany*. — 2003. — Vol. 92, № 4. — P. 487–511.
227. Wilcke W. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil — a review // *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2000. Vol. 163, № 3. P. 229–248.
228. World Population Prospects 2019 / Department of Economic and Social Affairs, Population Division. — New York : United Nations, 2019. — URL: <https://population.un.org/wpp/Download/> (дата обращения: 20.09.2020).
229. Xu Z. Q., Ni S. J., Tuo X. G., Zhang C. J. Calculation of heavy metals' toxicity coefficient in the evaluation of Potential Ecological Risk Index // *Environmental Science and Technology (China)*. — 2008. — Vol. 31. — No. 2. — P. 112–115.
230. Zafar A., Javed S., Akram N., Naqvi S. A. R. Health risks of mercury // In: *Mercury Toxicity Mitigation: Sustainable Nexus Approach* / ed. N. Kumar. — Cham: Springer Nature Switzerland, 2024. — P. 67–92.
231. Zhang Y., Han Y., Ji X., Zang D., Qiao L., Sheng Z., Wang C., Wang S., Wang M., Hou Y., Chen X., Hou X. Continuous air purification by aqueous interface filtration and absorption // *Nature*. — 2022. — Vol. 610. — No. 7930. — P. 74–80.
232. Zhao C., Zhou J., Yan Y., Yang L., Xing G., Li H., Wu P., Wang M., Zheng H. Application of coagulation/flocculation in oily wastewater treatment: A review // *Science of the Total Environment*. — 2021. — Vol. 765. — Art. 142795.
233. Zhao J. C., Ravikumar V., Beltran A. M. Phase precipitation and phase stability in Nimonic 263 // *Metallurgical and Materials Transactions A*. — 2001. — Vol. 32. — P. 1271–1282.
234. Ziska L. H., Gebhard D. E., Frenz D. A. Cities as harbingers of climate change: common ragweed, urbanization, and public health // *Journal of Allergy and Clinical Immunology*. — 2003. — Vol. 111. — P. 290–295.