

МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
УНИВЕРСИТЕТ имени М.В. ЛОМОНОСОВА
ГЕОГРАФИЧЕСКИЙ ФАКУЛЬТЕТ

На правах рукописи

Сычева Дарья Геннадьевна

**Тяжелые металлы и металлоиды в почвах и дорожной пыли
городов Бурятии в зоне влияния угольных ТЭС:
источники загрязнения, фракционирование и экологический
риск**

1.6.12 – физическая география и биогеография,
география почв и геохимия ландшафтов

ДИССЕРТАЦИЯ
на соискание учёной степени
кандидата географических наук

Научный руководитель:
доктор географических наук
Кошелева Наталья Евгеньевна

Москва – 2025

Оглавление

ВВЕДЕНИЕ	4
Глава 1. Угольные тепловые электростанции как источник загрязнения окружающей среды и анализ основных компонентов ландшафтов при эколого-геохимических исследованиях города	11
<i>1.1. Существующие представления о составе и свойствах углей и продуктов сгорания угольных ТЭС</i>	11
<i>1.2. Экологическое воздействие угольных ТЭС на компоненты городской среды</i>	19
<i>1.3. Использование почвенного покрова и дорожной пыли для эколого-геохимической оценки территорий</i>	22
Глава 2. Объекты исследования	28
2.1. Физико-географические условия и антропогенная нагрузка в Улан-Удэ	29
<i>2.1.1. Геологическое строение и рельеф</i>	29
<i>2.1.2. Климат и гидрографическая сеть</i>	30
<i>2.1.3. Растительный и почвенный покровы</i>	32
<i>2.1.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия</i>	33
2.2. Физико-географические условия и антропогенная нагрузка в Гусиноозерске	40
<i>2.2.1. Геологическое строение и рельеф</i>	40
<i>2.2.2. Климат и гидрографическая сеть</i>	41
<i>2.2.3. Растительный и почвенный покровы</i>	43
<i>2.2.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия</i>	44
2.3. Физико-географические условия и антропогенная нагрузка в Северобайкальске	50
<i>2.3.1. Геологическое строение и рельеф</i>	50
<i>2.3.2. Климат и гидрографическая сеть</i>	51
<i>2.3.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия</i>	54
Глава 3. Содержание и методика работ	59
3.1. Полевые работы	59
3.2. Лабораторные исследования	60
3.3. Обработка данных	62
Глава 4. Металлы и металлоиды в почвах и дорожной пыли Улан-Удэ	69
4.1. Почвенно-геохимический фон	69
4.2. Физические и химические свойства почв	69
4.3. Металлы и металлоиды в почвах	72
<i>4.3.1. Накопление металлов и металлоидов в почвенном покрове и фракции PM_{10}</i>	72
<i>4.3.2. Природные и антропогенные факторы аккумуляции ТММ в почвах</i>	81
<i>4.3.3. Источники ТММ в почвах и их фракции PM_{10}</i>	86
4.4. Физические и химические свойства дорожной пыли	93
4.5. Металлы и металлоиды в дорожной пыли	95
Глава 5. Металлы и металлоиды в почвах Гусиноозерска и Северобайкальска	104
5.1. Почвенно-геохимический фон	104

5.2. Физические и химические свойства почв	106
5.3. Металлы и металлоиды в почвах.....	111
<i>5.3.1. Накопление и пространственное распределение металлов и металлоидов в почвенном покрове и фракции РМ₁₀</i>	<i>111</i>
<i>5.3.2. Природные и антропогенные факторы аккумуляции ТММ в почвах</i>	<i>125</i>
<i>5.3.3. Источники ТММ в почвах и их фракции РМ₁₀.....</i>	<i>134</i>
Глава 6. Эколого-геохимическая оценка загрязнения Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска	146
6.1. Суммарное загрязнение почвенного покрова и дорожной пыли ТММ	146
6.2. Оценка экологического риска для здоровья населения Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска	152
6.3. Сравнительный анализ загрязнения почвенного покрова Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска	159
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	167
ЛИТЕРАТУРА	169

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы исследования и степень ее разработанности. Сжигание ископаемого топлива (угля, природного газа, нефти и продуктов нефтепереработки) при производстве электроэнергии, отопления, в промышленности и при эксплуатации транспортных средств представляет собой один из крупнейших источников загрязнения окружающей среды (Fan et al., 2020; Sicard et al., 2023; Li et al., 2023). Особое место среди промышленных источников занимают предприятия по добыче и сжиганию каменного и бурого угля, вызывающие серьезные экологические и социальные последствия в городах по всему миру (Savic et al., 2018; Karmaker et al., 2020).

Россия является одной из крупнейших стран мира по добыче и потреблению ископаемого топлива (Битюкова, Кравчик, 2023). При его сжигании на тепловых электростанциях (ТЭС) России в атмосферу выбрасывается около 4,3 млн тонн загрязняющих веществ, что составляет 33% общего объема выбросов от стационарных источников (Ежегодник ..., 2024). Наибольшая доля угля (около 84%) в структуре топлива ТЭС характерна для Сибири и Дальнего Востока, где условия рассеивания загрязняющих веществ в атмосфере зачастую неблагоприятны. Средние концентрации взвешенных частиц, NO_x и SO₂ в городах азиатской части России на 22-33% выше, чем в городах европейской части страны (Ежегодник ..., 2024).

Республика Бурятия отличается уникальными природными ландшафтами, среди которых озеро Байкал занимает центральное место. Байкал – самое глубокое озеро на планете, крупнейший природный резервуар пресной воды, входит в список всемирного наследия ЮНЕСКО. Около 80% площади Бурятии находится в бассейне оз. Байкал, что составляет 57,1% площади Байкальской природной территории (БПТ). Главными источниками загрязнения в регионе являются крупные промышленные узлы, такие как Улан-Удэ, Закаменск, Гусиноозерск и Северобайкальск. В 2023 г. предприятия по производству тепло- и электроэнергии, работающие на угле, выбросили в атмосферу Бурятии 71,4 тыс. тонн загрязняющих веществ, что составляет 66% от общего объема выбросов в республике (Государственный доклад ..., 2024). Дополнительную опасность создают автономные источники теплоснабжения (котлы и печи в частном секторе), оказывающие длительное воздействие загрязненного воздуха на здоровье населения, провоцируя развитие общетоксических, канцерогенных и мутагенных эффектов (Seinfeld, Pandis, 2006; Wang, Liu, 2024).

Столица Бурятии, крупный промышленный город Улан-Удэ относится к наиболее

проблемным территориям республики и занимает первое место по уровню комплексной техногенной нагрузки на среду обитания и общей заболеваемости населения (Государственный доклад ..., 2024). В городе функционирует более 40 предприятий различных отраслей, чья деятельность в сочетании с выбросами ТЭС усиливает негативное воздействие на окружающую среду. Вблизи Гусиноозерска, где функционирует крупнейшая в регионе Гусиноозерская ГРЭС, находятся месторождения бурого угля, что повлекло за собой сосредоточение в окрестностях города нерекультивируемых отвалов вскрышных пород, оказывающих отрицательное влияние на почвенный покров, поверхностные и подземные воды (Убугунов, Убугунов, 2013). В Северобайкальске, важном транспортном узле Байкало-Амурской магистрали (БАМ), формируется зона комплексного техногенного воздействия за счет выбросов загрязняющих веществ от Центральной угольной ТЭЦ и железнодорожного сектора.

Почвенный покров является основной депонирующей средой для техногенных выбросов, что делает его ключевым индикатором многолетнего загрязнения городских территорий (Касимов и др., 2016; Manisalidis et al., 2020; Zhao et al., 2021; Sicard et al., 2023). Для индикации современного загрязнения городов служит дорожная пыль, состоящая из твердых частиц антропогенного и природного происхождения, включая выдуваемые тонкие фракции придорожных почв и частицы, образующиеся при износе корпуса, шин и тормозных колодок автомобилей и при истирании разметки и дорожного полотна (Li, Liao, 2018; Seleznev et al., 2020; Kabir et al., 2022; Vlasov et al., 2022; Vlasov et al., 2023b). Особое внимание в настоящее время уделяется изучению наиболее опасных твердых частиц диаметром менее 10 мкм – фракции физической глины (PM₁₀), обладающей высокой сорбционной емкостью по отношению к загрязняющим веществам и при попадании в организм способствующей развитию респираторных, сердечно-сосудистых заболеваний и злокачественных новообразований (Tager, 2005; Moses, Orok, 2015; Xu et al., 2023; Wang, Liu, 2024). Необходимость изучения химического состава почв, дорожной пыли и их отдельных гранулометрических фракций, в первую очередь, микрочастиц PM₁₀, связана с их обогащением токсичными соединениями (Sonone et al., 2020; Alengebawy et al., 2021), в том числе тяжелыми металлами и металлоидами (ТММ). Потенциальные риски, связанные с вдыханием, проглатыванием и кожным контактом с ТММ, представляют большую угрозу здоровью городского населения. Большинство ТММ токсичны, часто являются канцерогенными (Willers et al., 2005) и способны вызывать заболевания органов кровообращения, нервной, эндокринной систем (Huang et al., 2017).

Исследования влияния выбросов угольных ТЭС на загрязнение почв ТММ проводились во многих странах, включая Монголию (Сорокина, 2013), Сербию (Savic et al., 2018), Боснию и Герцеговину (Antunovic et al., 2023), Турцию (Turhan et al., 2020), Китай (You et al., 2015), Индию (Singh et al., 2010) и др. Однако в этих исследованиях, как правило, анализировалось ограниченное количество ТММ, чаще всего Cr, Ni, Cu, As, Cd, Pb и Zn. Несмотря на актуальность проблемы, последствия техногенной нагрузки на городские ландшафты Бурятии изучены недостаточно. Наиболее детально исследован химический состав почвенного покрова г. Улан-Удэ, где проводились исследования почв в центральной части города (Белоголовов, 1989), садово-огородной (Убугунов, Кашин, 2004) и промышленной (Перязева, 2002) зонах. Отдельно изучены почвы на 30 ключевых участках, приуроченных к стационарным и передвижным источникам загрязнения (Валова, 2003), получены данные о содержании Pb в верхних горизонтах почв и его влиянии на онкозаболеваемость населения, определено накопление ТММ в почвах на территории несанкционированных свалок (Вологжина, 2011). В 2014 г. впервые опробован почвенный покров на всей территории города (Корляков и др., 2019). В Гусиноозерске анализ содержания ТММ в городских почвах ранее не проводился. Отсутствуют данные о содержании загрязняющих веществ во фракции PM₁₀ почв и дорожной пыли городов Бурятии.

Цель и задачи работы. *Цель работы* – оценить эколого-геохимическое состояние городов Бурятии с развитым топливно-энергетическим комплексом – Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска по данным о содержании ТММ в почвенном покрове, дорожной пыли и их фракции PM₁₀. Поставлены следующие *задачи*:

1. Выявить ассоциации ТММ-приоритетных загрязнителей и пространственные закономерности их распределения в почвах и их фракции PM₁₀ в функциональных зонах трех городов и дорожной пыли Улан-Удэ на разных типах дорог;
2. Выявить ведущие факторы аккумуляции ТММ в городских почвах;
3. Исследовать фракционирование ТММ в почвах и дорожной пыли;
4. Идентифицировать и количественно охарактеризовать вклад источников ТММ, включая угли и золу ТЭС, в почвах и их фракции PM₁₀ трех городов с использованием рецепторной модели Positive Matrix Factorization (PMF);
5. Оценить уровни неканцерогенной и канцерогенной опасности накопления ТММ в городских почвах для здоровья детей и взрослых.

Материалы и методы исследования. Объектом исследования являются почвы и их

фракция PM_{10} в гг. Улан-Удэ, Гусиноозерске, Северобайкальске, дорожная пыль и их частицы PM_{10} в Улан-Удэ. Диссертационная работа основана на данных экспедиционных исследований, проведенных в 2017-2020 г. по проекту № 17-29-05055\17-офи_м Российского фонда фундаментальных исследований и Русского географического общества в Байкальском регионе и в 2022 г. по договору с ФГБУ УралНИИ «Экология». Для подробного анализа выбрано 14 приоритетных элементов, их концентрации в почвах, дорожной пыли, углях и золе определялись в лаборатории ВНИИ минерального сырья им. Н.М. Федоровского (ВИМС) с использованием методов масс-спектрометрии и атомно-эмиссионной спектрометрии. Определение значений рН, удельной электропроводности, содержание органического углерода в почвах и дорожной пыли проводилось в Эколого-геохимическом научно-образовательном центре географического факультета МГУ (ЭГНОЦ МГУ). Гранулометрический анализ почв и дорожной пыли проводился в лаборатории почвенно-геохимических исследований каф. геохимии ландшафтов и географии почв.

Научная новизна. Определены уровни общего содержания широкого спектра ТММ и в микрочастицах городских почв и дорожной пыли ряда городов Байкальского региона с развитым топливно-энергетическим комплексом. Впервые изучен микроэлементный состав фракции PM_{10} верхних горизонтов почв и дорожной пыли городов Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска, а также химический состав каменных и бурых углей, золы и золошлакоотвалов (ЗШО) ТЭС в этих городах. Выявлены пространственные закономерности и факторы накопления ТММ, впервые определены источники поллютантов и рассчитаны их вклады в накопление ТММ в верхних горизонтах почв, дана оценка уровней неканцерогенной и канцерогенной опасности аккумуляции ТММ в городских почвах. Впервые проведен комплексный сравнительный анализ загрязнения ТММ почвенного покрова и его тонкой фракции PM_{10} в различных функциональных зонах Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска под воздействием выбросов угольных электростанций.

Защищаемые положения.

1. Геохимический профиль почв и дорожной пыли Улан-Удэ определяется Cd, Pb, Zn, Cu, Sb, поступающих с эмиссиями топливно-энергетического комплекса, промышленности и транспорта. В Гусиноозерске и Северобайкальске влияние угольной энергетики и транспорта проявляется в формировании в почвах локальных аномалий Sr, Mo, Zn, Cd, Pb.

2. Ключевым фактором аккумуляции ТММ в почвах Улан-Удэ и Северобайкальска является содержание органического углерода (Co, Sr, Sb, Zn, Cd, Cu, Mo), в Гусиноозерске – оксидов железа (Co, Ni, V, Cr, W, Sb). Функциональная принадлежность территории более значима в Гусиноозерске и Северобайкальске по сравнению с Улан-Удэ, для которого характерно наложение ореолов загрязнения от источников из разных функциональных зон.

3. В почвах и дорожной пыли Улан-Удэ большинство ТММ накапливается в мелкодисперсной фракции PM₁₀. Доля ТММ в частицах PM₁₀ дорожной пыли выше, чем в почвах. Равномерное распределение ТММ между фракциями почв в Гусиноозерске и Северобайкальске связано с меньшим уровнем антропогенной нагрузки.

4. В почвах и их фракции PM₁₀ Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска общими источниками ТММ являются сжигание угля, автомобильный транспорт и бытовые отходы, которые объясняют 67-83% общей дисперсии содержания ТММ. Вклад других источников связан с влиянием железнодорожного транспорта и особенностями промышленного производства в каждом городе.

5. Развитие неканцерогенных и канцерогенных рисков от загрязненных почвенных частиц в исследуемых городах увеличивается с ростом техногенной нагрузки и достигает наибольших значений в Улан-Удэ. По канцерогенной опасности ТММ образуют ряд As > Pb > Co > Ni > Cd с наибольшим уровнем риска для детей в трех городах.

Теоретическая и практическая значимость. Исследование проводилось в рамках проекта РФФИ-РГО «Эколого-геохимическое состояние ландшафтов Байкальского региона в сфере воздействия городов и горнопромышленных центров» и хоздоговора с ФГБУ УралНИИ «Экология» «Разработка интегрированной (интегральной) оценки антропогенного воздействия и состояния окружающей среды озера Байкал». В диссертационной работе представлены геохимические данные о современной экологической ситуации в Гусиноозерске, Северобайкальске и Улан-Удэ. Исследование содержит анализ пространственного распределения, процессов миграции и аккумуляции ТММ в городах с развитым топливно-энергетическим комплексом, относящимся к центральной и буферной экологическим зонам оз. Байкал. Материалы диссертации были использованы в научных отчетах по проектам и включены в учебные программы кафедры геохимии ландшафтов и географии почв географического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова. Полученные результаты создают основу для разработки эффективных мер по охране окружающей среды и улучшению качества жизни городского населения. Они могут быть использованы для мониторинга и предотвращения негативных последствий

загрязнения окружающей среды угольными электростанциями, подготовки рекомендаций по восстановлению загрязненных территорий, а также для обоснования экологически безопасных условий ведения хозяйственной деятельности в уникальном природном регионе.

Личный вклад автора. Автор принял личное участие в сборе и обработке материала для написания диссертации, выполнил анализ литературных источников. В составе экспедиций автором проводилось опробование городских почв и дорожной пыли. Автор принимал участие в определении рН, удельной электропроводности, содержании органического углерода, гранулометрического состава почв и дорожной пыли. Автором выделена фракция РМ₁₀ почв и пыли, произведена статистическая обработка полученных данных, подготовлен табличный и иллюстративный материал.

Степень достоверности, апробация результатов и публикации. По теме диссертации опубликовано 14 работ, из них 5 в рецензируемых изданиях Scopus, Web of Science, RSCI. Методика эколого-геохимического анализа компонентов ландшафтов, загрязненных под влиянием угольной ТЭС, апробирована на примере Гусиноозерска и оз. Гусино в статьях (Efimova et al., 2022) с вкладом автора 20% и (Сычева и др., 2022) с вкладом автора 60%. Анализ пространственной структуры загрязнения почв и их фракции РМ₁₀ с определением ведущих природных и антропогенных факторов аккумуляции ТММ представлен на примере Гусиноозерска в публикации (Сычева, Кошелева, 2023) с вкладом автора 65%. Оценка уровней неканцерогенной и канцерогенной опасности накопления ТММ в почвах Северобайкальска для здоровья детей и взрослых приводится в работе (Сычева, Кошелева, 2024), вклад автора составляет 65%. Эколого-геохимическая оценка почвенного покрова и дорожной пыли Улан-Удэ с идентификацией источников загрязнения с помощью метода РМФ представлена в статье (Sycheva, Kosheleva, 2025), вклад автора составляет 70%. Результаты апробированы на научных и научно-практических конференциях (Проблемы экоинформатики, Москва, 2024; ICOMP, Улан-Батор, 2020; Экология и техносферная безопасность, Сочи, 2024).

Публикации. По теме диссертации опубликовано 14 работ, из них 5 в рецензируемых изданиях, рекомендованных для защиты в диссертационном совете МГУ:

Объем и структура. Работа состоит из 6 глав, введения, заключения (полный объем 188 страниц), списка литературы (325 наименований). Содержит 36 таблиц и 75 рисунков.

Благодарности. Выражаю глубокую признательность научному руководителю д.г.н., профессору Н.Е. Кошелевой за неоценимую помощь и поддержку на протяжении

всего процесса работы над диссертацией и во время полевых исследований. Благодарю академика РАН, д.г.н. Н.С. Касимова за ценные советы и рекомендации по интерпретации результатов. Выражаю благодарность всем сотрудникам кафедры геохимии ландшафтов и географии почв географического факультета МГУ за критику и помощь в осмыслении материала, а также н.с. Е.В. Терской и инж. Л.В. Добрыдневой, доц. П.П. Кречетову, асп. Н.Б. Жаксылыкову за консультации и помощь в выполнении ряда лабораторных работ. Автор искренне признателен н.с. И.В. Тимофееву, М.А. Узору, Н.Б. Жаксылыкову и Д.В. Котову за помощь в сборе полевых материалов. Выражаю благодарность директору Байкальского института природопользования СО РАН Е.Ж. Гармаеву и сотрудникам института за содействие и участие в экспедиционных исследованиях. Особую благодарность выражаю к.г.н., сотруднику лаборатории палеоархивов природной среды ИГ РАН Н.В. Сычеву за поддержку, терпение и понимание.

Глава 1. Угольные теплоэлектростанции как источник загрязнения окружающей среды и анализ основных компонентов ландшафтов при эколого-геохимических исследованиях города

1.1. Существующие представления о составе и свойствах углей и продуктов сгорания угольных ТЭС

Загрязнение окружающей среды в результате сжигания ископаемого топлива для производства электроэнергии, отопления, в промышленности и при эксплуатации транспортных средств является актуальной проблемой во всем мире (Karmaker et al., 2020; Li et al., 2023). По данным Международного энергетического агентства (<https://www.iea.org/>), в 2023 г. добыча угля в мире выросла до рекордных 8,7 млрд тонн, что на 400 млн тонн больше по сравнению с предыдущим годом. Уголь лидирует в производстве электроэнергии в мире, его доля в энергетическом балансе 2023 г. составила 35,4%, в мире насчитывается около 2,5 тыс. угольных электростанций. По результатам исследования, проводимого ежегодно Глобальным углеродным проектом (<https://www.globalcarbonproject.org/>), общий объем углеродных выбросов от сжигания угля в 2023 г. составил 16,5 млрд тонн. Это на 1,1% больше, чем годом ранее, и является рекордом.

Россия – одна из крупнейших стран в мире по добыче и потреблению топливных ресурсов (Битюкова, Кравчик, 2023). В 2023 г. в России добыто 438 млн тонн угля, что составляет 5% от мирового объема (<https://www.iea.org/>). На данный момент в России насчитывается 79 тепловых угольных электростанций. Для производства электроэнергии в 2023 г. было отгружено 89,9 млн тонн каменного и бурого угля, потребность угольных ТЭС в ископаемом топливе увеличилась за год на 2,6% (Мешков и др., 2024).

Топливная энергетика – это один из основных источников выбросов загрязняющих веществ в России, как и в мире в целом (Битюкова, Кравчик, 2023). На ТЭС в России сжигается основная масса низкокачественного необогащенного угля (Крылов, 2017). От сжигания топлива ежегодно выбрасывается около 4,3 млн т загрязняющих веществ, что составляет 33% валового выброса от стационарных источников (Информация о выбросах..., 2023) (рис. 1). Максимальная доля углей в структуре топлива на ТЭС составляет в Сибири и на Дальнем Востоке – 84% и 55% соответственно (Кожуховский, Алешинский, 2016).

Теплоэнергетика отличается высокой концентрацией объектов в ограниченном ареале: топливные склады и хранилища, теплообменные станции и тепlopункты, тепловые

сети, пункты очистки воды, непосредственно сами электростанции (Битюкова и др., 2021).

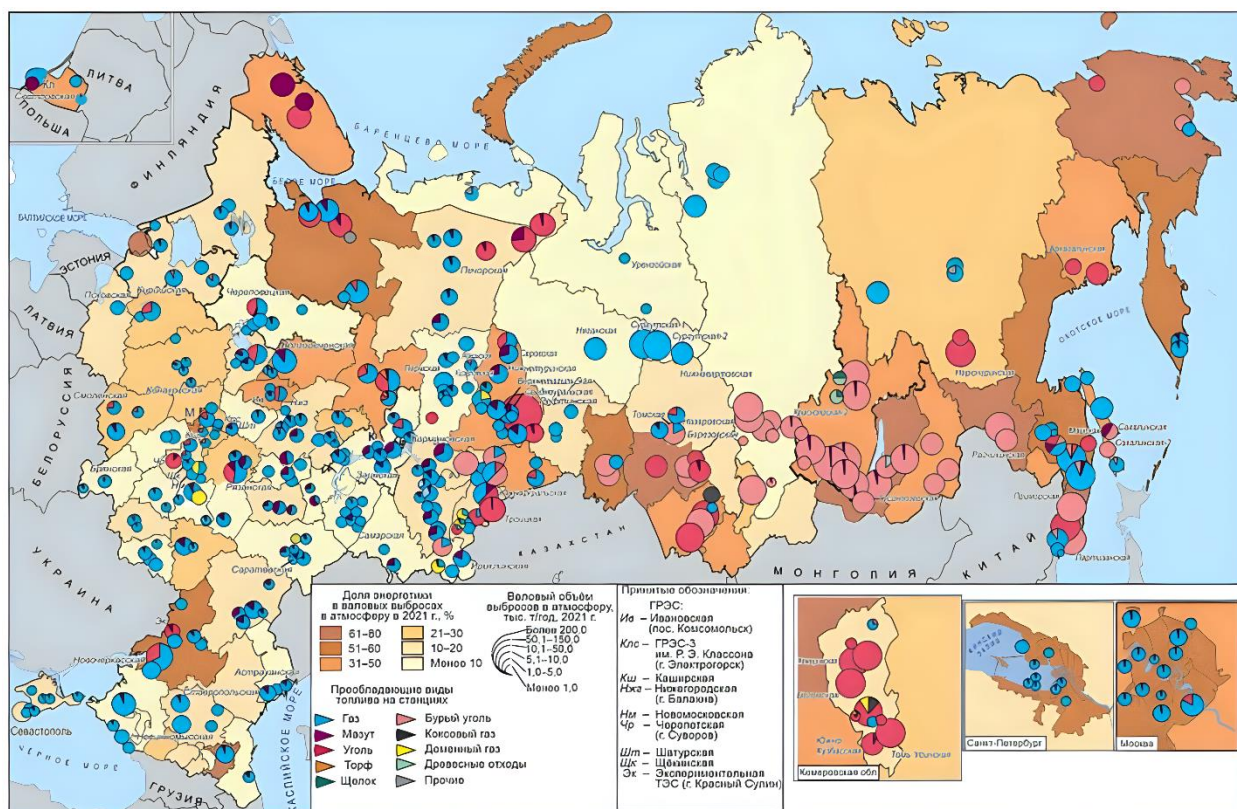


Рис. 1. Доля энергетики в валовых выбросах в атмосферу и топливный баланс электростанций, 2021 г. (Битюкова, Кравчик, 2023)

Основные факторы, с которыми связаны риски для здоровья населения от этих производств – это характеристики сжигаемого топлива, уровень его подготовки, качество очистки выбросов, высота труб, через которые отходящие газы поступают в атмосферу, местные физико-географические условия, близость источников загрязнения к жилой зоне, поскольку было доказано, что загрязнение воздуха твердыми частицами связано с увеличением сердечно-сосудистых заболеваний (Битюкова и др., 2021).

Сжигание угля в значительной степени способствует загрязнению окружающей среды газообразными выбросами диоксида углерода CO_2 , оксидов серы SO_x и азота NO_x . Поэтому разработаны международные и отечественные программы по уменьшению таких выбросов (Парижское соглашение ..., 2015; Стратегия ..., 2021). Экологические проблемы, возникающие в результате поступления в атмосферу газообразных выбросов, освещены во множестве публикаций (Юдович, Кетрис, 2005; Потехина, 2015; Калимуллина, Гафуров, 2016; Karmaker et al., 2020; Молдагазыева и др., 2021; Li et al., 2023 и др.). Однако изучению влияния более чем 50 элементов-примесей, содержащихся в углях и золе, уделяется недостаточно внимания (Кизильштейн, 2002). Горючая часть угля подразделяется на

органическую, состоящую из С, Н, О, S_{орг}, и неорганическую части. В составе неорганической части углей 99% приходится на золообразующие элементы Si, Fe, Al, Ca, Mg, Na, K, P и 1% представлен микроэлементами. Согласно геохимической классификации углей (Жаров, 1994), к микроэлементам относят собственно малые элементы с концентрациями 0,1-0,001% (1000-10 г/т), редкие – 0,001-0,00001% (10-0,1 г/т) и ультраредкие с содержанием менее 0,00001% (менее 0,1 г/т) (табл. 1).

Таблица 1.

Классификация микроэлементов в углях (Крылов, 2012, по данным (Жаров, 1994))

Группа малых элементов	Интервал содержания сухого вещества, г/т	Ориентировочный состав групп малых элементов в углях
Собственно малые	1000...10	B, F, Cl, Ti, V, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Zr, Ba, Pb
Редкие	10...0,1	Li, Be, Sc, Co, Ga, Ge, Se, Sr, Br, Y, Nb, Mo, Cd, Sn, Sb, Zn, Cs, La, Yb, W, Bi, U, Hg
Ультраредкие	Менее 0,1	Ag, Re, Au, Pt

Анализ результатов множества российских (советских) и зарубежных исследований химического состава углей и золы (Юдович, Кетрис, 2005) позволил получить средние концентрации элементов-примесей – угольные и зольные кларки (табл. 2).

Таблица 2.

Кларки каменных, бурых углей и их золы по данным (Юдович, Кетрис, 2005)

Элемент	Кларк каменных углей	Кларк бурых углей	Кларк золы каменных углей	Кларк золы бурых углей
V	29	22	170	140
Cr	17	15	120	82
Co	6,9	4,2	37	27
Ni	16,0	9,0	97	53
Cu	17	14	110	72
Zn	29	18	170	110
As	9,0	7,4	50	49
Sr	100	120	730	770
Mo	2,0	2,1	14	14
Cd	0,2	0,2	1,5	1
Sb	1,0	0,8	7,6	4,4
W	1,0	1,2	7,8	6,1
Pb	9,0	6,7	56	39
Bi	1,1	0,9	7,7	5,7

Каменные угли оказались сильнее обогащены V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sb, Pb и Bi, а бурые угли – Sr, Mo и W. Кларки всех рассматриваемых химических элементов, кроме Sr, оказались выше для золы каменных углей.

Для некоторых микроэлементов сжигание угля является преобладающим фактором выбросов их токсичных соединений в атмосферный воздух. По оценкам Я.Э. Юдович, М.П. Кетрис (2005), доли поступающих в окружающую среду соединений ТММ при сжигании угля в Европе: Be – 90%, Sb – 74%, Mo – 70%, Se – 50%, Co – 43%, As – 16%. Согласно (Tong et al., 2023), в 2015 г. примерно 21% глобальных антропогенных выбросов Hg приходилось на сжигание угля, в США эта доля составляет 50%.

Во время сжигания угля на ТЭС образуются отходы нескольких видов: зола и шлаки (зола, претерпевшая плавление), которые остаются в котле после горения или улавливаются электрофильтрами, дымовые выбросы, включающие газообразные выбросы и мелкодисперсную золу-уноса, которые нередко объединяют в одну аэрозольную фазу (Юдович, Кетрис, 2005; Крылов, 2017). Образовавшаяся после сгорания углей зола, как правило, на 95-99% задерживается на фильтрах, уровень очистки зависит от технической оснащенности отдельно взятой ТЭС. Уловленные зольные уносы и шлаки, в зависимости от конструктивных особенностей ТЭС, по отдельности или вместе направляются в отстойники – золошлакоотвалы.

По данным Минприроды России (<https://www.mnr.gov.ru/>), ежегодно на российских угольных электростанциях образуется примерно 22 млн тонн золошлаковых отходов, площадь изымаемых земель под ЗШО составляет примерно 30 тыс. га, что сопоставимо с территорией таких городов, как Иркутск, Красноярск или Томск. В зависимости от конструктивных особенностей ТЭС выделяют намывные (гидравлические) ЗШО, в которые золошлаки поступают гидравлическим способом, смешиваясь с водой, или насыпные («сухие») (Подгородецкий и др., 2018).

Несмотря на то, что даже при сухом хранении золошлаков для предотвращения пыления зола увлажняется до 15%, пыление ЗШО является одним из главных негативных воздействий на окружающую среду. Для намывных ЗШО характерны сезонные пыления необводненных краевых зон золоотвала (Черенцова, Майорова, 2015). В ЗШО концентрации большинства химических элементов, кроме легколетучих, в несколько раз выше по сравнению с их содержанием в сжигаемом угле. Вынос в атмосферу пылевых частиц в результате ветровой эрозии и их последующее осаждение на поверхности почв, растительности и водных объектов сильно ухудшает санитарное состояние прилегающей

территории, что негативно влияет на здоровье человека. Особенно неблагоприятно проявляется пыление ЗШО в районах с большими скоростями ветра (Крылов, 2017).

При анализе потенциально вредного воздействия золы на окружающую среду зачастую рассматривается только зола, складываемая в ЗШО, поскольку лишь небольшая часть (около 1%) всей золы, образующейся при сжигании угля, выбрасывается в атмосферу через дымовые трубы электростанций (Singh, Garg, 1999). Одной из главных проблем при оценке экологического ущерба от воздействия угольных ТЭС в России является игнорирование выбросов неуправляемой летучей золы, которая не захватывается золоуловителями и попадает в атмосферу (Крылов, 2017).

По данным (Шпирт, 1987; Vassilev, Vassileva, 1997), большая часть элементов во время сжигания угля переходит в газовую фазу и улетучивается с парами воды, серой, углеродом, азотом, хлором и другими газами. Затем, при снижении температуры, еще в газовом тракте ТЭС, они конденсируются на тончайших частицах золы-уноса, обладающих высокой удельной поверхностью. Данные элементы-примеси образуют вторичные поверхностные пленки гидратов, сульфатов, фосфатов и т.д., либо формируют отдельные агрегаты субмикронных размеров, представленные минералами Sr, W, Ti, Mn, Cu, Pb и т.д., которые проходят через системы золоулавливания и выбрасываются в атмосферный воздух. Небольшая доля элементов-примесей (F, Cl, Br и др.) с температурой газообразного состояния ниже температуры дымовых выбросов выбрасывается в виде газообразных соединений (Кизильштейн, 2002).

Именно твердофазная эмиссия с золой-уноса потенциально токсичных микроэлементов представляет наибольшую угрозу для людей среди всех выбросов ТЭС (Юдович, Кетрис, 2005). Образование конденсационной пленки элементов-примесей на поверхности аэрозольных частиц повышает опасность золы-уноса для здоровья человека, поскольку именно поверхность является границей контакта с тканями органов дыхания (Кизильштейн, 2002).

Ведущим фактором, определяющим токсичность поллютантов, является не их валовое содержание в ископаемом топливе, а способность элементов-примесей переходить в аэрозольную фазу и выбрасываться в атмосферный воздух с отходящими газами. Угли с относительно низкими концентрациями элементов-примесей, но обладающие высоким потенциалом перехода в аэрозольную фазу, способны при сжигании сильнее загрязнить окружающую среду (Querol et al., 1995; Кизильштейн, 2002). Доля микроэлементов, содержащихся в угле, переходящих в аэрозольную фазу, определяется как режимом

сжигания топлива, так и их распределением между органической частью и глинистыми компонентами. Существенное влияние оказывает термохимическая стойкость как органических, так и минеральных составляющих угля, в которых присутствуют поллютанты. Микроэлементы, связанные с глинистыми веществами, преимущественно остаются в улавливаемой золе и шлаке, тогда как элементы, ассоциированные с органическим веществом или сульфидами, активнее переходят в газовую фазу и конденсируются на мелкодисперсных частицах золы (Кизильштейн, 2002; Юдович, Кетрис, 2005).

Данные различия в составе и параметром сжигания углей обуславливают вариацию распределения ТММ между газовой фазой и золой на ТЭС мира. Так, на ТЭС г. Амстердама (Нидерланды) мощностью 600 МВт при сжигании каменных углей средней зольностью 12% такие элементы, как F, Cl, Hg полностью перешли в газовую фазу (Ten Brink et al., 1987). В провинции Альберта (Канада) Cd, F, Hg, Pb полностью находятся в газовой фазе дымовых выбросов ТЭЦ, в то время как Be на 99% осаждается на дымовых фильтрах (Gentzis, Goodarzi, 1997).

Твердые частицы, прошедшие через золоуловительные фильтры ТЭС, значительно мельче, чем зола в целом, что видно на примере исследований, проведенных на ТЭС Донбасса (Энергетика ..., 1979) и на Новочеркасской ГРЭС (Кизильштейн, 2002) (табл. 3). За прошедшие годы проведены множество исследований (Oros, Simoneit, 2000; Chen et al., 2005; Huang et al., 2017; Park et al., 2021; Tong et al., 2023 и др.), в которых показано, что содержание токсичных примесей возрастает с уменьшением размерности частиц золы.

Таблица 3.

Распределение золы-уноса (в %) по классам крупности до и после электрофильтров
(по данным Энергетика ..., 1979; Кизильштейн, 2002)

	Тип золы	Классы крупности, мкм				
		>5	>15	>30	>40	>60
ТЭС Донбасса	До электрофильтра	91	67	44	34	18
	После электрофильтра	80	41	20	14	7
Новочеркасская ГРЭС	До электрофильтра	100	93	45,4	25,4	14,4
	После электрофильтра	85,2	72,8	46,3	24,7	11,2

Концентрация элементов-примесей в золе-уносе может быть в десятки раз выше, чем в угле, из которого она образована. По данным (Fulekar et al., 1983), в золе одной из ТЭС

Индии концентрации Ni и Zn были в 2 раза выше по сравнению с исходным углем, Cr – в 4-5 раз, Mn – в 5-6 раз. В золе ТЭС в Нидерландах произошло концентрирование Cr и Cu в 6-7 раз, As в 12 раз, Cd в 40 раз (Meij, Winkel, 2004). В золе-уносе ТЭС г. Кангал (Турция) содержание Pb в 4 раза превысило его содержание в угле, As и Zn – в 3 раза, Cu, Ni, V и Cr – в 2-2,7 раза. Приведенные в монографии Л.П. Рихванова (1997) данные о составе углей и золы ТЭС г. Томска свидетельствуют о том, что содержание всех изученных химических элементов выше в золе, чем в угле (рис. 2).

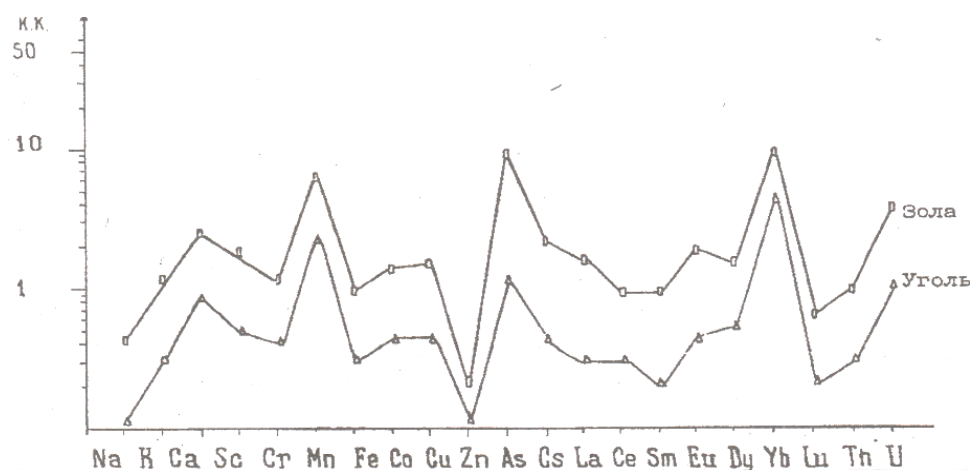


Рис. 2. Химический состав углей и золы ГРЭС-2 в Томске (Рихванов, 1997). КК – кларк концентрации углей и золы

В зависимости от происхождения угля химические характеристики золы и шлаков могут значительно различаться. Например, зола бурых углей Канско-Ачинского бассейна, которые сжигаются на Центральной ТЭЦ Северобайкальска, характеризуется высокими концентрациями Mg и Ca, эти петрогенные элементы характерны для горных пород, преобладающих в регионе и связанных с процессами углеобразования (Бойко и др., 2003). В золе бурых углей Гусиноозерского месторождения выявлено аномальное содержание Mo (до 100 г/т) (Осокин, 1993).

Нами проанализированы результаты зарубежных и российских современных исследований химического состава летучей золы ТЭС, использующих в качестве топлива угли. В результате, среди чаще всего анализируемых ТММ, удалось выделить преобладающие в золе: V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Mo, Cd, Pb (табл. 4). Индивидуальные особенности сжигания углей на ТЭС, включая химические характеристики углей, технологию обогащения и подготовки топлива, температурный режим, время нахождения углей и летучей золы в топке котла и т.д., обуславливают сильные различия в

концентрациях ТММ в летучей золе.

Таблица 4.

Среднее содержание ТММ в золе различных ТЭЦ городов мира, мг/кг

Местоположение ТЭС	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Mo	Cd	Pb	Источник
Синграули, Индия	339	291	76	145	173	195	–	320	–	1,9	157	Gopinathan et al., 2022
Кангал, Турция	375	189	23	155	45	368	119	1228	–	–	40	Altıkulaç et al., 2022
Белхатув, Польша	–	101	12	34	29	67	9,4	419	–	–	18	Czech et al., 2020
Бардван, Индия	–	37	32	54	31	85	0,2	–	–	2,3	26	Saha et al., 2019
Костолац, Сербия	–	428	–	219	281	189	141	–	–	0,9	45	Savic et al., 2018
Гаско, Сербия	–	482	–	505	550	374	94	–	–	5,9	57	Savic et al., 2018
Хайнянь, Китай	–	51	18	82	–	–	21	–	–	1,9	–	Fu et al., 2018
Меллахе, Австрия	507	164	67	61	273	144	15	2310	26	–	125	Lanzerstorf, 2018
Хэбэй, Китай	–	65	–	–	–	–	51	–	–	0,9	99	Zhang et al., 2017
Аньху, Китай	145	77	9,8	56	116	90	–	–	8,9	0,7	46	li et al., 2014
Бокаро, Индия	190	353	128	265	1000	250	–	–	100	26	144	Asokan et al., 2005
Маасвлакте, Нидерланды	665	214	89	340	198	843	493	1712	59	5,2	245	Meij,Winkel, 2004

Например, наибольшее содержание Cr (428-482 мг/кг) выявлено в золе двух сербских ТЭС, где для производства электроэнергии сжигают бурый уголь из шахты Дрмно с образованием большого количества летучей и шлаковой золы (Savic et al., 2018). По химическим характеристиками костолоцкая зола относится к категории силикатных зол с содержанием SiO₂ более 50%. Зола ТЭС в провинции Хаянянь (Fu et al., 2018) обладает наименьшей концентрацией Cr (51 мг/кг) среди перечисленных в табл. 4 станций. На данной ТЭС сжигается каменный уголь из месторождения Хуайнань с низкой влажностью (0,58 %), низким содержанием серы (0,64 %), но высокой зольностью (31,74 %).

Таким образом, исследование микроэлементного состава, сжигаемого на ТЭС углей и образующихся отходов в виде летучей золы и золошлаков является ключевым элементом для оценки влияния угольных ТЭС на окружающую среду. Экологическая опасность угольных ТЭС связана со сложностью оценки и прогноза выбросов золы-уноса, в разы обогащенной элементами-примесями по сравнению с исходным углем. Особенно важно учитывать результаты подобных исследований для промышленных городов, где сжигание угля оказывает дополнительное негативное влияние на качество воздуха и состояние окружающей среды.

1.2. Экологическое воздействие угольных ТЭС на компоненты городской среды

Эффективной средой для накопления техногенных выбросов, включая выбросы ТЭС, является почвенный покров городов (Касимов и др., 2016; Linnik et al., 2020). Одним из важнейших загрязнителей окружающей среды являются ТММ из-за их токсичности, устойчивости и способности накапливаться в живых организмах (Willers et al., 2005; Huang et al., 2017; Sonone et al., 2020; Alengebawu et al., 2021). Попадая в организм через вдыхание, проглатывание и через кожу, ТММ представляют серьезную угрозу здоровью человека, они связаны с повышенным риском образования злокачественных опухолей и мутагенными эффектами (Willers et al., 2005; Huang et al., 2017).

В таблице 5 представлены обобщенные данные о приоритетных поллютантах в почвах городов мира, источниками которых являлись, в первую очередь, выбросы угольных ТЭС. Результаты анализа показали, что наибольшее среднее содержание, как правило, характерно для Zn, Cr и Ni. Данные металлы, включая Sr, имеют также наибольшие средние концентрации и в золе ТЭС.

Таблица 5.

Накопление ТММ в почвах городов мира под воздействием сжигания угля на ТЭС, мг/кг

Город	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Источник
Новочеркасск, Россия	108	58	53	103	–	0,60	38	Linnik et al., 2020
Костолац, Сербия	100	35	36	140	29	0,8	85	Savic et al., 2018
Гаско, Сербия	60	85	43	69	6,3	1,5	25	Savic et al., 2018
Росарито, Мексика	66	78	56	–	–	–	12	Pastrana-Corral et al., 2017
Тавшанлы, Турция	288	558	20	58	28	0,1	21	Özkul, 2016
Луохэ, Китай	38	–	42	68	46	0,2	33	You et al., 2015
Мпумаланга, ЮАР	61	13	25	26	–	0,05	38	Delia, 2015
Фри-Стэйт, ЮАР	38	23	22	110	–	0,07	11	Delia, 2015
Лагос, Нигерия	17	2,9	12	715	–	2,9	138	Adebola, Torto, 2014
Сиянь, Китай	99	30	40	125	–	–	40	Lu et al., 2013
Нови-Сад, Сербия	100	40	39	88	0,9	1,3	52	Dragović et al., 2013
Челябинск, Россия	173	72	54	243	–	–	83	Галиулин, Галиулина, 2013
Уттар-Прадеш, Индия	6,4	8,9	30	117	–	2,9	26	Singh et al, 2010
Синграули, Индия	–	12	–	–	2,8	0,5	17	Agrawal et al., 2010
Ровинари, Румыния	–	–	30	87	–	–	10	Lazar et al., 2008
Миднапур, Индия	92	47	59	128	2,9	–	22	Mandal, Sengupta, 2006
Приевидза, Словакия	21	19	18	75	33	0,3	26	Keegan et al., 2006

Во многих исследованиях воздействия золы-уноса ТЭС показано, что концентрации ТММ уменьшаются с удалением от электростанции (Mehra et al., 1998; Keegan et al., 2006;

Agrawal et al., 2010; Savic et al., 2018). А. Mehra с соавторами (1998) на основе анализа почвы, отобранной вблизи ТЭС в Дели, оценили это расстояние, которое составило около 4 км. Р. Agrawal с соавторами (2010) еще более точно определили, что при преобладающем направлении ветра концентрации ТММ в почвах максимальны на расстоянии от 2 до 4 км от электростанции. При исследовании влияния выбросов Новочеркасской ГРЭС установлено, что суммарное загрязнение почв Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd максимально ($Z_c = 20$) вблизи электростанции (Linnik et al., 2020).

В Сибири и на Дальнем Востоке подходящим индикатором для оценки влияния выбросов угольных ТЭС на окружающую среду выступает снежный покров, поскольку он эффективно аккумулирует и сохраняет загрязнители в течение длительного зимнего периода. Так, в многолетних исследованиях влияния объектов теплоэнергетики на юге Западной Сибири на загрязнение снежного покрова (Таловская, 2022) показано, что уровень пылевой нагрузки уменьшался по мере удаления от ТЭС, наибольшие значения выявлены вблизи ТЭС (до 1,3 км). На расстоянии около 2,3 км от электростанции уровень нагрузки снижался в среднем в 2 раза.

Важным фактором аккумуляции в почвенном и снежном покрове ТММ, поступающих с золой-уносом ТЭС, является направление ветра. Загрязнение почв некоторыми ТММ в окрестностях местных угольных электростанций с учетом преобладающего направления ветра было проанализировано в Румынии (Lazar et al., 2008), Турции (Özkul, 2016), России (Вязова и др., 2006; Матвеев и др., 2008) и др. Так, в румынском г. Ровинари почва вокруг ТЭС была загрязнена Cu и Zn, при этом концентрации поллютантов оказались выше с наветренной стороны, а поскольку поблизости не было других промышленных источников загрязнения, высокие концентрации ТММ в почве были связаны с воздействием золы-уноса ТЭС. Изучение влияния выбросов ТЭС в г. Тавшанлы (Турция) (Özkul, 2016) показало более высокие концентрации Hg, Pb и Zn в почвах на северо-востоке и востоке от ТЭС, что согласуется с преобладающим юго-западным направлением ветра.

Были предприняты попытки оценить вклад выбросов угольных ТЭС в накопление ТММ в дорожной пыли городов мира. Так, в дорожной пыли района Витбанка (ЮАР) в результате факторного анализа удалось идентифицировать источник загрязнения, связанный с летучей золой и ЗШО (Al, Sr и Li). Этот фактор широко распространен в угледобывающей части исследуемой области (Žibret et al., 2013). На территории шахтного комплекса Синграули (Индия) (Kumari et al., 2023) в образцах дорожной пыли были

обнаружены максимальные концентрации Cu, Ni, Zn, Cr, Co, As и Mo, в несколько раз превышающие фоновые значения, в районах, близких к тепловым электростанциям.

Экологическая обстановка в некоторых регионах России и мира осложняется неблагоприятными климатическими условиями, связанными с орографическими особенностями территорий – многие города расположены в межгорных котловинах или предгорных районах, где наблюдается слабая продуваемость, штили, температурные инверсии в зимний период, ухудшающие способность атмосферы к самоочищению (Регионы и города России..., 2014). Так, в г. Улан-Батор (Монголия), расположенном в межгорной котловине, функционируют три ТЭС и множество котельных, сжигающих бурые угли местных месторождений (Кошелева и др., 2010). Особую опасность представляет сжигание угля при отоплении в обширных районах юрточной застройки в зимний период. Температура сжигания угля в индивидуальных системах отопления гораздо ниже, чем в котлоагрегатах ТЭС, а низкие трубы обуславливают попадание дымовых выбросов непосредственно в приземный слой атмосферы (рис. 3).



Рис. 3. Геохимическая специализация выбросов топливной энергетики: А – ТЭЦ ($h = 120$ м), высокая температура горения; Б – юрты ($h = 3$ м), низкая температура горения (Сорокина, 2013)

Суммарный показатель загрязнения пыли Z_c в Улан-Баторе достигает нескольких десятков и сот единиц, что обусловлено высокими концентрациями растворенных форм Mo, Cd и других элементов, содержащихся в выбросах продуктов низкотемпературного сжигания бурого угля в печах юрт (Сорокина, 2013).

В России 44 субъекта имеют в своих пределах горные территории с котловинным положением следующих городов: Абакан (Республика Хакасия), Кызыл (Республика Тыва), Улан-Удэ, Гусиноозерск (Республика Бурятия), Чита (Забайкальский край) и др. (Щербатюк, 2018). В г. Кызыл, расположенном в узкой Тувинской межгорной котловине, вытянутой с востока на запад, электроэнергия вырабатывается на Кызыльской ТЭС,

котельных и ежегодно более 11 тыс. частных домовладений в зимний период сжигают до 7 т угля (Тас-оол и др., 2016). С учетом орографических и метеорологических особенностей Кызылская ТЭЦ должна была быть расположена на западе города, однако из-за транспортных преимуществ была построена на восточной окраине города, без учета розы ветров. Это обстоятельство осложняет экологическую ситуацию в городе в зимний период; когда господствует Сибирский антициклон и наблюдаются температурные инверсии и штили, над Кызылом висит смог. Приоритетными поллютантами в снежном покрове в 2008-2010 гг. в районе ТЭЦ являлись Zn, Pb, Cu, Co и Mn, в почвенном покрове – Zn, Ni и Pb (Кара-Сал, 2012). В 2013 г. в снежном покрове Кызыла на большей части территории города был выявлен высокий уровень суммарного загрязнения снега ($Z_c = 128$), а в 2014 данный параметр повысился до очень высокого ($Z_c = 256$) (Тас-оол и др., 2016).

Таким образом, угольные тепловые электростанции являются серьезным источником негативного воздействия на окружающую среду, внося значительный вклад в загрязнение атмосферного воздуха за счет выбросов мелкодисперсных частиц золы. Эти выбросы не только ухудшают качество воздуха, но также способствуют накоплению потенциально токсичных микроэлементов в почвах, снежном покрове и других компонентах ландшафта.

Данный ландшафтно-геохимический анализ городов Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска основывался на изучении загрязнения почв и их фракции PM_{10} , а для Улан-Удэ анализ включал в себя также исследование дорожной пыли и ее частиц PM_{10} . Города различаются между собой природными и ландшафтными условиями, специализацией источников загрязнения, объемами выбросов, особенностями химического состава сжигаемых углей и золы ТЭС, площадью территории и численностью населения, влияющими на формирование техногенных геохимических аномалий ТММ.

1.3. Использование почвенного покрова и дорожной пыли для эколого-геохимической оценки территорий

Исследование воздействий выбросов угольных ТЭС, промышленных предприятий и транспортных средств является необходимой составляющей при комплексной эколого-геохимической оценке городов (Касимов и др., 2016). Ландшафтно-геохимические методы изучения городов основаны на анализе эмиссий поллютантов в городскую среду с промышленными, транспортными и муниципальными выбросами, отходами и стоками, их миграции и трансформации в транзитных средах (атмосферный воздух, жидкие и твердые

осадки, пыль, водотоки и водоемы), а также аккумуляции и преобразовании в депонирующих средах (почвенный и растительный покров, донные осадки) (Касимов, 2013; Wang et al., 2022; Kabir et al., 2022).

Проблемам исследования окружающей среды населенных пунктов посвящено множество научных работ, охватывающих широкий спектр вопросов экогеохимии и химического анализа различных компонентов ландшафта. Российские и зарубежные исследования городов посвящены изучению загрязнения атмосферного воздуха (Thurston et al., 2011; Fan et al., 2020; Serdyukova et al., 2023; Sicard et al., 2023; Popovicheva et al., 2024), жидких осадков (Cherednichenko et al., 2021; Xu et al., 2022; Vlasov et al., 2023a) и снежного покрова (Vasić et al., 2012; Vlasov et al., 2020; Московченко и др., 2021а,б; Таловская, 2022), растительности (Байчоров, 2020; Судник, Вознячук, 2020; Stevens et al., 2020), водных объектов (Palani et al., 2017; Kosheleva et al., 2022; Linnik, 2020; Shinkareva et al., 2023), дорожной пыли (Li, Liao, 2018; Seleznev et al., 2020; Kabir et al., 2022; Vlasov et al., 2022; Vlasov et al., 2023б) и почвенного покрова (Кошелева и др., 2015; Özkul, 2016; Akanchise et al., 2020; Власов и др., 2022; Onanuga et al., 2023 и др.).

Методологической основой ландшафтно-геохимического анализа населенных пунктов является представление городов как центра концентрации загрязняющих веществ, которые формируют локальные и региональные техногенные геохимические аномалии (Касимов, 2013). В дальнейшем, при изменении условий миграции и аккумуляции поллютантов, техногенные аномалии могут стать источниками вторичного поступления загрязняющих веществ в региональные миграционные потоки, увеличивая радиус распространения и загрязнения пригородных экосистем (Касимов, 2013; Касимов и др., 2016).

Почвенный покров. Изучение почвенного покрова в качестве индикатора экологического состояния урболандшафтов обладает рядом значительных преимуществ, которые делают его неотъемлемой частью комплексного анализа состояния городской среды. Эколого-геохимический анализ почв основан на их способности аккумулировать поллютанты в течение всего периода техногенного воздействия, что дает возможность отслеживать изменения в экологическом состоянии города. Это позволяет выявить как исторические, так и текущие тенденции загрязнения и спрогнозировать их долгосрочное воздействие на окружающую среду (Foley et al., 2011; Shao et al., 2016; Gil et al., 2018).

Исследования, посвященные текущему состоянию и временным тенденциям содержания тяжелых металлов в почвах, проводились в Китае (Shao et al., 2016; Li et al.,

2020; Shi et al., 2023), в сельскохозяйственных районах южной Испании (Gil et al., 2018) и вблизи мусоросжигательного завода в Каталонии (Ferré-Huguet et al., 2007), в промышленном районе Бразилии (Locosselli et al., 2020). В почвах Норвегии анализ верхних горизонтов почв указывает на снижение концентрации Pb с 1995 по 2010 г., в то время как содержания Cd и Hg не демонстрируют какой-либо значимой временной тенденции (Nickel et al., 2014). Изучение многолетней динамики загрязнения почв Восточного округа Москвы обнаружило значительное увеличение интенсивности антропогенного воздействия и возрастание уровня загрязнения почв с низкого в 1989 г. на высокий к 2010 г. (Kosheleva, Nikiforova, 2016). В 2015 г. средний суммарный уровень загрязнения почв ТММ составил $Z_c = 51$, что соответствует умеренно опасной экологической ситуации (Касимов и др., 2016).

Важным преимуществом педоиндикации является возможность проанализировать почвы на широкий спектр химических элементов и соединений, включая ТММ, органические загрязнители и радионуклиды. На содержание ТММ в городских почвах оказывают влияние природные и антропогенные факторы. Так, геологическое строение региона определяет естественный фон ТММ в почвах, их концентрации зависят от минералогического состава материнских пород, содержания оксидов Fe и Mn, органического вещества и глинистых минералов, которые сорбируют ТММ и препятствуют их выносу из почвенного профиля (Перельман, Касимов, 1999; Кошелева и др., 2015). В городах, где климатические факторы обуславливают высокий уровень и ливневый характер осадков, создаются дополнительные условия для вымывания ТММ из почвы. Важным фактором служит фиторемедиация: некоторые растения способны поглощать и аккумулировать ТММ, что может как способствовать их удалению из почвы, так и увеличивать концентрации ТММ в прикорневой зоне (Касимов, 2013).

В настоящее время существуют множество работ, посвященных эколого-геохимической оценке состояния почвенного покрова городов. Исследования проводились в Китае (Li et al., 2020; Chen, Lu, 2021; Shi et al., 2023; Li et al., 2024), Индии (Adimalla et al., 2020; Gupta et al., 2021; Kaur et al., 2022; Daulta et al., 2023; Mitran et al., 2024), США (Masri et al., 2021; Jones et al., 2022), Канаде (Wiseman et al., 2015; Olariu, 2021), Австралии (Birch et al., 2024), странах Европы (Nickel et al., 2014; Ludwig et al., 2022; Bibi et al., 2023; Stafilov et al., 2024), Южной Америки (Locosselli et al., 2020; Cittadino et al., 2020; Magni et al., 2021) и Африки (Efunwole et al., 2020; Orisadare et al., 2020; Onanuga et al., 2023).

В России исследования проводились в Москве (Ладонина и др., 1999; Касимов и др., 2016; Кошелева, Цыхман, 2018; Кошелева и др., 2018; Власов и др., 2022), Санкт-

Петербурге (Уфимцева, Терехина, 2014), Перми (Еремченко, Москвина, 2005; Хайрулина и др., 2019), Воронеже (Федорова, Шунелько, 2003; Назаренко и др., 2017), Тюмени (Konstantinova et al., 2020), Таганроге (Konstantinova et al., 2022), Благовещенске (Радомская, Бородина, 2019), Нижневартовске (Сторчак, 2012), Алуште, Ялте и Севастополе (Bezberdaya et al., 2022) и других городах.

Научные работы, связанные с загрязнением городских почв ТММ, включают множество аспектов. Например, ряд исследований основан на качественной и количественной идентификации источников загрязнения с помощью методов Source Apportionment, таких как PMF и PCA-MLR (Jiang et al., 2020; Kuerban et al., 2020; Zhang et al., 2020; Xu et al., 2023; Liu et al., 2024). Другие работы посвящены оценке канцерогенного и неканцерогенного риска для здоровья взрослых и детей при воздействии загрязненных ТММ почвенных частиц (Fryer et al., 2006; Qu et al., 2012; Lim et al., 2019; Alengebawy et al., 2021; Emoyan et al., 2021; Wang et al., 2022; Tong et al., 2023).

В последние годы возрастает интерес к исследованию наиболее опасных твердых частиц (PM) мелкодисперсной фракции, которые в зависимости от размера оказывают разное воздействие на организм. Частицы диаметром менее 1 мкм (PM₁) и 2,5 мкм (PM_{2,5}) способны проникать глубоко в нижние отделы дыхательной системы, включая трахею, бронхи и легкие. Более крупные частицы размером до 10 мкм (PM₁₀) оседают преимущественно в верхних дыхательных путях (рис. 4).

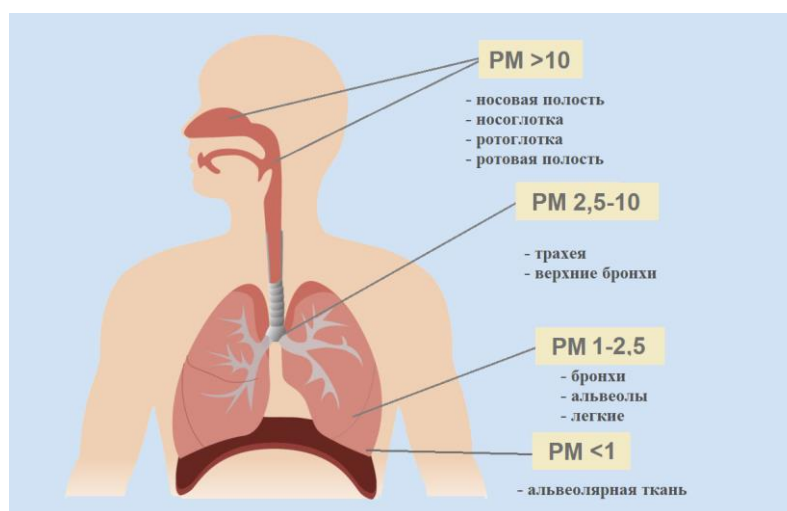


Рис. 4. Накопление твердых частиц разного диаметра в органах дыхания человека (по данным US EPA, 2012)

Попадая в организм, такие частицы могут провоцировать развитие респираторных, сердечно-сосудистых и онкологических заболеваний, представляя серьезную угрозу для здоровья человека. (Tager, 2005; Moses, Orok, 2015; Xu et al., 2023; Wang, Liu, 2024).

Частицы PM_{10} могут находиться во взвешенном состоянии в воздухе около 10-20 дней, а PM_{10} – несколько суток (Seinfeld, Pandis, 2006).

Высокие темпы урбанизации, рост численности населения, активное развитие промышленности и транспорта способствовали высокому загрязнению воздуха мелкими частицами в различных странах мира – Малайзии (Ibrahim et al., 2021; Mohtar et al., 2022), Нигерии (Moses, Orok, 2015), Китае (Zheng et al., 2020; Yousefi et al., 2023; Qu et al., 2024), Индии (Chanchpara et al., 2023; Pathak, Kuttippurath, 2024) и других. Основными источниками твердых частиц в развивающихся странах, особенно в Африке, Латинской Америке и Азии, является автотранспорт, а также сжигание нефти и угля (Manisalidis et al., 2020). Так, в исследовании S. Kong с соавторами (2011) проведен анализ почв и их гранулометрических фракций в г. Фушунь (Китай), вблизи которого расположен угольный бассейн и ТЭЦ. В результате, коэффициенты массовой концентрации $PM_{2.5}/PM_{10}$ и PM_{10}/PM_{100} для V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Hg и Pb указывают на то, что большая часть ТММ имеют тенденцию концентрироваться в виде мелких частиц и основными источниками поллютантов выбросы транспортных средств, промышленная деятельность и сжигание угля.

Дорожная пыль – это смесь твердых частиц различного диаметра, которая накапливается на поверхности дорожного полотна и образуется в результате выдувания почвенных частиц, выпадений из атмосферы, применения противогололедных реагентов и деятельности автотранспорта: износа шин и тормозов, моторных выбросов, разрушения дорожного покрытия и разметки (Fussell et al., 2022; Wagner et al., 2024).

Выдувание частиц дорожной пыли способствует загрязнению атмосферного воздуха (Fan et al., 2020; Manisalidis et al., 2020), почв (De Silva et al., 2016; Kaur et al., 2022; Wagner et al., 2024) и водоемов (Wagner et al., 2024), негативно влияет на растительность, препятствуя фотосинтезу, (Stevens et al., 2020) и ухудшает качество жизни в городах.

Дорожная пыль обладает высокой сорбционной емкостью и служит депонирующей средой для загрязняющих веществ, включая ТММ (Amato et al., 2009; Fussell et al., 2022; Wagner et al., 2024). Как объект эколого-геохимического мониторинга городов, дорожная пыль служит для анализа загрязнения окружающей среды в теплое время года или круглогодичного в районах, где отсутствует постоянный снежный покров (Касимов и др., 2016).

Достаточно подробно изучен гранулометрический и химический состав дорожной пыли. По данным (Власов и др., 2015) в дорожной пыли Восточного округа Москвы доля

фракции PM_1 составляет 1,8%, PM_{1-10} – 13%, PM_{10-50} – 16%, $PM_{>50}$ – 69%. Важным фактором, оказывающим влияние на здоровье населения, является выдувание частиц пыли с дорожного полотна и загрязнение ими атмосферного воздуха. В исследовании (Amato et al., 2009) приводятся данные о поступлении в атмосферу около 40% PM_{10} , 15% $PM_{2,5}$ и 3% PM_1 от массы общей массы выбросов автотранспорта.

Как правило, при изучении загрязнения окружающей среды, связанного с воздействием автотранспорта, основное внимание уделяется твердым частицам и газообразным соединениям, поступающими с выхлопными выбросами транспортных средств. При этом невыхлопные выбросы, образующиеся в результате износа тормозных колодок, шин, асфальта и бетона, являются важным источником поступления твердых частиц в городской среде. По данным (Fussell et al., 2022) в Великобритании именно невыхлопные выбросы являются основным источником первичных твердых частиц от автомобильного транспорта, как для $PM_{2,5}$ (60%), так и для PM_{10} (73%).

Как правило, дорожная пыль содержит Si, Al, Ca, Fe, Ti и Mg, поступающие с придорожными почвами (Harrison et al., 2021; Hwang et al., 2016; Lanzerstorfer, 2018), истирание шин приводит к поступлению Zn, Cu, W, Pb, Cr, Co, Ni, V, Cd (Alves et al., 2020; Harrison et al., 2021; Mun et al., 2022), износ тормозных колодок – Fe, Ba, Cu, Sb, Zn, Ti, Pb, Ba, W (Harrison et al., 2021; Lanzerstorfer, 2018; Roy et al., 2023). Состав частиц, образующихся при абразии дорожного полотна, сильно зависит от компонентов используемого дорожного покрытия, его модификаторов и связующих. По данным обзорного исследования (Wagner et al., 2024), в среднем, в дорожной пыли разных стран от износа асфальтового покрытия максимально аккумулируются Zn, Cr, Ni, V, Cu, Pb и Co.

В настоящее время продолжается изучение микроэлементного состава дорожной пыли, причем не только в крупных городах и мегаполисах, таких как Пекин (Men et al., 2018, 2021), Шанхай (Chen et al., 2019), Дели (Siddiqui et al., 2020; Jangirh et al., 2024), Москва (Касимов и др., 2016), но и в городах с меньшей численностью населения.

Особенностью исследуемых малых городов Республики Бурятия является значительное преобладание в территориальном зонировании доли частного сектора с грунтовыми дорогами, что ограничивает изучение дорожной пыли в Гусиноозерске и Северобайкальске. В Улан-Удэ дороги с твердым покрытием занимают большую площадь, что позволяет использовать дорожную пыль как дополнительный объект эколого-геохимической оценки промышленного города.

Глава 2. Объекты исследования

Города Улан-Удэ, Гусиноозерск и Северобайкальск расположены в Республике Бурятия (рис. 5). Город Улан-Удэ – столица и крупнейший город республики, на 2024 г. население города составляло 435 751 человек, город является третьим по численности в Дальневосточном федеральном округе. Улан-Удэ занимает территорию 365,6 км², населенный пункт разделен на три городских района: Советский, Железнодорожный и Октябрьский.

Город Гусиноозерск является административным центром Селенгинского района, расположен в 110 км к юго-западу от столицы республики Улан-Удэ. В 127 км от города проходит граница с Монголией. Площадь населенного пункта составляет 24 км². Внутреннее деление города включает 10 посёлков и 5 микрорайонов. На 2024 г. численность населения города составляла 24 310 человек (<https://admingus.gosuslugi.ru/>).

Город Северобайкальск образует городской округ в Северо-Байкальском районе, расположен на северном берегу Байкала, в 1048 км от Улан-Удэ, на Байкало-Амурской магистрали. В 24 км к северо-востоку от него располагается районный центр поселок Нижнеангарск. Площадь городского округа Северобайкальска, включающего поселок Заречный, составляет 110 км². Численность населения Северобайкальска практически совпадает с населением Гусиноозерска, на 2024 г. она составляла 24 340 человек (<https://egov-buryatia.ru/gsevbk/>).



Рис. 5. Местоположение городов Гусиноозерска, Северобайкальска и Улан-Удэ

2.1. Физико-географические условия и антропогенная нагрузка в Улан-Удэ

2.1.1. Геологическое строение и рельеф

Улан-Удэ расположен в западной части Забайкалья, примерно в 100 км к востоку от озера Байкал, в пределах Иволгино-Удинской котловины (рис. 6). Эта котловина представляет собой обширное понижение рельефа, вытянутое в направлении с запада на восток и окруженное хребтами Селенгинского среднегорья. С северо-запада котловину ограничивают хребты Хамар-Дабан и Улан-Бургасы, а с юго-востока – хребет Цаган-Дабан. В предгорной зоне Улан-Удэ вершины Хамар-Дабана достигают высоты 1114 м, что на 500-700 м превышает уровень долины реки Селенги. Хребет Улан-Бургасы возвышается на 800-1000 м, его северный склон, обращенный к городу, состоит из сглаженных отрогов, разделенных короткими асимметричными падами. Наивысшая точка хребта достигает 813 м, что на 310 м выше долины реки Уды (Суткин, 2010).

Ширина Иволгино-Удинской котловины варьируется от 10 до 15 км, а ее дно рассечено террасированными долинами рек Селенги, Уды, Иволги и их притоков. Геологическая структура котловины включает архейские и палеозойские кристаллические породы фундамента, такие как магматические и метаморфические образования, а также осадочные отложения нижнемелового, неогенового и четвертичного периодов. Хребты Селенгинского среднегорья преимущественно сложены гранитами, гранодиоритами, сиенитами, гнейсами и кристаллическими сланцами, в то время как межгорные впадины заполнены рыхлыми континентальными отложениями (Генеральный план..., 2007).

Нижнемеловые породы, представленные в основном песчаниками и конгломератами, залегают в основании осадочной толщи и обнажаются в районе Лысой горы на северо-востоке города. Четвертичные отложения, включающие лессовидные породы и супеси, распространены почти повсеместно, их мощность колеблется от нескольких десятков сантиметров на вершинах холмов до 110-135 м в долине реки Селенги. Аллювиальные отложения речных долин Селенги и Уды, относящиеся к различным геологическим эпохам (от древнечетвертичных до современных), состоят из валунно-галечных, песчано-галечных, галечных и песчаных отложений, реже встречаются супеси и суглинки. (Геология..., 1964).

Центральная часть города расположена на песчаных отложениях надпойменных террас, северные окраины города – на предгорном пролювиальном шлейфе суглинистого состава. Для этих отложений характерно неравномерное распределение микроэлементов (Белоголовов, 1989). Горные породы Забайкалья существенно различаются по своему

химическому составу. Например, содержание Рb в почвообразующих породах сухостепной зоны юго-западного Забайкалья составляет 24-49 мг/кг (Убугунов, Кашин, 2004). Кларки отдельных микроэлементов в горных породах сухостепной зоны Западного Забайкалья превышают мировые значения, в частности, кларки Рb и Zn в 2,2 и 1,2 раза выше кларков литосферы (Убугунов, Кашин, 2004).

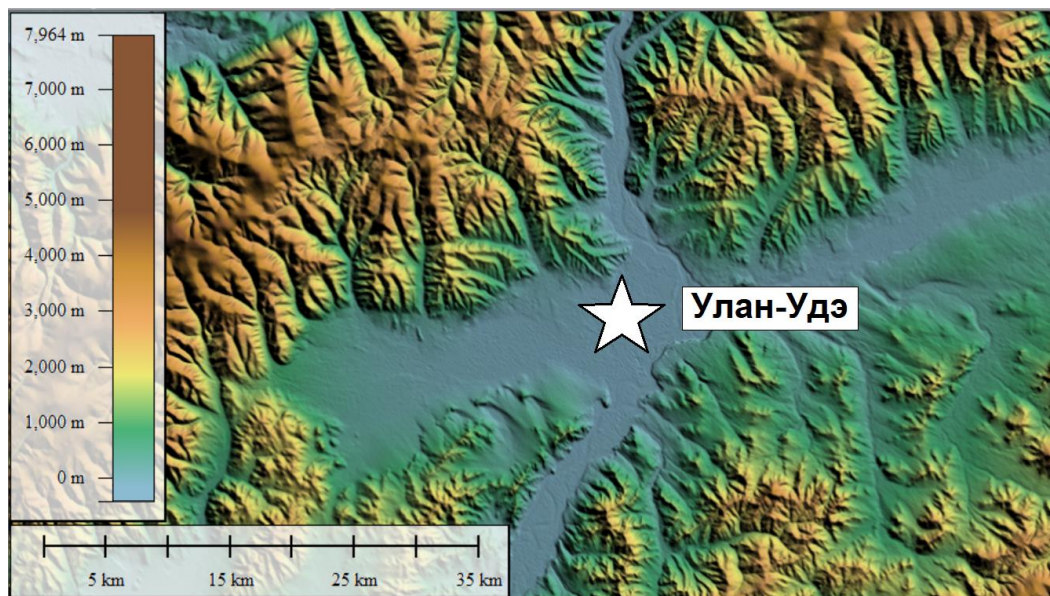


Рис. 6. Карта рельефа Иволгино-Удинской котловины (по данным модели SRTM)

2.1.2. Климат и гидрографическая сеть

Климат Улан-Удэ резко континентальный, засушливый, влияние оз. Байкал ослаблено из-за котловинного положения города (Генеральный план..., 2007). Зима в Улан-Удэ длится более пяти месяцев – с конца октября до начала апреля. Погода в зимний период формируется под влиянием Сибирского антициклона, для него характерно большое количество солнечных дней и низкие скорости ветра. Зимой выпадает небольшое количество твердых осадков, средняя температура самого холодного месяца января составляет в среднем -23°C , но может опускаться до -40°C . Устойчивый снежный покров залегают обычно около 140 дней и достигает 12-14 см (Климат Улан-Удэ, 1983).

Поскольку Улан-Удэ расположен в межгорной котловине, расчлененной оврагами и падами, а также в долине рек Селенги и Уды, в зимний период наблюдается стекание и застаивание более тяжелого холодного воздуха в понижения рельефа. Ветер, дующий с оз. Байкал, проникает по узкой долине р. Селенги и лишь несколько ослабляет инверсии и уменьшает повторяемость штилей (Бурятия..., 2011).

Летом, в конце июля-начале августа, на территорию города приходят циклоны с

побережья Тихого океана, которые способствуют выпадению максимального в году количества осадков. Средняя температура самого теплого месяца июля составляет в среднем +19,8°C (Бурятия ..., 2011). Улан-Удэ относится к зоне с недостаточным увлажнением, среднее количество осадков составляет 246 мм (Генеральный план ..., 2007).

В течение года в Улан-Удэ преобладают ветры западного и северо-западного направления (рис. 7). В весенне-летний период возрастает роль северных ветров (Климат Улан-Удэ, 1983).

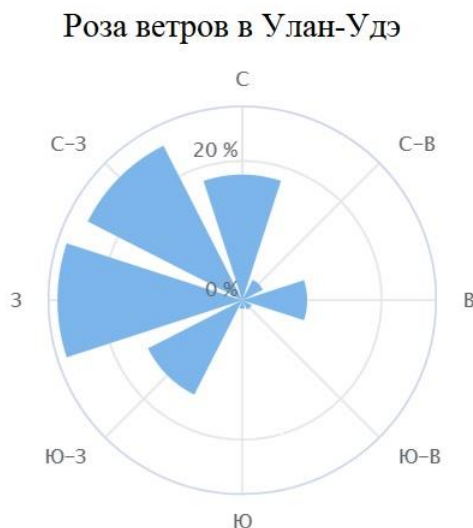


Рис. 7. Роза ветров в Улан-Удэ по данным метеостанции Улан-Удэ (gp5.ru)

Среди атмосферных явлений в Улан-Удэ наиболее часто повторяются туманы, метели, засухи и суховеи. Туманы формируются преимущественно в зимний период, их возникновение связано с образованием ядер конденсации, связанных с выбросами промышленности и автотранспорта. В период засухи, который наблюдаются преимущественно весной и осенью, нередко возникают суховеи (Генеральный план ..., 2007), приводящие к развеиванию и переносу почвенных частиц, нередко загрязненных поллютантами (Убугунов, Кашин, 2004).

Город Улан-Удэ относится к зоне с очень высоким потенциалом загрязнения атмосферного воздуха, особенно в зимний период, что обусловлено антициклональным режимом погоды, горнокотловинным положением и сильным антропогенным воздействием. Повторяемость приземных инверсий за год в Улан-Удэ в среднем составляет 40-60% (Бурятия..., 2011).

Улан-Удэ расположен в месте слияния рр. Селенги и Уды. Река Селенга берет свое начало на территории Монголии, ее длина около 1024 км, площадь бассейна составляет

447060 км². Селенга – крупнейший приток оз. Байкал, средний многолетний сток реки в озеро составляет порядка 29 км³ воды и около 3,6 млн тонн взвесей (Ресурсы поверхностных вод..., 1966). Река Уда – один из наиболее значительных притоков р. Селенги – берет начало на Витимском плоскогорье, впадает в р. Селенгу на 156 км от устья. Длина реки 467 км, площадь водосбора 34800 км² (Ресурсы поверхностных вод ..., 1966).

Речные воды рр. Селенги и Уды испытывают сильное антропогенное воздействие вследствие сброса загрязненных сточных вод промышленными предприятиями г. Улан-Удэ и смыва с почв сельскохозяйственных угодий минеральных и органических удобрений, что создает угрозу для оз. Байкал (Эколого-географический атлас ..., 2019). По данным (Государственный доклад ..., 2023), за период 2012-2022 гг. произведено санитарно-химическое исследование 353 проб воды р. Селенга, из них не соответствовали гигиеническим нормативам 335 (94,9%) проб.

2.1.3. Растительный и почвенный покровы

Почвообразующие породы в Иволгино-Удинской котловине представлены полигенетическими четвертичными отложениями, различающимися по своему генезису, мощности, химизму и гранулометрическому составу, преобладают супеси и лессовидные породы (Эколого-географический атлас ..., 2019). В системе почвенного районирования изучаемая территория относится к Хамардабано-Южнозabayкальской лесостепной и горно-котловинно-степной провинции низкогорно-долинного Чикойско-Хилокского округа аллювиальных, каштановых почв, черноземов и комплекса засоленных почв (Напрасников и др., 2016).

Почвенный покров Улан-Удэ состоит из разнообразных типов природных и антропогенных почв: автоморфных типов почв лесной и сухостепной зон и комплекса интразональных почв пойм рек Селенга и Уда. На левом берегу р. Селенги под луговой растительностью на равнинной пойме развит комплекс аллювиальных почв: аллювиальные дерновые, луговые, фрагментарно развиты лугово-болотные и болотные почвы в пониженных местах с избыточным увлажнением. На надпойменной террасе сформировались каштановые и лугово-каштановые почвы (Убугунов, Кашин, 2004).

В восточной части города, на полого-увалистой и холмистой равнине, расположенной на южном склоне хребта Улан-Бургасы, под сухостепной растительностью преобладают горные каштановые почвы. В лесных массивах встречаются дерновые лесные почвы, а также, реже, дерново-карбонатные (Убугунов, Кашин, 2004). Геологическая

основа этой территории включает четвертичные пески и базальты, меловые галечниково-песчаные толщи и юрские эффузивные отложения. В поймах рек распространены аллювиальные отложения различного гранулометрического состава. Почвы поймы реки Уды представлены в основном аллювиальными дерновыми, реже встречаются луговые и лугово-болотные почвы (Генеральный план..., 2007).

В северной части Улан-Удэ, в зоне сухой степи, развиты каштановые почвы. На окраинах города, под сосновыми лесами, преобладают боровые пески. На участках, где отсутствует травяной покров, например, на берегах Селенги и левобережье Уды, наблюдаются признаки опустынивания с образованием песчаных барханов (Генеральный план..., 2007).

Антропогенные почвы в городе представлены преимущественно урбаноземами, которые могут быть поверхностно или глубоко преобразованными, с различной мощностью урбикового горизонта. На заасфальтированных территориях под дорожным покрытием формируются экраноземы (Герасимова, 2003). В рекреационной зоне и частном жилом секторе, особенно на левом берегу реки Селенги, встречаются культуроземы с мощными гумусовыми горизонтами и слоями перегнойно-торфо-компостного характера. В промышленной зоне распространены химически преобразованные почвы с интенсивным загрязнением, известные как индустриземы (Герасимова, 2003).

Степные растительные сообщества в районе Улан-Удэ включают несколько типов: бесстебельно-лапчатковые горностепные ксерофитные сообщества с преобладанием дерновинных злаков, разнотравно-злаковые степи и ковыльно-разнотравные настоящие степи. Среди характерных растений можно выделить тонконог сизый (*Koeleria glauca*), ковыль Крылова (*Stipa krylovii*) и лапчатку рябинолистную (*Potentilla tanacetifolia*) (Суткин, 2010).

2.1.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия

В Улан-Удэ выделены следующие функциональные зоны (Генеральный план..., 2007): промышленная, селитебная с многоэтажной и малоэтажной застройкой, рекреационная, автотранспортная и транспортная железнодорожная (рис. 8).

В **промышленной зоне** города Улан-Удэ функционируют предприятия, представляющие различные отрасли производства. Здесь расположены объекты теплоэнергетики, включая две угольные ТЭЦ (ТЭЦ-1 и ТЭЦ-2), а также 33 муниципальных

котельные. Кроме того, в данной зоне работают предприятия машиностроения, металлообработки, легкой и пищевой промышленности, а также деревообрабатывающие и химические заводы. Среди крупнейших промышленных объектов можно выделить Локомотивовогоноремонтный завод (ЛВРЗ), завод металлических мостовых конструкций «Улан-Удэстальмост» и Авиационный завод (Сычева, 2024).

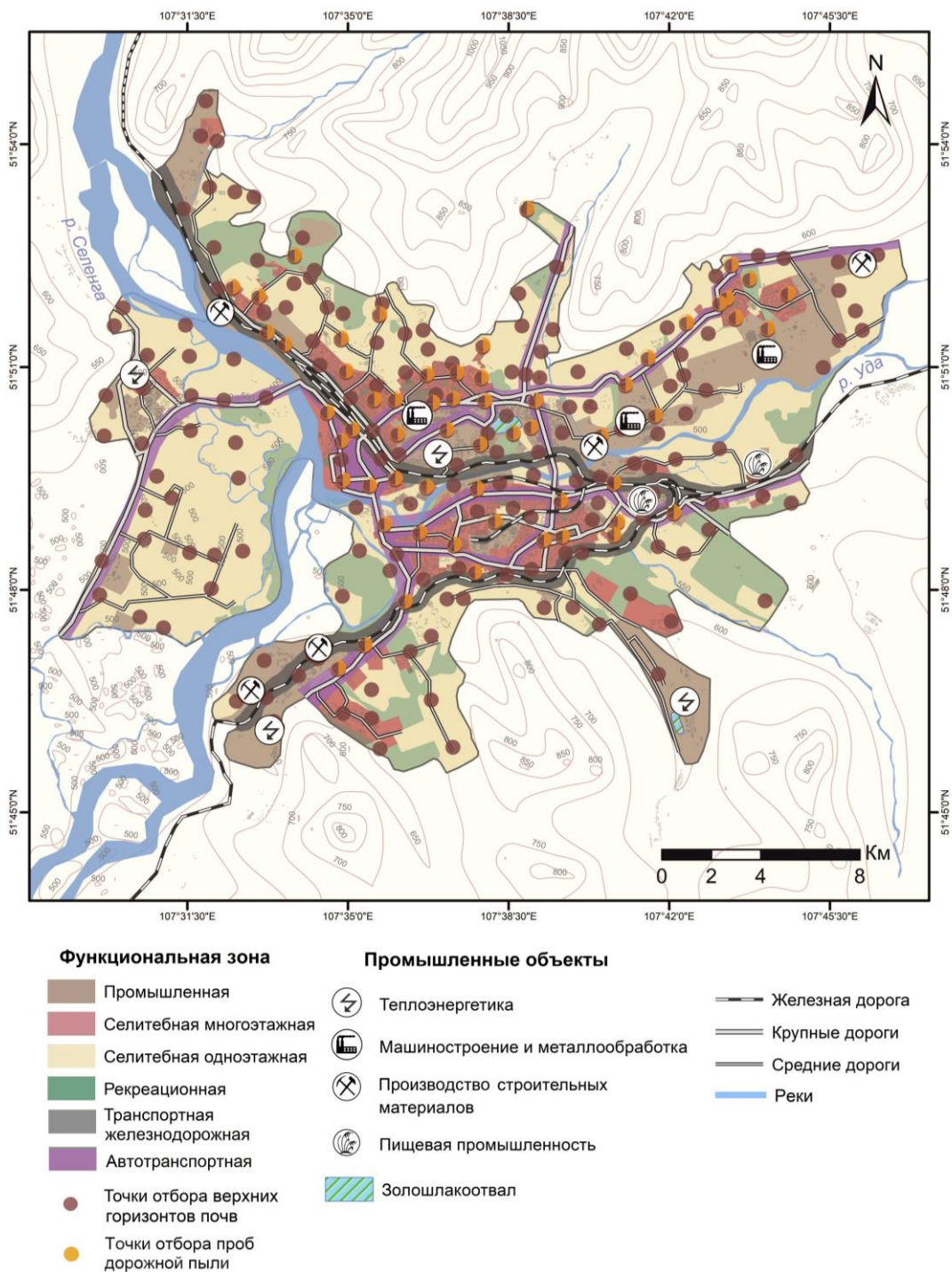


Рис. 8. Функциональное зонирование территории и основные источники техногенного воздействия в Улан-Удэ

Крупнейшая теплоэлектростанция города, ТЭЦ-1, являющаяся второй по мощности в Забайкалье после Гусиноозерской ГРЭС, имеет установленную электрическую мощность 149 МВт и тепловую мощность 688 Гкал/ч. Тепловая мощность ТЭЦ-2 составляет 380 Гкал/ч, в то время как суммарная мощность городских котельных достигает 353 Гкал/ч (рис. 9) (Сычева, 2024).



Рис. 9. Функциональные зоны г. Улан-Удэ

Жилые кварталы *многоэтажной застройки* сосредоточены как в центральных районах Улан-Удэ, так и на его периферии. В центре города расположены административные и образовательные учреждения, медицинские организации, а также объекты торговли и культуры. В окраинных районах активно возводятся новые многоквартирные комплексы, однако развитие транспортной инфраструктуры отстает от темпов строительства. Из-за этого местным жителям приходится чаще пользоваться личными автомобилями, что приводит к росту транспортной загруженности (Сычева, 2024).

Жилая малоэтажная застройка представлена частным сектором, состоящим преимущественно из одноэтажных домов. По данным республиканского правительства, в агломерации Улан-Удэ, включающей населенные пункты, примыкающие к городской черте, насчитывается более 67 тысяч частных домовладений, большинство из которых отапливаются углем и дровами (рис. 10). Неконтролируемое сжигание топлива в зоне жилой застройки представляет собой серьезную опасность загрязнения приземного слоя атмосферы, однако эти выбросы не учитываются в статистике и данные об объемах и структуре выбросов отсутствуют (Хандуева, Шантагарова, 2020). При этом частные

отопительные системы не оборудованы системами очистки, и выбросы от них рассеиваются на меньшей высоте, в результате создаются большие концентрации загрязняющих веществ в приземном слое воздуха (Битюкова и др., 2024). Слабая интегрированность частного сектора в городскую среду подразумевает необходимость использования личного автотранспорта, около 60% которого – подержанные иномарки возрастом выше пяти и более лет (Сычева, 2024).

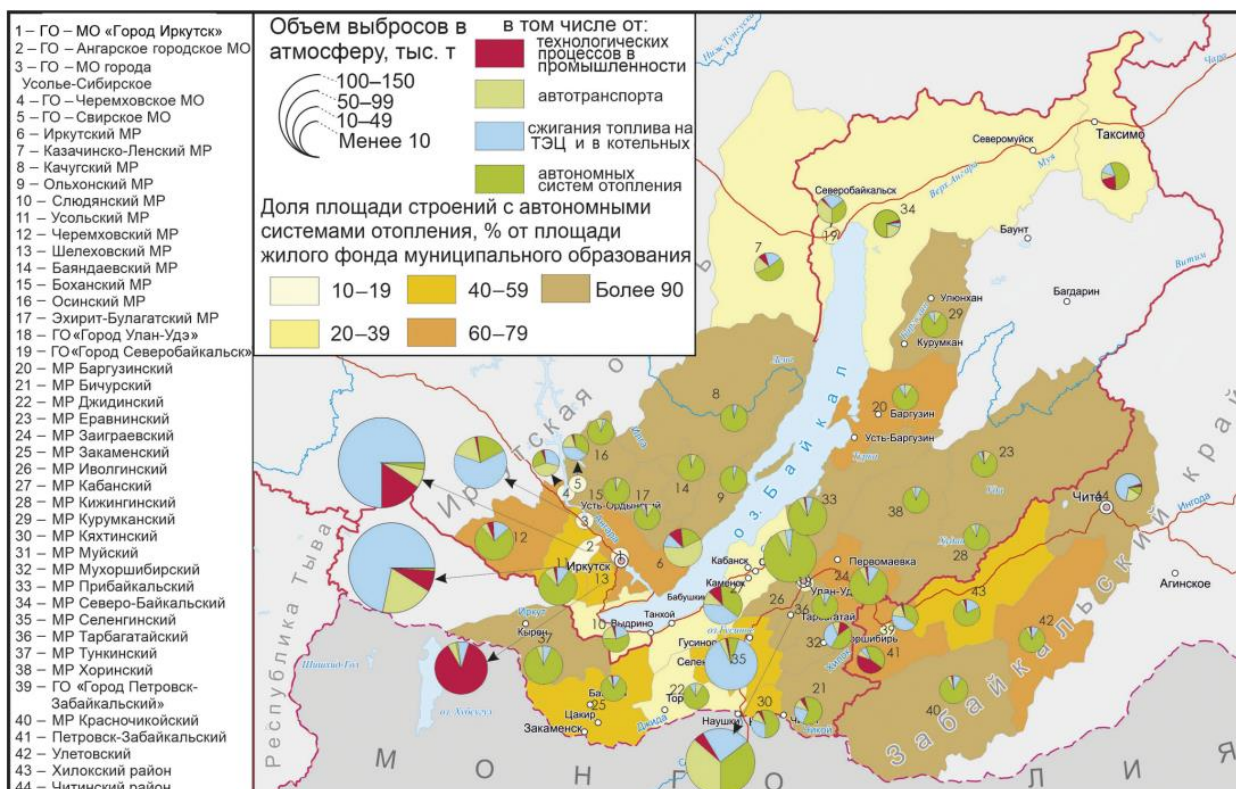


Рис. 10. Доля выбросов от автономных систем отопления в общем объеме выбросов в атмосферу в муниципальных районах, входящих в Байкальскую природную территорию (Битюкова и др., 2024)

Рекреационные территории города включают крупнейшие парковые зоны, такие как парк им. Орешкова, Горсад и Мемориал Победы, а также скверы, прибрежные зоны рек и городские кладбища (Сычева, 2024).

Автотранспортная сеть представлена как крупными магистралями федерального значения («Байкал», трасса Улан-Удэ – Кяхта, а также улицы Терешковой, Борсоева, Трактовая, проспекты Автомобилистов и Строителей), так и дорогами среднего (улицы Гагарина, Добролюбова, Комсомольская) и местного значения. Согласно официальным данным, протяженность дорожной сети Улан-Удэ составляет 383,6 км, а количество зарегистрированных автомобилей превышает 92,3 тысячи (Сычева, 2024).

К **железнодорожной** транспортной инфраструктуре города относится участок

Транссибирской магистрали, проходящий через Улан-Удэ с запада на восток и имеющий ответвление в сторону Монголии и Китая (Эколого-географический атлас, 2019) (Сычева, 2024).

Источники техногенного воздействия. Суммарные выбросы загрязняющих веществ в атмосферу от стационарных источников Улан-Удэ в 2023 г. составили 23,388 тыс. т (около 21% от всех выбросов в Республике Бурятия). При этом почти 18 тыс. т поллютантов выбрасывается в атмосферный воздух без очистки, из них около 9% от неорганизованных источников, и по сравнению с 2021 г. их объем увеличился в 2,4 раза (<https://rpn.gov.ru/>). В 2023 г. в Улан-Удэ отмечалось превышение предельных допустимых концентраций (ПДКс.с.) в воздухе бенз(а)пирена в 8,7 раза, фенола в 1,3 раза, озона в 1,2 раза, частиц PM₁₀ и PM_{2,5} в 1,5 и 1,7 раза соответственно (Государственный доклад ..., 2024).

По данным (Государственный доклад ..., 2024), основными источниками выбросов загрязняющих веществ г. Улан-Удэ являются ТЭЦ-1, ТЭЦ-2 и муниципальные котельные (9% от общего объема выбросов), а также «Улан-Удэнский авиационный завод» (2,1%).

На ТЭЦ-1 и ТЭЦ-2 Улан-Удэ сжигается Тугнуйский каменный уголь, его зольность составляет 16-20%, теплота сгорания 5200 ккал/кг. По сравнению с мировыми кларками для каменных углей Тугнуйские угли обеднены всеми ТММ, кроме Sr_{5,1} (нижний индекс – величина CC_{coal}) (табл. 6). При этом Тугнуйский уголь, сжигаемый на ТЭЦ в пос. Саган-Нур, в 2018 г. был значительно сильнее обогащен Sr₁₉, а также в 1,1-1,2 раза выше Cu, Zn и Pb (Кошелева и др., 2019).

В золе ТЭЦ-1 концентрируются все ТММ по сравнению с сжигаемым углем, максимальное накопление установлено для Zn (11 раз) и V, Sb, W (4,5-4,8 раз). По данным (Earу et al., 1990), несмотря на сильные колебания содержания Zn в зольных уносах в зависимости от физических и химических свойств углей, цинк в виде оксида ZnO, как правило, концентрируется в золе-уноса и золошлаках, в меньшей мере – выбрасывается с дымовыми газами, что подтверждают полученные нами данные.

По сравнению со средними мировыми значениями ТММ для золы, в золе ТЭЦ-1 Улан-Удэ почти все элементы рассеиваются, содержание Sr равно кларку. По сравнению с золой ТЭЦ некоторых городов мира (табл. 4, раздел 1.1.) зола ТЭЦ-1 Улан-Удэ обеднена микроэлементами. Например, содержание Ni ниже в 1,9 раза по сравнению с золой ТЭЦ в г. Белхатув (Польша) (Czech et al., 2020) и в 27 раз по сравнению с золой ТЭЦ в г. Гаско (Сербия) (Savic et al., 2018). Концентрация Zn в золе ТЭЦ-1 в 18 раз ниже, чем в золе ТЭЦ в г. Маасвлакте (Нидерланды) (Meij, Winkel, 2004).

В пробах, отобранных из ЗШО ТЭЦ-1, концентрации ТММ выше, чем в золе с электрофилтра, для Zn превышение над содержанием в угле составляет 10 раз, для Ni и As 7,1-7,4 раза, для V, Sb, W, Cu, Cr в 5,1-5,8 раз. Согласно (Юдович, Кетрис, 2005) концентрации и степень летучести элементов, содержащихся в сжигаемых углях, зависят от температуры сжигания топлива. При $t = 1000-1200^{\circ}\text{C}$ Ni, As и Sb преимущественно накапливается в золошлаковых отходах в виде нелетучих силикатов Ni_2SiO_4 и оксидов As_2O_3 и Sb_2O_3 , что обуславливает обогащение золошлаков данными ТММ.

Таблица 6.

Содержание ТММ в каменных углях и золе ТЭЦ-1 Улан-Удэ, кларки мировых углей и золы, мг/кг

Элемент	Содержание в Тугнуйских каменных углях, мг/кг	Мировой кларк каменных углей	CC_{coal}	Содержание в золе ТЭЦ-1 Улан-Удэ, мг/кг	Мировой кларк золы каменных углей	CC_{ash}
V	18,0	29	0,6	87,2	170	0,5
Cr	8,08	17	0,5	28,8	120	0,2
Co	3,31	6,9	0,5	7,41	37	0,2
Ni	5,32	16,0	0,3	18,7	97	0,2
Cu	7,98	17	0,5	26,1	110	0,2
Zn	4,13	29	0,1	46,3	170	0,3
As	1,12	9,0	0,1	3,54	50	0,1
Sr	508,7	100	5,1	702,2	730	1,0
Mo	1,59	2,0	0,8	5,37	14	0,4
Cd	0,039	0,2	0,2	0,11	1,5	0,1
Sb	0,12	1,0	0,1	0,54	7,6	0,1
W	0,30	1,0	0,3	1,41	7,8	0,2
Pb	3,98	9,0	0,4	13,9	56	0,2
Bi	0,064	1,1	0,1	0,15	7,7	0,1

В ЗШО ТЭЦ-2 концентрации всех ТММ оказались выше, чем в ЗШО ТЭЦ-1, что может быть обусловлено различной технологией сжигания углей, их подготовкой, временем нахождения золошлаков в топочном пространстве. Максимальная разница выявлена для Bi (в 9,6-12 раз), Cd (6,3) и Co (5,0) (рис. 11).

Предприятия, занимающиеся обработкой черных и цветных металлов, а также машиностроением, включая Локомотивовагоноремонтный завод (ЛВРЗ), «Улан-

Удэстальмост», авиационный и приборостроительный заводы, характеризуются широким спектром загрязнителей. Основные элементы, поступающие в окружающую среду с выбросами таких предприятий – W, Sb, Cd, Hg, Pb, Bi, Zn, Cu, Ag и As (Касимов, 2013).

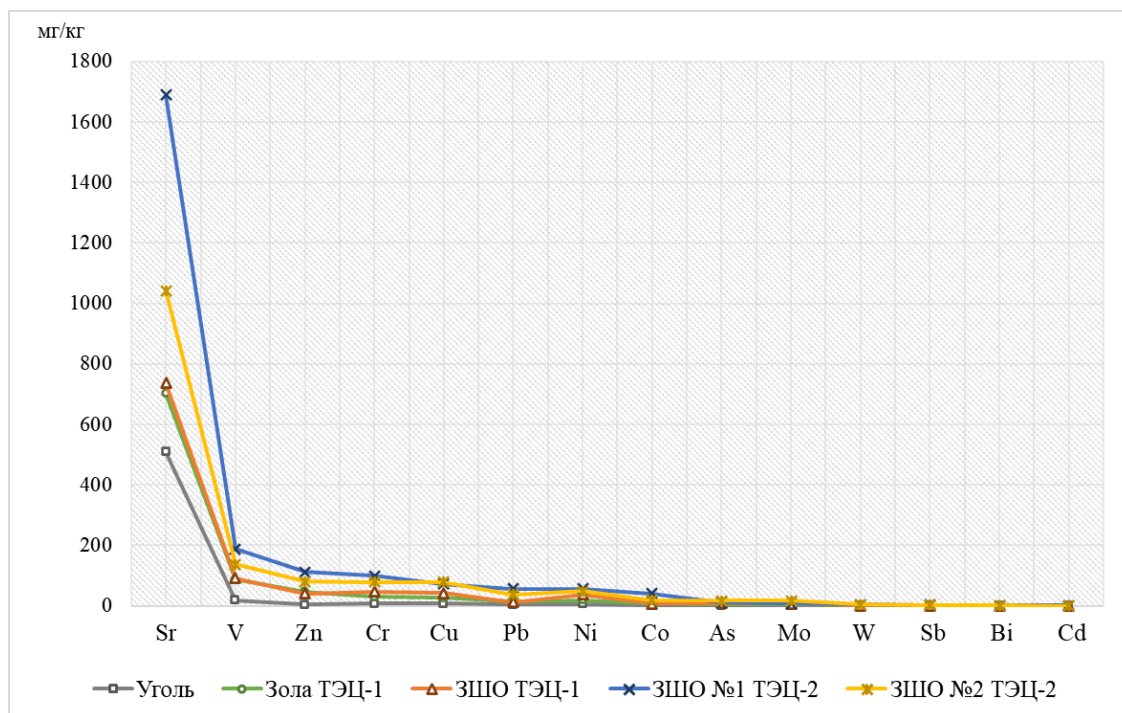


Рис. 11. Содержание ТММ в Тугнуйском угле, золе ТЭЦ-1 и ЗШО №1,2 ТЭЦ-2 Улан-Удэ, мг/кг

Улан-Удэ является крупным железнодорожным транспортно-пересадочным узлом, включающим участок Восточно-Сибирской железной дороги, инфраструктуру локомотивного депо и сеть подъездных путей промышленных предприятий города. Источниками загрязнения окружающей среды служат выхлопные газы тепловозных двигателей, а также выбросы, образующиеся при изнашивании колесных бандажей в процессе трения о рельсы и при истирании тормозных колодок во время торможения подвижного состава. В результате в почвы и атмосферу поступают токсичные вещества, включая Pb, Cd, Cu, Zn, Fe, Cr, Hg, углеводороды, сажу и другие загрязнители (Казанцев, 2015; Журавлева и др., 2016; Oguncu et al., 2023). Источником ТММ могут являться также деревянные шпалы, пропитанные креозотом (Vaiškūnaitė, Jasiūnienė, 2020), рассыпание и пыление перевозимого угля из грузовых вагонов (Li, Liao, 2018). По данным (Государственный доклад ..., 2024), в 2023 г. объем выбросов от железнодорожного транспорта в Бурятии составил 1,3 т, от автотранспорта – 38,1 т.

Автотранспорт вносит значительный вклад в загрязнение за счет выбросов выхлопных газов, содержащих Pb, Cu, Sr, Fe, Mg, Zn, а также в результате износа шин (Cd,

Mn, Zn, Pb, Cr, Cu, Sb), тормозных колодок (Cu, Sb, Zn, Pb) и абразивного разрушения дорожного покрытия (Ag, Zn, As, W, Cr, V, Co) (Limbeck, Puls, 2011; Alves et al., 2020).

В осадках сточных вод городской канализации накапливаются такие элементы, как Ag, Cd, Bi, Zn, Cu, Cr и другие (Касимов, 2013). Дополнительными источниками загрязнения почв ТММ (Zn, Cu, Sn, Ag, Pb, Cr) выступают полигоны бытовых и промышленных отходов, отличающиеся сложным полиэлементным составом загрязняющих веществ (Akanchise et al., 2020; Wang et al., 2022).

2.2. Физико-географические условия и антропогенная нагрузка в Гусиноозерске

2.2.1. Геологическое строение и рельеф

Город Гусиноозерск расположен в пределах Гусиноозерской межгорной котловины, которая протянулась на 60 км с северо-запада на юго-восток между горными массивами Селенгинского среднегорья. Высотные отметки днища котловины составляют 520-570 м над уровнем моря (Борисенко, 1994). Эта складчатая структура подвержена активным тектоническим процессам и характеризуется высокой сейсмической активностью. Котловина относится к системе Станового нагорья. С северо-запада её ограничивает Хамбинский хребет, являющийся частью Хамар-Дабана, с высотами от 1000 до 1400 м. На северо-востоке её отделяет от Среднеубукунской впадины Убукунский увал (650–700 м), а на юго-востоке располагается Моностойский хребет с максимальной высотой 1173 м (Гусиноозерская экспедиция..., 2016) (рис. 12).

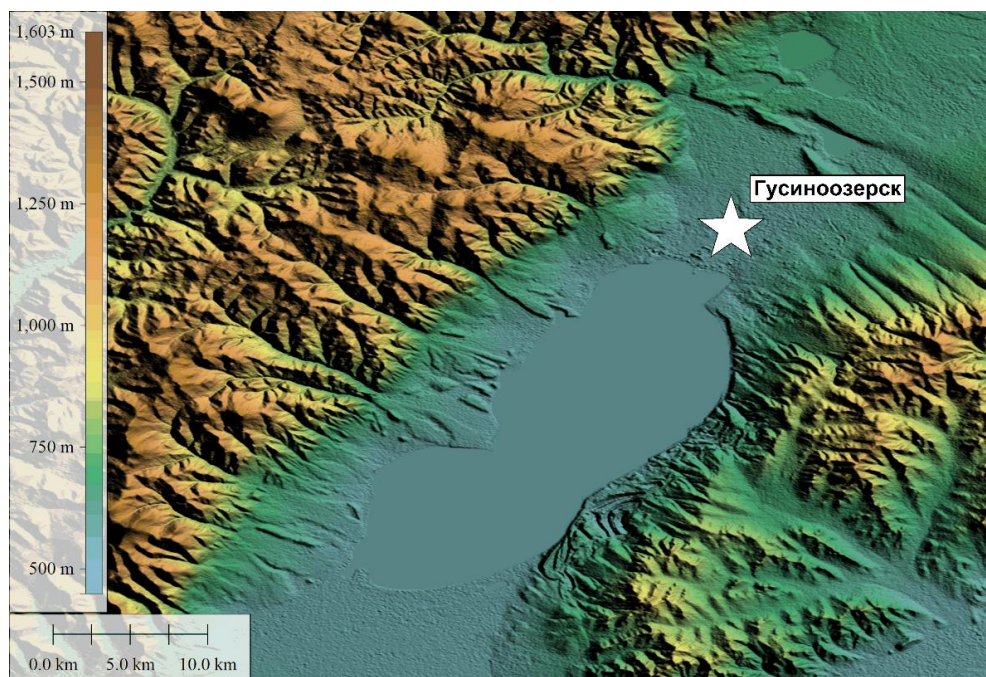


Рис. 12. Карта рельефа Гусиноозерской котловины (на основе модели SRTM)

Геологическое строение котловины представлено разнообразными породами: архейскими, протерозойскими, палеозойскими, мезозойскими и кайнозойскими изверженными и осадочно-метаморфическими комплексами. В горном обрамлении широко распространены палеозойские и мезозойские интрузивные породы – граниты, граносиениты и сиениты. Осадочные образования кайнозойского возраста сложены рыхлыми грубообломочными породами: конгломератами, красноцветными песками, супесями и галечниками. Наличие в районе двух крупных угленосных структур – южной Гусиноозерской и северной Загустайской мульды – обусловило развитие угледобывающей промышленности (Борисенко, 1994).

Четвертичные отложения в депрессивной части котловины представлены рыхлыми конгломератами, песками и галечниками, тесно связанными с мезозойскими структурами, контролирующими месторождения бурого угля (Логачев, 1974). Вдоль северо-западного борта котловины простираются слабонаклонные (1-2°) структурно-денудационные и аккумулятивные поверхности. Западная часть побережья озера формируется отрогами Хамбинского хребта, отступающими от водоема на 4-5 км (Экосистемы..., 2005). Юго-западная береговая линия низменная (552 м над уровнем моря), с участками заболоченности, покрытыми дрсвой и галькой, переходящими в Тамчинскую степь. Юго-восточная часть котловины представлена тремя слабонаклонными ступенями, покрытыми щебнистыми отложениями, с высотами 40-50, 100-120 и 180-200 м над уровнем озера. Южное побережье расчленено системой оврагов (Борисенко, 1994).

Современный рельеф котловины формируется под влиянием взаимодействия эндогенных и экзогенных процессов, что способствует сохранению основных элементов мезозойской структуры (Борисенко, 1994).

2.2.2. Климат и гидрографическая сеть

Климат Гусиноозерска резко континентальный восточносибирского типа, для которого характерны низкие зимние температуры, засушливость и небольшое количество осадков. Зимой в городе господствует Сибирский антициклон, что обуславливает малооблачную и штилевую погоду. Средняя температура января составляет -22°C, абсолютный минимум -55°C. Зима малоснежная, высота снежного покрова в Гусиноозерской котловине не превышает 10 см, с чем связано глубокое сезонное промерзание почв. Продолжительность безморозного периода – 111-117 дней (<http://bic.iwlearn.org>). Лето короткое, средняя температура воздуха самого теплого месяца

– июля +19°C, максимальная температура летом может достигать +38°C.

В Гусиноозерске преобладают ветры северного и северо-западного направления (рис. 13). Наименьшая скорость ветра обычно фиксируется в январе и феврале (<https://rp5.ru>). Климат отличается засушливостью, что усугубляется расположением города в пределах Гусиноозерской межгорной котловины. Среднегодовое количество осадков здесь составляет около 250 мм. Максимальное количество осадков – 94 мм выпадает в июле, что связано с активностью циклонов (Голубцов и др., 2015).

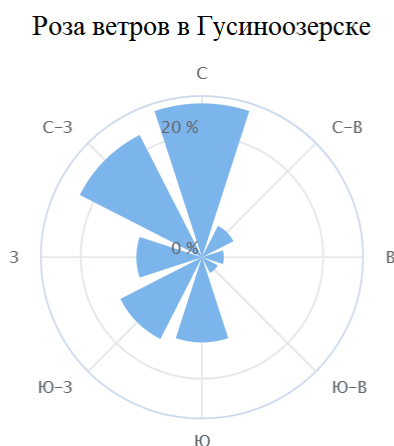


Рис. 13. Роза ветров в Гусиноозерске по данным метеостанции Новоселенгинск (rp5.ru)

Метеорологические факторы, такие как скорость и направление ветра, повторяемость штилей и туманов, а также температурные инверсии оказывают значительное влияние на интенсивность загрязнения воздуха в городах (Регионы и города России..., 2014). Межгорные котловины характеризуются слабой продуваемостью и, как следствие, пониженным потенциалом самоочищения атмосферы. Для городов, расположенных в них, характерно активное загрязнение природных сред (атмосферного воздуха, водных объектов, почв, донных отложений, биоты) и снижение качества среды обитания человека (Щербатюк, 2018).

На юго-восток от Гусиноозерска в центральной части Гусиноозерской котловины, на высоте 550 м над уровнем моря расположено Гусиное озеро. Площадь его водосборного бассейна составляет 924 км², площадь водного зеркала – 164 км², длина озера 24,8 км, средняя ширина 8 км, максимальная глубина 26 м, средняя глубина 15 м (Гусиноозерская экспедиция ..., 2016). Гусиное озеро – крупнейшее после оз. Байкал озеро на территории Республики Бурятия, относится к малопроточным водоемам с замедленным водообменом (Борхонова, 2004).

Гусиное озеро выполняет функцию водоема-охладителя для Гусиноозерской ГРЭС

и относится к природно-техногенным водным объектам. Его гидрологические, гидрохимические и гидробиологические характеристики зависят от эксплуатации электростанции, ее мощности, а также работы системы охлаждения. Помимо этого, озеро служит источником питьевого водоснабжения для города Гусиноозерска и прибрежных населенных пунктов (Лукиянова и др., 2020; Kosheleva et al., 2022).

Самым длинным притоком Гусиного озера является река Загустай, ее длина 44 км, площадь водосбора 382 км². При выходе в котловину река поворачивает на юго-восток и двумя рукавами впадает в северную часть Гусиного озера, образуя болотистое устье (Борисенко, 1994). За 2 км до Гусиноозерска расположены отвалы бурогоугольных пород Загустайского месторождения, которые частично перекрывают русло р. Загустай, вследствие чего поток воды перераспределяется по пойме, интенсивно заболачивая ее и привнося большое количество солей (Волошин, 2015). Правый рукав р. Загустай является каналом и перехватывает сток р. Тобхой (Волошин, 2015).

Река Цаган-Гол является самым крупным по водности притоком озера, длина реки составляет 25 км (Борисенко, 1994). Единственный сток из озера – река Баян-Гол – вытекает из южной части водоема. В истоке реки сооружена насыпная дамба из гравия, которая оборудована водосливом, высота дамбы более 2 м. Река Баян-Гол, пройдя через два небольших озера, впадает в р. Селенгу (Цыдыпов, 2017).

2.2.3. Растительный и почвенный покровы

В днище Гусиноозерской котловины почвообразующие породы представлены четвертичными отложениями разной мощности, преимущественно супесями и галечниками. В системе почвенного районирования изучаемая территория относится к Хамардабано-Южнозabayкальской лесостепной и горно-котловинно-степной провинции низкогорно-долинного Чикойско-Хилокского округа аллювиальных, каштановых почв и черноземов и комплекса засоленных почв (Напрасников и др., 2016).

На формирование почвенного покрова исследуемой территории оказывают влияние длительность континентального развития региона с неоднократной сменой природных условий, сложность орографического строения, разреженность и низкая продуктивность растительных сообществ. С характером истории развития связаны состав и свойства почвообразующих пород: обогащенность обломочным материалом, обедненность илистыми частицами и легкорастворимыми солями. Резкая контрастность сезонных процессов почвообразования сильно влияет на характер миграции веществ и вызывает

своеобразие геохимической характеристики территории (Цыбжитов и др., 1999).

В межгорных котловинах Бурятии почвообразование происходит на относительно мощной толще полигенетических рыхлых отложений сильно неоднородных по генезису и составу. Преобладают песчаные и супесчаные отложения мощностью от 5 до 150 м (Цыбжитов и др., 1999). Почвы Гусиноозерской котловины, развитые под степными формациями, образованы на песках, супесях и суглинках. Каштановые почвы располагаются на абсолютных отметках, не превышающих 700-850 м над ур. м., среди них выделяют каштановые типичные, темно- и светло-каштановые, лугово-каштановые. Черноземы фрагментарно встречаются в поясе лесостепи и степи (Почвы Бурятии..., 2012). В долине р. Загустай почвенный покров состоит из комплекса аллювиальных почв. В понижениях рельефа в условиях избыточного увлажнения в Гусиноозерской котловине встречаются лугово-каштановые, лугово-болотные и луговые почвы (Почвы Бурятии..., 2012).

В системе геоботанического районирования (Холбоева и др., 2015) Гусиноозерская котловина относится к Гусиноозерскому району Западно-Забайкальского округа Дауро-Хангайской провинции горной лесостепи. На изучаемой территории преобладающей формацией являются степи и остепненные луга, которые представлены межгорно-равнинными сухостепными дерновинно-злаковыми и злаково-разнотравными степями. Среди злаков доминируют: мятлик кистевидный (*Poa botryoides*), тонконог гребенчатый (*Koeleria cristata*), овсяница ленская (*Festuca lenensis*), ковыли (*Stipa baicalensis*, *S. krylovii*), разнотравный покров образует преимущественно пижма сибирская, а также другие представители даурско-монгольского разнотравья. Для Гусиноозерской котловины характерна низкая задернованность – около 10-12% (Холбоева и др., 2015).

2.2.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия

Для выявления и геохимической оценки воздействия источников загрязнения в Гусиноозерска проведено функциональное зонирование его территории на основе Генерального плана города (<https://admingus.ru>) и космических снимков WorldView-2 (рис. 14).

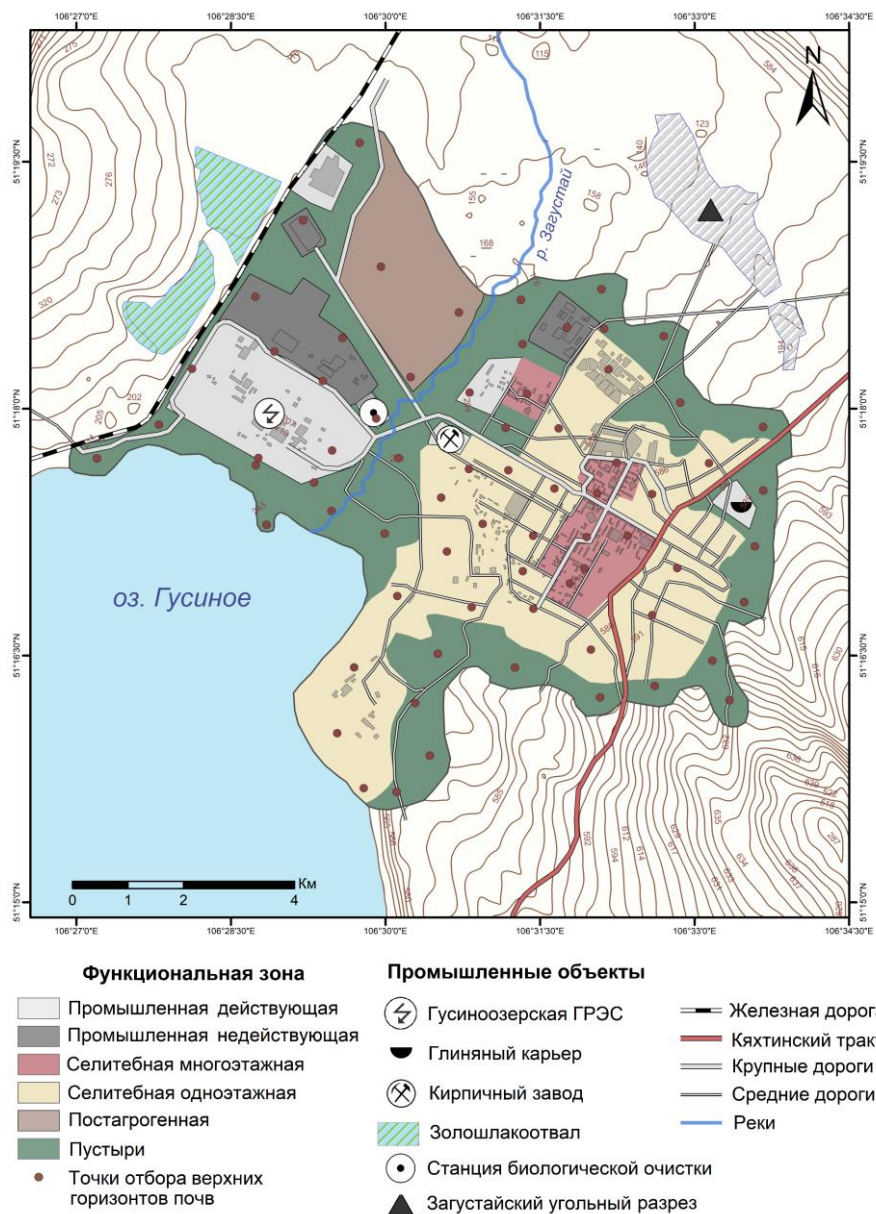


Рис. 14. Функциональное зонирование территории и основные источники техногенного воздействия в Гусиноозерске

В Гусиноозерске выделены шесть функциональных зон: промышленная с действующей и недействующей подзонами, селитебная с многоэтажной и малоэтажной застройкой, постагrogenная и пустыри (рис. 15).

Промышленная действующая подзона включает Гусиноозерский топливно-энергетический промышленный узел, состоящий из Гусиноозерской ГРЭС, золошлакоотвалов, угольных шахт Загустайского, Окино-Ключевского и Баин-Зухерского месторождений и транспортных предприятий, нерекультивируемого угольного отвала; станцию биологической очистки сточных вод, кирпичный завод, глиняный карьер и железнодорожную станцию Загустай (Sycheva, Kosheleva, 2023).



Рис. 15. Функциональные зоны Гусинозерска (фото автора)

Гусинозерская ГРЭС – крупнейшая в Бурятии электростанция. Основным топливом для станции является бурый уголь, растопочное топливо – мазут. Установленная электрическая мощность станции составляет 1190 МВт, тепловая мощность – 224,5 Гкал/ч. В 2021 г. ГРЭС выработала 3668 млрд кВт·ч электрической энергии. В 2020 г. в атмосферный воздух от Гусинозерской ГРЭС было выброшено 37,2 т загрязняющих веществ. Гусинозерская ГРЭС является основным загрязнителем атмосферного воздуха в Гусинозерске (Государственный доклад..., 2022). В 2022 г. в атмосферном воздухе Гусинозерска были превышены среднегодовые концентрации взвешенных веществ в 2,9 раза, PM_{10} – в 1,6, озона – в 1,4 раза. Уровень загрязнения атмосферного воздуха в Гусинозерске определялся как «высокий» (Государственный доклад..., 2023).

На юге Гусинозерска расположен нерекультивируемый угольный отвал, вблизи которого концентрируются многие типоморфные элементы углей. Из-за высокого содержания сульфатной серы в отвале протекает сернокислородное выщелачивание ТММ, приводящее к образованию «оторванных» полиэлементных аномалий на щелочных и сорбционных геохимических барьерах в почвах (Касимов, 2013).

Промышленная недействующая подзона включает обширную территорию с недостроенными или закрытыми предприятиями, находящимися в разрушенном и полуразрушенном состоянии, среди которых радиозавод, кирпичный завод, завод по обработке металлических изделий. Данная подзона выделена для учета специфического воздействия заброшенных фабрик и заводов, связанных с изыманием из хозяйственного

оборота больших площадей, отсутствием поступления новых загрязняющих веществ вследствие прекращения функционирования предприятий, ветровым разносом мелких частиц, образующихся при разрушении построек (Sycheva, Kosheleva, 2023).

Селитебная подзона с многоэтажной застройкой занимает небольшую по площади территорию и расположена в центре города. Подзона представлена трёх-четырёхэтажными жилыми домами, административной застройкой, зданиями учебного, торгового, культурно-просветительного и медицинского назначения (Sycheva, Kosheleva, 2023).

Селитебная подзона с малоэтажной застройкой и приусадебными участками относится к частному сектору, который преобладает в структуре жилья Гусиноозерска.

Постагрогенная зона представляет собой земли бывшего сельскохозяйственного использования (Sycheva, Kosheleva, 2023).

Зона пустырей занимает наибольшую площадь, пустыри представлены заброшенными землями, которые не используются в хозяйственной деятельности.

Источники техногенного воздействия. Основным топливом на Гусиноозерской ГРЭС являются бурые угли Окино-Ключевского месторождения со средней теплотой сгорания 6800-7200 ккал/кг и зольностью 20-21%. Особенности химического состава Окино-Ключевских углей определяются накоплением в них $Mo_{4,7}V_{1,9}Sr_{1,8}Zn_{1,2}Co_{1,1}Cu_{1,1}W_{1,1}$ (нижние индексы – значения CC_{coal}), Ni имеет околотларковые концентрации, остальные ТММ рассеиваются. Мо является одним из самых углефильных элементов – вторым после Ge. Высокая летучесть Мо обуславливает его сильную эмиссию в атмосферный воздух, что особенно опасно при неконтрольном сжигании углей, обогащенных данным поллютантом (Юдович, Кетрис, 2005).

На Гусиноозерской ГРЭС применяется сухое золоулавливание с помощью электрофильтров. Изучение химического состава уловленной золы Гусиноозерской ГРЭС показало, что она обогащена всеми исследуемыми ТММ по сравнению с исходным углем. Содержание в золе As больше в 8,4 раза, Cu, Zn, Sb, Cr, V, Co, Sr в 6,1-7,2 раза, Bi, W, Cd, Mo, Pb, Ni в 4,5-5,9 раза (табл. 7). По сравнению с мировыми кларками зола обогащена $Mo_{4,7}V_{2,1}Sr_{1,8}$, содержание Ni, Zn, Co, Cu, Cr, W равно кларкам, остальные ТММ в золе рассеиваются. В целом, содержание исследуемых ТММ в золе Гусиноозерской ГРЭС сопоставимо с золой ТЭС некоторых городов мира (табл. 4, раздел 1.1.), однако есть и различия. Средние концентрации Cr (86 мг/кг) в золе ГРЭС в 5,0-5,6 раз ниже, чем в гг. Костолац и Гаско (Сербия) (Savic et al., 2018) и в 4,5 раза, чем в золе г. Бокаро (Индия)

(Asokan et al., 2005). Содержание Мо, напротив, в 6 раз выше, чем в золе ТЭЦ г. Аньху (Китай) (Li et al., 2014).

Таблица 7.

Содержание ТММ в бурых углях и золе Гусиноозерской ГРЭС, кларки мировых углей и золы, мг/кг

Элемент	Содержание в Окино-Ключевских бурых углях, мг/кг	Мировой кларк бурых углей	CC_{coal}	Содержание в золе Гусиноозерской ГРЭС, мг/кг	Мировой кларк золы бурых углей	CC_{ash}
V	41	22	1,9	288	140	2,1
Cr	14	15	0,9	86	82	1,1
Co	4,6	4,2	1,1	32	27	1,1
Ni	9,2	9,0	1,0	54	53	1,0
Cu	16	14	1,1	95	72	1,1
Zn	21	18	1,2	130	110	1,2
As	1,0	7,4	0,2	8,6	49	0,2
Sr	215	120	1,8	1558	770	1,8
Mo	9,8	2,1	4,7	55	14	4,7
Cd	0,077	0,2	0,4	0,41	1,0	0,4
Sb	0,20	0,8	0,3	1,2	4,4	0,3
W	1,3	1,2	1,1	6,5	6,1	1,1
Pb	5,6	6,7	0,8	33	39	0,7
Bi	0,10	0,9	0,1	0,45	5,7	0,1

Был изучен химический состав расположенного на территории Гусиноозерской ГРЭС намывного ЗШО, куда уловленная зола и шлак доставляются гидравлическим способом. Уловленная зола и размельченный шлак удаляются вначале отдельно, потом смешиваются, образуя золошлаковую смесь (рис. 16). В золошлаках по сравнению с исходным углем интенсивно концентрируются все ТММ. Максимально накапливается As, его содержание в 15 раз выше, чем в угле, содержания V, Co, Cu, W, Zn, Bi, Sr, Sb, Pb выше в 7,0-8,8 раз, Mo, Ni, Cr, Cd – в 5,5-6,9 раза (рис. 17) (Sycheva, Kosheleva, 2023).



Рис. 16. ЗШО на территории Гусиноозерской ГРЭС

Химический состав золы, извлекаемой из электрофильтров, и золошлаков имеет схожие характеристики. Однако концентрации ТММ в золошлаках превышает их уровень в золе лишь в 1,2-1,8 раза для элементов As, Cu, Zn, Cd, Sb, W, Pb, Bi. При этом содержание таких элементов, как Mo, V, Cr, Co, Ni и Sr, остается на одинаковом уровне, что отличается от характера распределения ТММ между золой и золошлаками в Улан-Удэ.

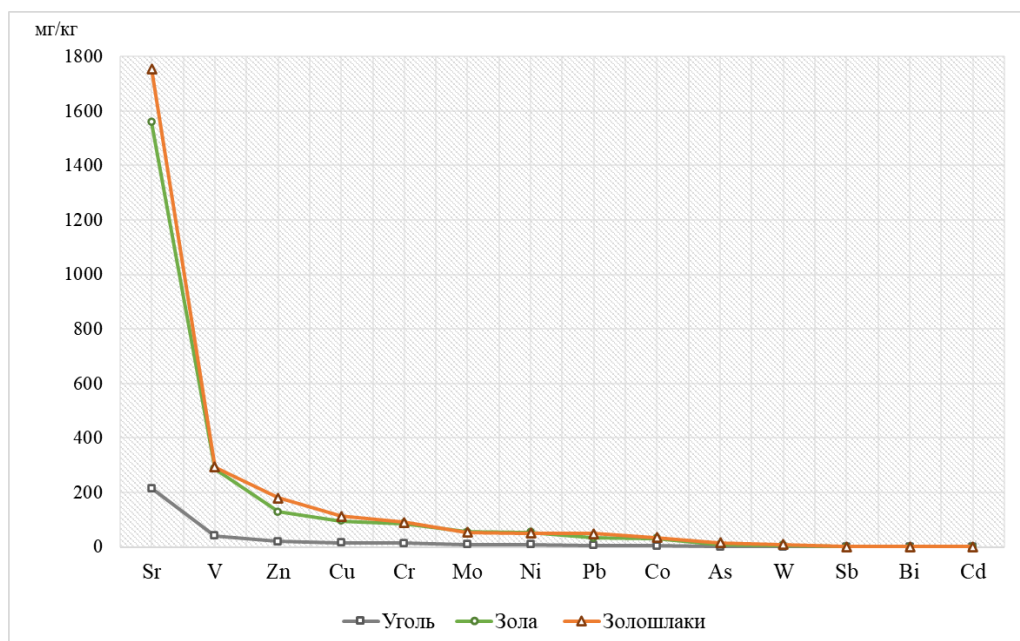


Рис. 17. Содержание ТММ в Окино-Ключевском угле, золе Гусиноозерской ГРЭС и в золошлаках, мг/кг

Через Гусиноозерск с севера на юг проходит Кяхтинский тракт – автомагистраль

федерального значения. Автодороги с твердым покрытием расположены лишь в центре города, это наиболее крупные улицы: Железнодорожная, Ленина, Пушкина, Строительная. По данным (<https://www.autostat.ru/>), средний возраст автомобилей в Бурятии один из наиболее больших в России и в 2022 г. составил 19,2 года. Старение автопарка в Бурятии продолжается уже более 15 лет и приводит к росту числа вредных выбросов.

На востоке Гусиноозерска, за территорией ГРЭС и ЗШО проходит Восточно-Сибирская железная дорога, по которой доставляется топливо для электростанции. Вблизи города расположена железнодорожная станция Загустай (Сычева и др., 2022; Сычева, Кошелева, 2023).

В частном секторе Гусиноозерска, а также на территории пустырей повсеместно встречаются несанкционированные свалки хозяйственно-бытовых отходов, которые характеризуются полиэлементным составом загрязнителей.

2.3. Физико-географические условия и антропогенная нагрузка в Северобайкальске

2.3.1. Геологическое строение и рельеф

Северобайкальск расположен на территории Северо-Байкальского нагорья, относящегося к Рель-Тыйской предгорной ступени, которая отделяет Байкальский хребет от побережья озера Байкал (рис. 18). С южной стороны к нагорью примыкает глубокая рифтовая впадина долины реки Тья (Генеральный план..., 2020).

Геологическое строение данной территории представлено метаморфическими и интрузивными породами протерозойского возраста, а также рыхлыми четвертичными отложениями, мощность которых изменяется от 180 м в пределах речных террас и снижается на коренных склонах до 12 м. Нижний слой четвертичных пород образован ледниковыми отложениями, состоящими из галечниковых, щебенисто-галечниковых и гравелистых грунтов. Верхние горизонты сложены песками, супесями и суглинками (Геология..., 1964).

На участках, расположенных вдоль долины реки Тья, широко распространены флювиогляциальные породы, залегающие на глубинах от 5,9 до 35 м. Аллювиальные отложения формируют современное русло реки. В верхних горизонтах преобладают супеси и пески с высоким содержанием пылеватых частиц, мощность которых составляет от 0,5 до 1 м. В нижних слоях залегают гравийно-галечниковые и валунные породы с песчаным заполнителем, достигающие толщин до 30 м. (Геология..., 1964).

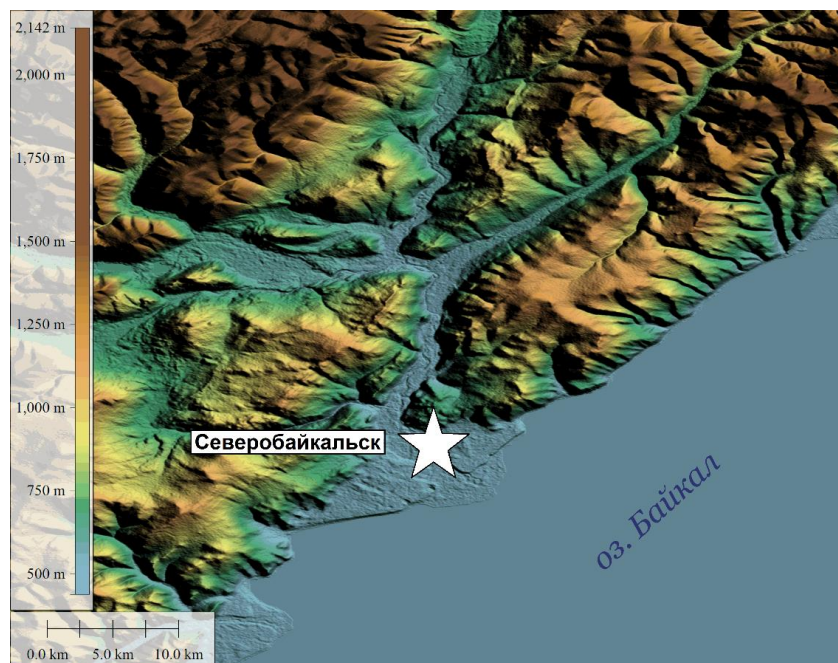


Рис. 18. Карта рельефа Северо-Байкальского нагорья (по данным модели SRTM)

Рельеф территории города представляет собой Тыйскую предгорную ступень, плавно переходящую в Байкальскую высокогорную гольцовую область. Абсолютные отметки местности варьируются от 480 до 530 м, при этом высота увеличивается в северном направлении и резко снижается в сторону реки Тья и озера Байкал, образуя крутые уступы. Уклоны поверхности на большей части городской территории составляют 0-5%, однако на отдельных участках достигают 10-20% и более. Особенностью района является повышенный уровень сейсмической активности, а также частая повторяемость горных обвалов, оползней, оседаний и других гравитационных процессов (Генеральный план ..., 2020).

2.3.2. Климат и гидрографическая сеть

Климат Северобайкальска резко континентальный, формирование климата происходит под воздействием водных масс Байкала, сглаживающим континентальные черты забайкальского климата. В осенне-зимний период озеро отепляет прибрежные районы, а в весенне-летний, напротив, понижает температуру воздуха (Генеральный план..., 2020). В городе преобладает солнечная маловетренная погода с низкой влажностью воздуха. Особенностью Северобайкальска является большое количество солнечных дней в году – более 328, что больше, чем в городах Черноморского побережья.

Зимой температура воздуха может опускаться до -42°C , но в среднем держится на уровне $-20...-25^{\circ}\text{C}$. В зимний период преобладает сухая, ясная погода, обусловленная

Сибирским антициклоном, мощность снежного покрова составляет в среднем 46 см. Влияние Байкала проявляется в длительном безморозном периоде (около 117 дней). Средняя температура воздуха самого теплого месяца июля составляет +15°C, летом могут фиксироваться экстремально высокие температуры до +35°C. Территория города относится к зоне недостаточного увлажнения, среднее количество осадков составляет 350 мм (Генеральный план ..., 2020).

На территории города в осенне-зимний сезон преобладают ветры северного направления, в весенне-летний сезон господствуют южные ветры (рис. 19). В холодное время года на побережье доминируют ветры с суши на озеро, в теплое – с Байкала на сушу, высокие скорости ветра редки, среднегодовая скорость составляет всего 2 м/с. Для Северобайкальска характерна частая повторяемость туманов, особенно в июле, преимущественно в утренние часы (Генеральный план..., 2020).

Северобайкальск относится к предгорным городам, которые, как и горно-котловинные, могут характеризоваться высокими показателями загрязнения воздуха за счет накопления поллютантов вблизи подстилающей поверхности (Таловская, 2022). Частая повторяемость туманов и штилей в Северобайкальске уменьшает потенциал самоочищения атмосферы и ухудшает качество воздуха.

Роза ветров в Северобайкальске

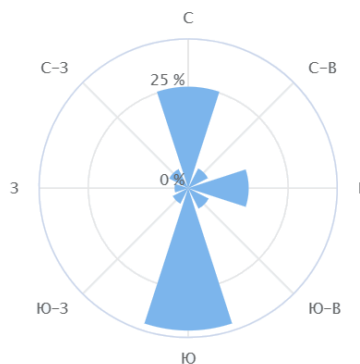


Рис. 19. Роза ветров в Северобайкальске по данным метеостанции Нижнеангарск (rp5.ru)

Город Северобайкальск расположен на северном берегу озера Байкал, крупнейшего пресного водоема мира, включенного в список Всемирного Наследия ЮНЕСКО. Озеро вытянуто с юго-запада на северо-восток на 636 км, ширина водоёма изменяется от 24 до 79 км. Максимальная глубина Байкала составляет 1642 м, средняя глубина – 744 м. Площадь водной поверхности Байкала равна 31722 км², площадь водосборного бассейна – 571 тыс. км² (<http://www.textual.ru/gvr/>). Длина береговой линии озера в Северобайкальске

составляет около 5 км. Водоем оказывает значительное влияние на формирование климата города, температурный максимум воды в Байкале приходится на август и составляет всего +15°C (<http://baikal.ru/>).

На западе Северобайкальска протекает приток Байкала – река Тья, которая берет начало на Северо-Байкальском нагорье. Устье реки расположено в охранной зоне озера Байкал (Генеральный план ..., 2020). Длина р. Тья составляет 120 км, площадь водосбора – 2580 км². На территории города пойма имеет ширину от 0,5 до 2 км. Русло реки извилистое, шириной до 100 метров, образует острова и рукава (<http://www.textual.ru/gvr/>). Качество воды в р. Тья в 2021 г. оценивалось как «загрязненная» как в фоновом створе, выше Северобайкальска, так и в устьевой части. При этом в 2020 г. вода характеризовалась как «слабо загрязненная» (Государственный доклад..., 2022). Основным фактором, влияющим на негативное состояние вод р. Тья, является неудовлетворительное техническое состояние очистных сооружений города, которые были построены в 1970-80-е гг. и имеют высокий физический и моральный износ, требуют капитального ремонта и усовершенствования технологии очистки сточных вод.

2.3.3. Растительный и почвенный покровы

Почвы Северобайкальска, согласно почвенно-экологическому районированию бассейна оз. Байкал, относятся к Прибайкальской предгорной высоко-, средне- и низкогорной провинции высоко- и среднегорного Байкальского округа торфяно-подбуров, подбуров и буроземов и грубогумусовых почв (Напрасников и др., 2016).

Для Северо-Байкальского нагорья характерны контрастные параметры тепло- и влагообеспеченности, различные типы растительности вследствие влияния оз. Байкал, горного рельефа и неоднородного литологического строения (Убугунов и др., 2012).

Почвообразующие породы представлены гранитами и породами преимущественно метаморфических комплексов. Почвы Северо-Байкальского нагорья, как правило, маломощные (до 30 см), представлены подбурами, дерново-подбурами на песках и супесях, подзолами с участием торфяно-подбуров (Белозерцева и др., 2016). В долине р. Тья сформировались аллювиальные перегнойно-глеевые, темногумусовые, темногумусовые квазиглеевые, серогумусовые и торфяно-глеевые почвы (Белозерцева и др., 2016).

Природный фон Северобайкальска, согласно геоботаническому районированию, относится к Предбайкальской темнохвойно-горно-таежной провинции. В районе Северобайкальска преобладает лесная растительность – горные лиственничные, сосново-

лиственничные леса с примесью березы и осины (*Salix lanata* L., *S. rosmarinifolia* L., *S. pyrolifolia* Ledeb., *Carex diandra* Schrank, *C. meyeriana* Kunth, *C. capitata* L., *C. irriqua* (Wahlenb.)) (Экологический атлас, 2015).

2.3.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия

В Северобайкальске на основе (Генеральный план..., 2020) выделены следующие функциональные зоны: промышленная, селитебная с многоэтажной и одноэтажной застройкой, рекреационная и железнодорожная (рис. 20).

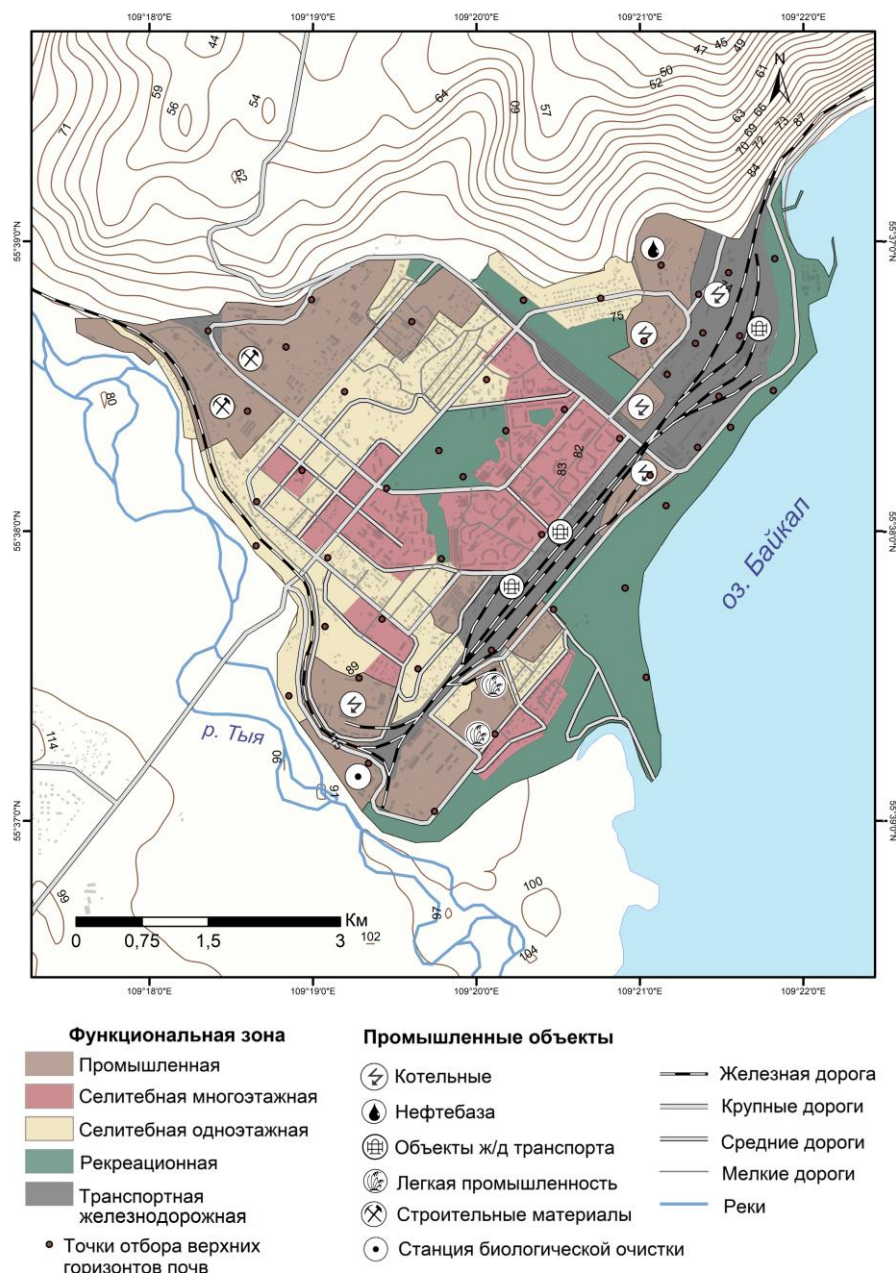


Рис. 20. Функциональное зонирование территории и основные источники техногенного воздействия в Северобайкальске

В **промышленной зоне** расположены Центральная ТЭЦ и четыре малые котельные, на которых сжигаются бурые угли Канско-Ачинского месторождения. Мощность Центральной ТЭЦ небольшая и составляет 148 Гкал/ч, что почти на 80% покрывает потребность города в тепло- и электроснабжении. Особенностью территориального положения ТЭЦ является ее близость к оз. Байкал – менее 300 м, что влечет за собой концентрацию вблизи озера комплекса промышленных объектов, таких как сама ТЭЦ, ЗШО, площадки для разгрузки угля (рис. 21). К промышленно зоне также относятся автосервисы, предприятия по сбору и обработке металлолома, деревообработки, производства строительных материалов, пищевой промышленности, очистные сооружения (Сычева, Кошелева, 2024).

Селитебная многоэтажная подзона сосредоточена в центральной части города, также, как и в Гусиноозерске и Улан-Удэ, к ней относятся жилые кварталы со средней и многоэтажной застройкой, административные, общественные, медицинские, образовательные и культурно-развлекательные сооружения (Сычева, Кошелева, 2024).

Селитебная одноэтажная подзона включает частные жилые дома с приусадебными участками (Сычева, Кошелева, 2024).

Рекреационная зона представлена Главным парком Северобайкальска, небольшими скверами, а также прибрежной частью оз. Байкал с пляжем, набережной и яхтклубом.

Железнодорожная зона представлена БАМ, проходящей вдоль берега Байкала на протяжении около 9 км, станцией Северобайкальск, вагонное хозяйство и локомотивное депо, дистанцию электроснабжения (Сычева, Кошелева, 2024).



Рис. 21. Функциональные зоны Северобайкальска (фото <https://nature.baikal.ru>)

Расположение БАМа относительно Байкала несет в себе угрозу загрязнения экосистемы водоема (Афони́на, Иващенко, 2014). Непосредственная близость БАМа к городу и озеру (менее 300 м) оказывает серьезное негативное воздействие на состояние окружающей среды Северобайкальска (Белозерцева и др., 2016). По данным (Государственный доклад ..., 2023), в 2022 г. в районе пляжа Северобайкальска в воде оз. Байкал были превышены значения ПДК в 7,7 раза для железа, в 6,8 раза для марганца, в 6,0 раз для алюминия и в 3,2 раза для меди. Также в районе Северобайкальска максимальное значение содержания сульфат-иона в 2021 г. превышает фоновое значение в 3,5 раза (19,08 мг/дм³), когда как в 2019 г. максимальное значение было в среднем на уровне фоновых концентраций. Кроме того, на северном побережье оз. Байкал сформировалась единая зона распространения атмосферных загрязнений, вытянутая вдоль водоема. Для г. Северобайкальска ее площадь ориентировочно составляет 150 км², что представляет потенциальную экологическую опасность (Экологический атлас ..., 2015).

Источники техногенного воздействия. Согласно По данным (Государственный доклад ..., 2024) основными загрязнителями атмосферного воздуха города являются АО «Федеральная пассажирская компания», теплоснабжающая организация «БВК» и «ЭСК «Энергомост»». Выбросы загрязняющих веществ в атмосферу Северобайкальска от стационарных источников в 2023 г. составили 3,91 тыс. т (Государственный доклад ..., 2024).

Зольность бурых Канско-Ачинских углей составляет 6-15%, теплота сгорания 2800-3800 ккал/кг. По сравнению с мировыми кларками углей они обогащены только Sr_{3,1} (нижний индекс – значение CC_{coal}) и Ni_{1,3}. Концентрация Zn равна кларку, остальные ТММ ниже средних мировых значений (табл. 8).

Содержание ТММ в золе Центральной ТЭЦ Северобайкальска ниже, чем в золе Гусиноозерской ГРЭС. Она так же обогащена всеми рассматриваемыми металлами и металлоидами по сравнению с углем. Наибольшим концентрированием характеризуются As, Co, Ni и V (5,6-8,7 раза), для W, Cu и Cr превышение составляет 3,1-4,7 раза, для Zn, Sr, Cd, Sb, Bi и Pb 1,1-2,7 раза (рис. 22).

По сравнению с мировыми кларками для золы бурых углей зола Центральной ТЭЦ обогащена только Ni_{1,5}. Содержание исследуемых ТММ в золе Центральной ТЭЦ в среднем ниже, чем в золе ТЭЦ некоторых городов России и мира, представленных в разделе 1.1. (табл. 4).

Таблица 8.

Содержание ТММ в бурых углях и золе Центральной ТЭЦ, кларки мировых углей и золы, мг/кг

Элемент	Содержание в Канско-Ачинских бурых углях, мг/кг	Мировой кларк бурых углей	CC_{coal}	Содержание в золе Центральной ТЭЦ, мг/кг	Мировой кларк золы бурых углей	CC_{ash}
V	8,71	22	0,4	48,8	140	0,3
Cr	5,72	15	0,4	26,8	82	0,3
Co	2,88	4,2	0,7	21,8	27	0,8
Ni	12,1	9,0	1,3/-	79,1	53	1,5
Cu	4,78	14	0,3	17,7	72	0,2
Zn	18,7	18	1,0	47,8	110	0,4
As	0,28	7,4	0,1	2,4	49	0,1
Sr	367	120	3,1	453	770	0,6
Mo	0,22	2,1	0,1	1,57	14	0,1
Cd	0,05	0,2	0,3	0,1	1	0,1
Sb	0,1	0,8	0,1	0,27	4,4	0,1
W	0,2	1,2	0,2	0,61	6,1	0,1
Pb	3,31	6,7	0,5	3,42	39	0,1
Bi	0,08	0,9	0,1	0,09	5,7	-0,1

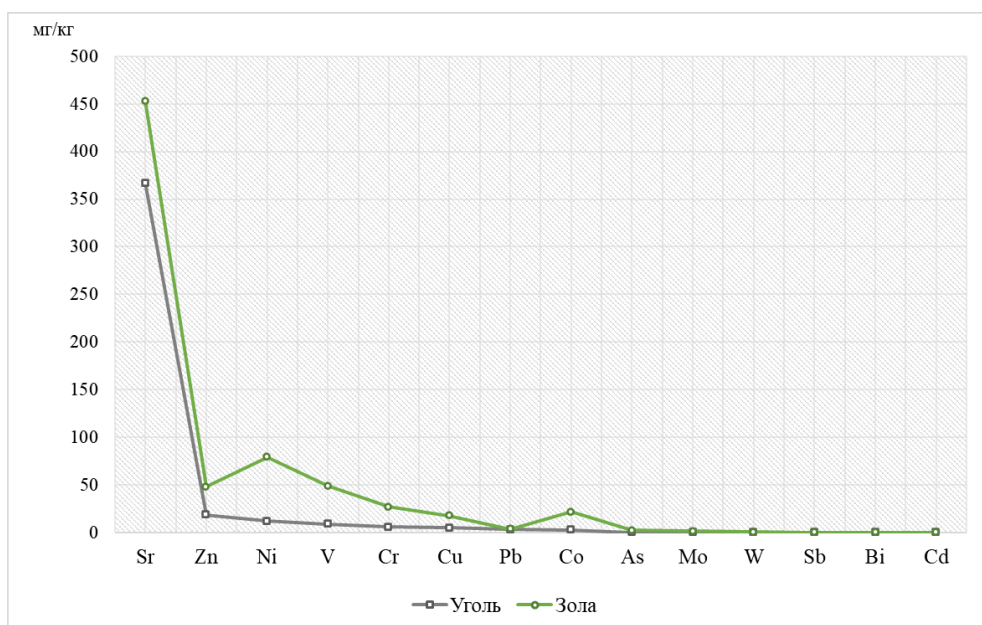


Рис. 22. Содержание ТММ в Канско-Ачинском угле и золе Центральной ТЭЦ Северобайкальска, мг/кг

Например, содержание Pb в 46 раз ниже, чем в золе ТЭЦ Индии (Asokan et al., 2005; Gopinathan et al., 2022), концентрации Cu в 16-32 раза ниже, чем золе ТЭЦ гг. Костолац и Гаско Сербии (Savic et al., 2018). Содержание V и Cr в 7 раз ниже по сравнению с золой ТЭЦ в г. Синграули (Индия) (Gopinathan et al., 2022) и в г. Кангал (Турция) (Altikulac et al., 2022).

Северобайкальск является одним из ключевых железнодорожных узлов БАМ. Согласно данным официального портала городского округа Северобайкальск, общая протяженность транспортных и дорожных сетей составляет 50 км (<https://severobajkalsk-r81.gosweb.gosuslugi.ru>). Также, как в Улан-Удэ и Гусиноозерске, серьезной проблемой Северобайкальска является несанкционированное складирование отходов, особенно в жилой одноэтажной зоне

Глава 3. Содержание и методика работ

3.1. Полевые работы

Полевые работы в Северобайкальске проводились летом 2018 г., в Гусиноозерске – летом 2019 г., в Улан-Удэ – летом 2022 г. Количество и местоположение точек опробования определялись с учетом площади городов, функционального зонирования и особенностей размещения источников загрязнения (Demetriades, Birke, 2015). Пробы почв отбирались из верхнего (0-10 см) слоя методом «конверта» в трех повторностях на расстоянии 3-5 м друг от друга по регулярной сетке с шагом 500-600 м в Гусиноозерске, Северобайкальске, центральной части Улан-Удэ и с шагом 700-1000 м на окраинных частях Улан-Удэ. Масса пробы из каждой точки составляла примерно 700-1000 г (Методические..., 1999).

В Улан-Удэ рядом с точками опробования верхних горизонтов почв на дорогах разной с различной интенсивностью транспортного движения в трех повторностях на расстоянии 5-10 м отбирались смешанные пробы дорожной пыли массой около 500 г. В соответствии с шириной дорожного полотна и количеством полос все дороги разделены на 3 категории с разной интенсивностью движения: крупные дороги с 3-4 полосами движения в одну сторону; средние с 2 полосами; малые с 1 полосой в одну сторону. Всего было отобрано 60 проб дорожной пыли.

Общее количество из верхних горизонтов почв составило 79 в Гусиноозерске, 57 в Северобайкальске и 232 в Улан-Удэ. Региональным фоном для Гусиноозерска послужили верхние горизонты каштановых почв, развитых под сухостепной разнотравно-злаковой растительностью ($n = 7$ проб) западнее и северо-западнее города. Для Северобайкальска – верхние горизонты дерново-подбуров под таежными лесами ($n = 8$), отобранные южнее города согласно розе ветров. Для Улан-Удэ фоновые каштановые почвы под сухостепной дерновинно-злаковой и злаково-разнотравной растительностью и лугово-каштановые под ковыльно-разнотравным растительным сообществом были опробованы ($n = 12$) в 7-21 км к юго-западу и северо-востоку от города.

Администрацией Гусиноозерской ГРЭС были предоставлены образцы бурого угля из Окино-Ключевского разреза, уловленная зола с электрофилтра 6-го энергоблока, а также проба золошлаков из ЗШО. В Северобайкальске на Центральной ТЭЦ были предоставлены пробы бурого угля из Канского-Ачинского бассейна и образцы уловленной золы с электрофилтра Центральной ТЭЦ. Администрациями ТЭЦ-1 и ТЭЦ-2 Улан-Удэ предоставлены образцы каменного угля из Тугнуйского разреза, проба уловленной золы с электрофилтра и три образца золошлаков из ЗШО ТЭЦ-1 и двух ЗШО ТЭЦ-2.

3.2. Лабораторные исследования

Пробоподготовка и определение основных физических и химических свойств почв и дорожной пыли проводилась в Эколого-геохимическом научно-образовательном центре географического факультета МГУ (ЭГНОЦ МГУ). Из образцов почв и дорожной пыли отбирались включения растительных остатков, камней и мусора, пробы высушивались в сушильном шкафу при температуре 40°C. Затем пробы растирались в разных ступках и просеивались через сита с диаметром ячеек 1 мм или 0,25 мм, в зависимости от вида анализа, для которого проводилась пробоподготовка. Так, образцы растирались в фарфоровых ступках фарфоровыми пестиками и просеивались через сито с диаметром ячеек 1 мм для определения рН (50 граммов); через сито с диаметром ячеек 0,25 мм для определения органического вещества (5 граммов). Образцы растирались в фарфоровых ступках резиновыми пестиками и просеивались через сита с диаметром ячеек 1 мм для анализа гранулометрического состава (5 граммов) и выделения частиц РМ₁₀; в агатовых ступках агатовыми пестиками до состояния пудры для анализа валового содержания ТММ (10 граммов) (Кречетов, Дианова, 2009). Затем подготовленные пробы почв были проанализированы для определения различных физических и химических показателей (табл. 9).

Автором были определены значения рН, удельная электропроводность водной вытяжки (соотношение почва : вода 1:2,5) содержание С_{орг} и гранулометрический состав в пробах почв и дорожной пыли. Величины рН почв и дорожной пыли были измерены рН-метром «ЭКСПЕРТ-рН», электропроводность – кондуктометром «SevenEasy S30» фирмы MettlerToledo. Содержание С_{орг} в почвах и дорожной пыли определялось методом Тюрина с титриметрическим окончанием. Гранулометрический состав анализировался на лазерном гранулометре «Analysette 22 comfort» фирмы Fritsch.

Для выделения фракции частиц РМ₁₀ из проб почв и дорожной пыли автором применялось ультразвуковое диспергирование образцов пыли с дальнейшим центрифугированием в соответствии с методикой (Безбердая и др., 2023). Подготовленный образец навеской около 5-7 г помещали в фарфоровую ступку, добавляли примерно 50-100 мл дистиллированной воды и растирали резиновым пестиком около 3 минут до однородного состояния и исчезновения комков. Полученную смесь помещали в емкость (пластиковые стаканы для центрифугирования) и доливали дистиллированную воду до метки 300 или 350 мл. Далее образец обрабатывали ультразвуком для взмучивания твердой фазы и разрушения микроагрегатов (Енчилик и др., 2023). На панели центрифуги задавали

необходимые параметры (200 об/мин и 6 минут) и центрифугировали образец. После завершения жидкость над осадком (фракцию < 10 мкм) сливали в другой сосуд объемом 5 л. Затем в емкость для центрифугирования снова доливали дистиллированную воду до метки 300-350 мл, не забывая уравнивать массы емкостей с суспензией, взбалтывали пробу и центрифугировали при заданных параметрах. Операцию по выделению частиц РМ₁₀ повторяли до тех пор, пока столб воды в емкости после центрифугирования не становился прозрачным (примерно 10-15 раз).

Таблица 9.

Виды химико-аналитических работ

Объект	Город (количество проб)	Параметр	Метод*	Лаборатория
Верхние горизонты почв	<i>Гусиноозерск</i> (n = 79)	рН	1	ЭГНОЦ
		Удельная электропроводность ЕС _{1:5}	2	ЭГНОЦ
	<i>Северобайкальск</i> (n = 57)	Содержание органического углерода С _{орг}	3	ЭГНОЦ
		Гранулометрический состав	4	ЭГНОЦ
	<i>Улан-Удэ</i> (n = 232)	Валовое содержание ТММ	5	ВИМС
		Содержание ТММ во фракции РМ ₁₀	5	ВИМС
Дорожная пыль	<i>Улан-Удэ</i> (n = 60)	рН	1	ЭГНОЦ
		Удельная электропроводность ЕС _{1:5}	2	ЭГНОЦ
		Содержание органического углерода С _{орг}	3	ЭГНОЦ
		Гранулометрический состав	4	ЭГНОЦ
		Валовое содержание ТММ	5	ВИМС
		Содержание ТММ во фракции РМ ₁₀	5	ВИМС
Уголь, зола, золошлаки	<i>Гусиноозерск</i> (n = 3) <i>Северобайкальск</i> (n = 2) <i>Улан-Удэ</i> (n = 5)	Валовое содержание ТММ	5	ВИМС

Примечание: Аналитические методы: 1 – потенциометрический; 2 – кондуктометрический; 3 – метод Тюринга; 4 – лазерная гранулометрия; 5 – ICP/MS, ICP/AES.

Валовые содержания 14 ТММ (Zn, As, Cd, Pb (I класс опасности), Cr, Co, Ni, Cu, Sb, Mo (II класс), V (III класс), W, Sr, Bi) в почвах, дорожной пыли, угле, золе и золошлаках, а

также во фракции PM_{10} почв и дорожной пыли определялись в лаборатории ВНИИ минерального сырья им. Н.М. Федоровского (ВИМС) с использованием масс-спектрометра «iCAP Qc» (Thermo Fisher Scientific) и атомно-эмиссионного спектрометра «Optima-4300 DV» (Perkin Elmer). Анализ выполнялся по аттестованным методикам (НСАМ № 499 АЭС/МС 2015 г.) с использованием холостых проб и стандартных образцов «ГСО 3784–86», «ГСО 8671–2005», «ГСО 8671–2005» (ИГХ СО РАН, Россия), «АГВ-2» и «БХВО-2» (Геологическая служба США). Лаборатория аккредитована в международной системе аккредитации «Аналитика» (AAS.A.00255) и национальной системе аккредитации (RA.RU.21ГП11) и соответствует требованиям Международной организации по стандартизации (ISO Guide 34:2009 и ISO/IEC 17,025:2017).

3.3. Обработка данных

Обработка полученных данных включала расчет геохимических и санитарно-гигиенических показателей, использовались сравнительно-географический, статистический и картографический методы.

Геохимические показатели. Особенности микроэлементного состава углей и золы ТЭС выявлялись путем сравнения с мировыми кларками углей и золы и расчета кларков концентрации углей CC_{coal} и золы CC_{ash} :

$$CC_{coal(ash)} = Ci_{coal(ash)} / K_{coal(ash)},$$

где Ci_{coal} , Ci_{ash} – содержание ТММ в углях и золе соответственно, K_{coal} , K_{ash} – мировые кларки углей и золы (Юдович, Кетрис, 2005).

Содержание ТММ в фоновых почвах C_b сравнивали с кларками KI верхней части континентальной коры (Rudnick, Gao, 2014), а также с региональным средним значением $K2$ для Центральной Бурятии (Белоголовов, 1989): вычислялись кларки концентрации CC при $C_b \geq KI(2)$:

$$CC = C_b / KI(2)$$

или рассеяния CD при $C_b < KI(2)$:

$$CD = KI(2) / C_b.$$

Для выявления техногенных геохимических аномалий в верхних горизонтах городских почв и их фракции PM_{10} рассчитывался коэффициент концентрации CF :

$$CF = C_i / C_b,$$

где C_i , C_b – содержание ТММ в городских и фоновых почвах в целом или во фракции PM_{10} , мг/кг. Для дорожной пыли и ее фракции PM_{10} из-за отсутствия фонового аналога

накопление и рассеяние ТММ оценивалось путем расчета относительно кларков литосферы и регионального среднего для почв:

$$CC = C_i/K,$$

где C_i – содержание элемента в дорожной пыли и ее фракции PM_{10} , мг/кг.

Отношение содержания элемента во фракции PM_{10} почв или дорожной пыли к почвам или дорожной пыли в целом рассчитывалось на основе показателя Dx :

$$Dx = C_{iPM_{10}}/C_{i\text{почва(дорожная пыль)}}.$$

Доли ТММ во фракции PM_{10} почв или дорожной пыли (D) рассчитывались по формуле:

$$D = (C_{iPM_{10}}*P)/ C_{i\text{почва(дорожная пыль)}},$$

где $C_{PM_{10}}$ – концентрация i -го элемента во фракции PM_{10} почв или дорожной пыли, мг/кг, P – доля фракции PM_{10} в почвах или дорожной пыли, %; $C_{i\text{почва(дорожная пыль)}}$ – концентрация i -го элемента в почвах или дорожной пыли в целом, мг/кг.

Общее загрязнение почв ТММ определялось по суммарному показателю загрязнения Zc :

$$Zc = \sum CF - (n-1),$$

где n – число химических элементов с $CF > 1,0$.

Для дорожной пыли Zc рассчитывался по формуле:

$$Zc = \sum CC - (n-1),$$

где n – число химических элементов с $CC > 1,0$. Показатель Zc имеет 5 градаций: <16 – низкий, неопасное загрязнение, 16-32 – средний, умеренно опасное, 32-64 – высокий, опасное, 64-128 – очень высокий, очень опасное, >128 – максимальный, чрезвычайно опасное загрязнение (Касимов и др., 2016).

Санитарно-гигиенические показатели. Степень экологической опасности ТММ в почвах оценивали путем расчета коэффициента экологической опасности Ko :

$$Ko = C_i/ПДК_i,$$

где $ПДК_i$ – предельно допустимая (или ориентировочно допустимая, ОДК) концентрация i -го загрязняющего вещества, мг/кг (СанПиН 1.2.3685-21) (табл. 10).

Таблица 10.

Предельно допустимые и ориентировочно допустимые концентрации ТММ в почвах, мг/кг (СанПиН 1.2.3685-21)

Элемент	V	As	Cd	Sb	Ni	Pb	Cu	Zn
ПДК/ОДК	150	10	2,0	4,5	80	130	132	220

Для V, Sb взяты значения ПДК, для As, Cd, Ni, Pb, Cu, Zn – ОДК в суглинистых нейтральных почвах с pH > 5.5.

Оценка риска для здоровья взрослых и детей при воздействии ТММ, поступающих с почвенными частицами, производилась с помощью модели, разработанной на базе совместных исследований федерального центра гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана, Федерального центра экологической политики России и Американского агентства по охране окружающей среды US EPA (US EPA, 1989; US EPA, 2002; P 2.1.10.3968-23). Данная модель учитывает три пути поступления в организм загрязненных частиц: при проглатывании (*ingest*), контакте с кожей (*dermal*) и попадании в дыхательные пути (*inhal*). Для всех исследуемых ТММ была рассчитана среднесуточная доза вредных веществ *ADD* (Average Daily Dose) и пожизненная доза *LADD*:

$$ADD_{ingest} = \frac{C_i \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF,$$

$$ADD_{inhal} = \frac{C_i \times InhR \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \times CF,$$

$$ADD_{dermal} = \frac{C_i \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF,$$

$$LADD_{ingest} = \frac{C_i \times EF \times CF}{LT} \times \left(\frac{ED_{дети} \times IngR_{дети}}{BW_{дети}} + \frac{ED_{взрос} \times IngR_{взрос}}{BW_{взрос}} \right),$$

$$LADD_{inhal} = \frac{C_i \times EF}{LT \times PEF} \times \left(\frac{InhR_{дети} \times ED_{дети}}{BW_{дети}} + \frac{InhR_{взрос} \times ED_{взрос}}{BW_{взрос}} \right),$$

$$LADD_{dermal} = \frac{C_i \times ABS_d \times EF \times CF}{LT} \times \left(\frac{SA_{дети} \times AF_{дети} \times ED_{дети}}{BW_{дети}} + \frac{SA_{взрос} \times AF_{взрос} \times ED_{взрос}}{BW_{взрос}} \right),$$

где C_i – содержание ТММ в городских почвах (мг/кг), $IngR$ – количество проглатываемой почвы (мг/сутки), $InhR$ – объем вдыхаемого воздуха (м³/сутки), EF – частота нагрузки (сут./год), ED – продолжительность воздействия (лет), BW – средний вес человека (кг), $AT = 10950$ – среднее время влияния неканцерогенных элементов (сут.), LT – ожидаемая продолжительность жизни, CF – коэффициент пересчета (1*10⁻⁶ кг/мг), PEF – фактор эмиссии частиц (м³/кг), SA – площадь поверхности кожи, которая контактирует с почвой (см²), AF – коэффициент прилипания почвы к коже (мг/см), ABS – коэффициент поглощения элемента. Значения переменных различаются для взрослых и детей, стандартные значения параметров для расчета модели представлены в таблице 11.

Таблица 11.

Значения коэффициентов, используемых в формулах для оценки канцерогенного и неканцерогенного риска (US EPA, 1989, 2002, 2014, 2017; ОЕННА, 2012; Р 2.1.10.3968-23)

Факторы	Значение	
	Взрослые	Дети
<i>IngR</i> (мг/сутки)	10	30
<i>InhR</i> (м ³ /сутки)	15	8
<i>EF</i> (сутки/год)	350	
<i>ED</i> (лет)	30	6
<i>BW</i> (кг)	70	15
<i>AT</i> (сутки)	10 950	2190
<i>LT</i> (сутки)	25550	
<i>PEF</i> (м ³ /кг)	1,36*10 ⁹	
<i>SA</i> (см ²)	5700	2800
<i>AF</i> (мг/см ²)	0,07	0,2
<i>ABS</i>	V, Co, Cu, Zn, Sr, Mo, Sb, W, Pb 0,03; Cr 0,02; Ni 0,04; As 0,06; Cd 0,002; Bi 0,001	

Потенциальный неканцерогенный риск, связанный с конкретными элементами, оценивался для каждого пути поступления ТММ в организм человека с использованием коэффициента опасности Hazard Quotient (*HQ*):

$$HQ = \frac{ADD}{RfD},$$

где *RfD* – контрольная доза (Reference Dose), при повседневном потреблении которой в течение длительного периода у человека не возникают патологические изменения или заболевания. Значения *RfD* в таблице 12 приводятся в соответствии с (US EPA, 2024; ATDSR, 2024; RSL..., 2024), а также с обзорным исследованием (Miletic et al., 2023).

Для оценки общего неканцерогенного воздействия элементов применялся индекс опасности *HI* (Hazard Index):

$$HI = \sum(HQ_{ingest} + HQ_{inhal} + HQ_{dermal}),$$

который учитывает поступление загрязнённых частиц почвы тремя путями: пероральным, ингаляционным и через кожный покров. Показатели *HQ_i* и *HI* имеют четыре уровня

опасности для здоровья человека: отсутствует ($< 0,1$), низкий ($0,1-1$), средний ($1-10$), высокий (>10) (US EPA, 2002; P 2.1.10.3968-23).

Загрязнение канцерогенными элементами As, Pb, Co, Ni, Cd, попадание которых в организм человека может привести к развитию злокачественных опухолей (RSL..., 2024; Koedrith, Seo, 2011; Lim et al., 2019), оценивалось путем расчета возрастающей вероятности развития рака (Incremental Lifetime Cancer Risk) $ILCR$ при влиянии ТММ в течение всей жизни человека ($LT = 25\ 550$ суток) (US EPA, 1989; P 2.1.10.3968-23, RSL..., 2024):

$$ILCR = LADD \times SF,$$

где SF – фактор риска (Slope Factor), т.е. вероятность развития рака у человека, определяемого как верхняя 95% доверительная граница наклона в нижней линейной части кривой «доза-ответ»), мг/кг*сут (табл. 12).

Суммарный риск (Total Risk) развития злокачественных опухолей TR под влиянием нескольких канцерогенных элементов, поступающих различными путями, определялся как сумма индивидуальных рисков:

$$TR = \sum ILCR_{ingest} + \sum ILCR_{inhal} + \sum ILCR_{dermal}.$$

Показатели $ILCR_i$ и TR имеют пять уровней (US EPA, 1989): очень низкий ($< 10^{-6}$), низкий ($10^{-6} - 10^{-5}$), средний ($10^{-5} - 10^{-4}$), высокий ($10^{-4} - 10^{-3}$), очень высокий ($> 10^{-3}$).

Таблица 12.

Значения референтных доз (RfD) (мг/кг*сут) и факторов риска (SF) при пероральном (ingest), ингаляционном (inhal) и кожном (dermal) поступлении химических веществ (Miletic et al., 2023; US EPA, 2024; ATDSR, 2024; RSL..., 2024)

Элемент	RfD_{ingest}	RfD_{inhal}	RfD_{dermal}	SF_{ingest}	SF_{inhal}	SF_{dermal}
V	$7,0 \cdot 10^{-3}$	$7,0 \cdot 10^{-5}$	$7,0 \cdot 10^{-3}$	–	–	–
Cr	1,5	–	–	–	–	–
Co	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,71 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	–	–	31,5
Ni	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$2,86 \cdot 10^{-6}$	$8,0 \cdot 10^{-4}$	–	–	0,84
Cu	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$4,02 \cdot 10^{-2}$	–	–	–
Zn	$3,0 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-1}$	–	–	–
As	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,23 \cdot 10^{-4}$	1,5	15,1	3,66
Sr	$6,0 \cdot 10^{-1}$	–	$6,0 \cdot 10^{-1}$	–	–	–
Mo	$5,0 \cdot 10^{-3}$	–	$5,0 \cdot 10^{-3}$	–	–	–
Cd	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$2,86 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	–	–	6,3
Sb	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$8,6 \cdot 10^{-5}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	–	–	–
W	$8,0 \cdot 10^{-4}$	–	$8,0 \cdot 10^{-4}$	–	–	–
Pb	$3,6 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-4}$	$3,52 \cdot 10^{-3}$	$8,5 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-2}$	$8,5 \cdot 10^{-3}$
Bi	$1,0 \cdot 10^{-4}$	–	$1,0 \cdot 10^{-4}$	–	–	–

Статистические методы. Базовые статистические показатели (среднее значение,

минимум, максимум, медиана, коэффициент вариации C_v) для концентраций ТММ, а также основных почвенных свойств вычислялись в программных пакетах Microsoft Excel и STATISTICA 12.0. В пакете STATISTICA 12.0. был проведен корреляционный анализ с установлением значимых связей между содержанием поллютанта и физическими и химическими свойствами почв.

Факторы, влияющие на накопление ТММ в верхних горизонтах почв Гусиноозерска, Северобайкальска и Улан-Удэ, выявлялись с помощью многофакторного регрессионного анализа методом регрессионных деревьев с построением дендрограмм в пакете SPLUS (Rawls, Pachepsky, 2002; Кошелева и др., 2015). Дендрограммы строились в зависимости от свойств почв (рН, удельная электропроводность $EC_{1:5}$, содержание физической глины PM_{10} , $C_{орг}$) и функционального назначения территории, которое определяет геохимическую нагрузку и специфику загрязнения каждой функциональной зоны.

Для определения источников ТММ в почвах использовался метод PMF, который наряду с методом главных компонент с многофакторной линейной регрессией (PCA-MLR) признан наиболее эффективным среди методов идентификации и количественной оценки источников загрязнения Source Apportionment. Они дают возможность определить вклады промышленных, транспортных и природных источников, ТЭС и отопительных систем жилого сектора (Thurston et al., 2011; Bhuyan et al. 2018; Popovicheva et al., 2024).

Модель PMF предполагает многомерный анализ матрицы данных о концентрациях ТММ в компоненте окружающей среды, которая характеризуется числом отобранных проб $i=1, \dots, n$ и количеством ТММ $j=1, \dots, m$, а также неопределенностью u (Paatero, Tapper, 2010). Согласно руководству пользователя EPA PMF 5.0, основное уравнение выглядит следующим образом:

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} \cdot f_{kj} \pm e_{ij},$$

где X_{ij} – концентрация j -го ТММ в i -м месте отбора пробы, g_{ik} – вклад k -го источника в i -ю пробу, f_{kj} – профиль ТММ, т.е. концентрация элемента j из k -го источника, p – предполагаемое количество источников, e_{ij} – матрица остаточных ошибок или разница между измеренной концентрацией ТММ (X_{ij}) и модельной концентрацией, рассчитанной на основе вкладов источников (g_{ik}) и их профилей (f_{kj}). Она рассчитывается при минимизации целевой функции Q :

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{e_{ij}}{u_{ij}} \right)^2,$$

где u_{ij} – неопределенность содержания j -го ТММ в i -й пробе, которая рассчитывается на основе предела обнаружения элемента (MDL_j), концентрации и доли погрешности 10%. Если концентрация металла или металлоида превышает MDL , неопределенность может быть рассчитана следующим образом:

$$u_{ij} = \sqrt{(a \times C_{ij})^2 + (MDL_j)^2}$$

где a – погрешность измерения в долях концентрации, принятая равной 10%; C_{ij} – концентрация j -го ТММ в i -й пробе, мкг/г, MDL_j – предел обнаружения элемента прибором, мкг/г.

В модели PMF анализ результатов осуществляется через несколько статистических критериев, чтобы оценить точность и надежность модели:

Разница между Q (надежный) и Q (верный): данные параметры являются индикаторами качества подгонки модели. Q (надежный) учитывает все данные, тогда как Q (верный) исключает влияние выбросов (аномальных значений). Если разница между ними незначительна, это указывает на то, что модель смогла хорошо подогнать данные даже с учетом выбросов. В результате данные считаются достоверными и устойчивыми к аномалиям.

Коэффициент детерминации R^2 : Этот коэффициент измеряет степень совпадения между фактическими и прогнозируемыми значениями концентраций источников. R^2 показывает, насколько хорошо модель объясняет дисперсию данных: если $R^2 > 0,60$, это означает, что модель объясняет более 60% вариации данных, что считается приемлемым уровнем для надежности результатов.

Почвенно-геохимические карты составлены в пакете ArcGis 10.1.

Глава 4. Металлы и металлоиды в почвах и дорожной пыли Улан-Удэ

4.1. Почвенно-геохимический фон

Среднее значение величины рН для верхних горизонтов фоновых почв в районе Улан-Удэ составляет 7,1, а удельной электропроводности – 276 мкСм/см. Почвы в основном среднесуглинистые с содержанием физической глины 19-46% и органического углерода 0,8-7,2% при среднем значении 2,5 %.

По сравнению с мировыми кларками литосферы в фоновых почвах Улан-Удэ рассеиваются практически все ТММ, кроме Sr_{1,9} (нижний индекс – значение СС) (табл. 13).

Таблица 13.

Среднее содержание ТММ в верхних горизонтах фоновых каштановых и лугово-каштановых почв и их фракции РМ₁₀ в районе Улан-Удэ в сравнении с региональными средними и глобальными кларками верхней части континентальной земной коры

Элемент	Глобальный кларк	Региональный кларк	Почвы			Фракция РМ ₁₀		
			С _b , мг/кг	СС/СD	СС/СD	С _b , мг/кг	СС/СD	СС/СD
				Глобальные	Региональные		Глобальные	Региональные
Sr	270	300	518	1,9/-	1,7/-	146	-/1,8	-/2,1
Mo	1,1	1	1,1	-/1,1	1,1/-	0,54	-/2,1	-/1,9
Pb	17	–	13	-/1,3	-/1,5	14	-/1,2	-/1,4
Cd	0,1	0,1	0,068	-/1,5	-/1,5	0,18	1,8/-	1,8/-
Zn	75	70	47	-/1,6	-/1,5	5,3	-/14	-/13
As	5,6	2	3,0	-/1,9	1,5/-	1,7	-/3,2	-/1,2
W	2,1	–	0,95	-/2,2	-	0,74	-/2,8	-
V	106	60	43	-/2,5	-/1,4	32	/-3,3	-/1,9
Bi	0,2	–	0,071	-/2,8	-	0,07	-/2,7	-
Cu	27	15	9,4	-/2,9	-/1,6	11	-/2,4	-/1,3
Sb	0,8	–	0,25	-/3,2	-	0,21	-/3,9	-
Co	15	10	4,7	-/3,2	-/2,1	6,0	/2,5	-/1,7
Ni	50	20	9,9	-/5,1	-/2,0	12	-/4,2	-/1,7
Cr	92	40	17	-/5,5	-/2,4	26	/-3,5	-/1,5

В частицах РМ₁₀ также рассеивается большинство элементов и накапливается один Cd_{1,8}. По сравнению с региональным фоном для Центральной Бурятии в почвах слабо накапливаются Sr_{1,7}As_{1,5}Mo_{1,1}, фракция РМ₁₀ обогащена Cd_{1,8}. Концентрации остальных ТММ ниже регионального фона.

4.2. Физические и химические свойства почв

Городские почвы часто характеризуются повышенной щелочностью, что связано с осаждением карбонатсодержащей пыли, применением противогололедных реагентов в

зимний период и поступлением атмосферных осадков с высоким содержанием бикарбонатов (Касимов и др., 2016). М.А. Глазовская (1988) выделяет педогеохимически активные вещества (Fe, Ca, Mg, щелочные элементы, минеральные кислоты), которые изменяют щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия почв. Большой объем поступающей городской пыли приводит к карбонатизации почв, что, в свою очередь, обуславливает насыщение основаниями почвенного поглощающего комплекса и связывание ТММ в трудно растворимые соединения. Однако для степных и пустынных ландшафтов данные изменения менее заметны (Перельман, Касимов, 1999).

Таблица 14.

Основные физические и химические свойства верхних (0-15 см) горизонтов почв
Улан-Удэ

Функциональная зона	pH	ЕС _{1:5} , мкСм/см	С _{орг} , %	PM ₁₀ , %
Промышленная	7,6 (6,5-8,2)	249 (46-1629)	2,5 (0,33-14)	26 (12-47)
Селитебная многоэтажная	7,4 (6,7-8,1)	232 (55-529)	1,2 (0,07-3,5)	25 (11-47)
Селитебная одноэтажная	7,4 (6,2-9,1)	346 (59-2360)	1,9 (0,2-11)	26 (14-47)
Рекреационная	6,9 (6,1-8,0)	128 (38-371)	1,9 (0,19-4,6)	25 (15-39)
Автотранспортная	7,5 (6,9-7,9)	207 (59-463)	1,7 (1,1-2,7)	28 (13-43)
Транспортная ж/д	7,4 (6,6-8,4)	840 (72-3440)	2,2 (0,8-5,7)	24 (17-28)
Среднее по Улан-Удэ	7,3 (6,1-9,1)	303 (38-3440)	1,9 (0,07-14)	25 (11-47)
Фоновые почвы	7,1 (5,8-8,6)	276 (96-505)	2,5 (0,8-7,2)	32 (19-46)

Примечание: Даны средние значения, в скобках – минимальные и максимальные значения

Реакция среды в верхних горизонтах почв Улан-Удэ близка к нейтральной со средним pH 7,3 (табл. 14, рис. 23а). Наибольшие величины pH отмечены в промышленной зоне (средний pH 7,6), где подщелачивание обусловлено поступлением пыли от цементной, строительной промышленности, заводов машиностроения и металлообработки, а также с золой ТЭЦ. Максимальное значение pH 9,1 зафиксировано в частном жилом секторе на юго-западе Улан-Удэ. Определить уровень обогащения почв строительной пылью возможно с помощью соотношения макроэлементов Ca/Al (Kong et al., 2011; Ramirez et al., 2019).

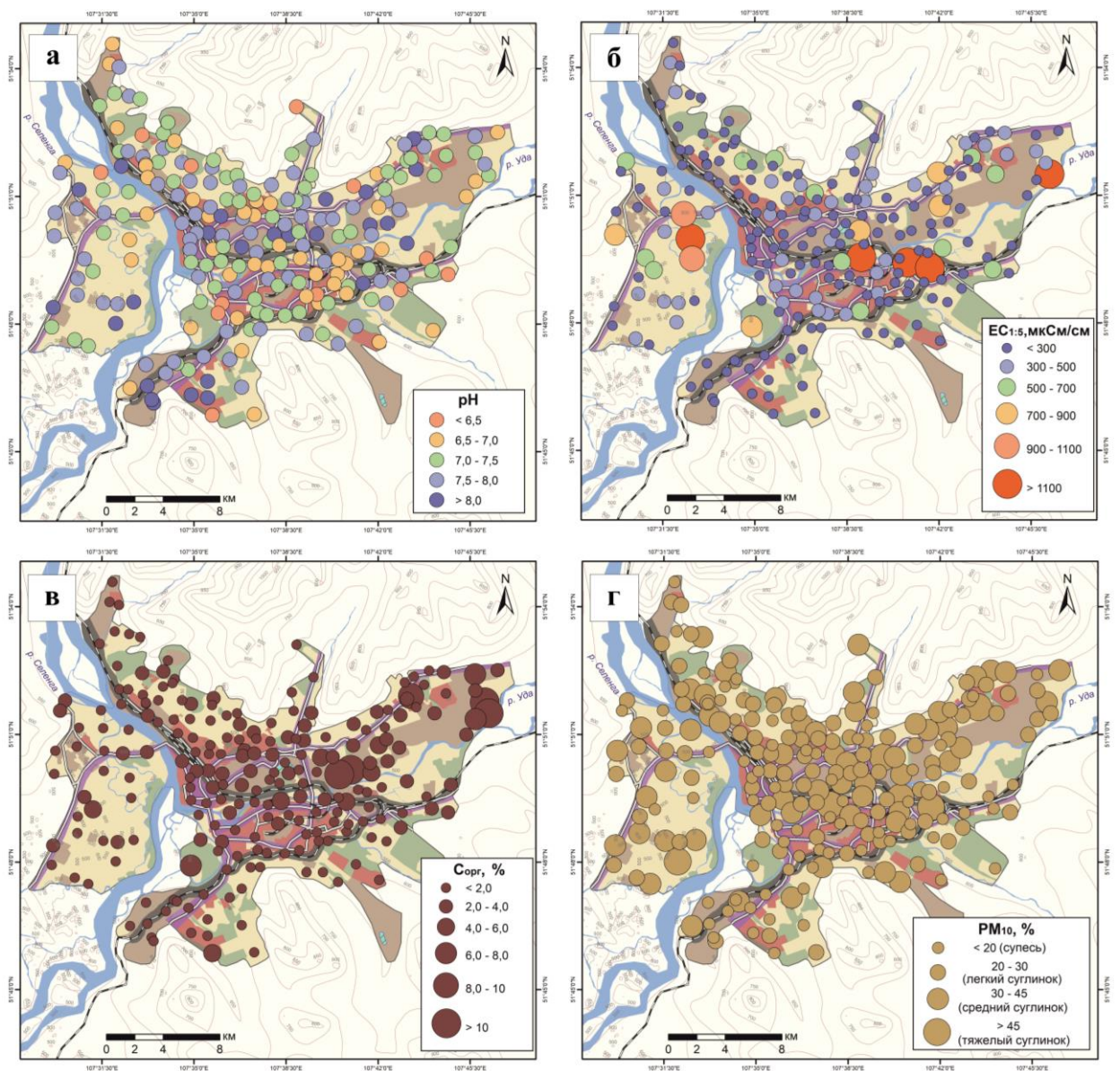


Рис. 23. Физические и химические свойства верхних горизонтов почв Улан-Удэ:
 а) распределение значений pH; б) распределение удельной электропроводности $EC_{1:5}$;
 в) содержание $C_{орг}$; г) содержание PM_{10}

Соотношение макроэлементов Ca/Al для фоновых почв Улан-Удэ составляет 0,28, увеличиваясь в городе до 1,2, что подтверждает вклад техногенных включений и карбонатной пыли в подщелачивание почв. Нейтральная реакция среды выявлена для верхних горизонтов почв рекреационной зоны (pH 6,9), это может быть обусловлено подкисляющим действием соснового опада, а также удаленности от источников подщелачивания.

Выявлена сильная вариация значений $EC_{1:5}$ городских почв – от 38 до 3440 мкСм/см, при среднем 303 мкСм/см (рис. 23б). Для почв железнодорожной зоны установлено

наибольшее среднее значение удельной электропроводности – 840 мкСм/см, максимум (3440 мкСм/см) зафиксирован между промзоной и железнодорожной станцией Заудинский.

В городских почвах среднее содержание органического вещества ниже, чем в фоновых (рис. 23в). Наибольшая концентрация органического углерода ($C_{орг}$) отмечена в почвах промышленной зоны, где средний показатель достигает 2,5%. Это объясняется поступлением техногенных частиц, таких как продукты износа асфальта, выбросы масел и сажи. Вблизи дымовой трубы завода «Улан-Удэстальмост» зафиксировано максимальное содержание $C_{орг} = 14\%$. В почвах многоэтажной жилой зоны средний уровень органического углерода более чем в два раза ниже, чем на фоновых участках. Это связано с недостатком зеленых насаждений и слабым развитием дернового слоя, что ограничивает накопление органики в почве.

Содержание физической глины в верхних горизонтах почв Улан-Удэ на 7% ниже фоновых значений и составляет 25% (рис. 23г). При этом доля PM_{10} незначительно варьируется в зависимости от функциональных зон: от 24% в железнодорожной транспортной зоне до 26% в промышленной зоне и районах частной жилой застройки.

4.3. Металлы и металлоиды в почвах

4.3.1. Накопление металлов и металлоидов в почвенном покрове и фракции PM_{10}

В верхних горизонтах почв и фракции PM_{10} Улан-Удэ по сравнению с местным фоном аккумулируются все исследуемые элементы: в почвах в целом $Cu_{4,8}Pb_{3,3}Sb_{3,0}Cd_{2,3}Zn_{2,1}W_{2,0}Bi_{1,9}Cr_{1,8}Ni_{1,7}Co_{1,3}Mo_{1,2}V_{1,2}As_{1,1}Sr_{1,1}$. В частицах PM_{10} накапливаются $Zn_{14}Sb_{5,4}Pb_{4,2}W_{3,5}Bi_{3,4}Cu_{3,0}As_{2,9}Mo_{2,6}Cd_{2,3}V_{1,8}Ni_{1,8}Co_{1,7}Cr_{1,6}Sr_{1,2}$ (нижние индексы – величина CF).

Концентрации изученных ТММ в почвах и их фракции PM_{10} в Улан-Удэ отличаются самой высокой вариабельностью по сравнению с другими исследуемыми городами. Высокие ($Cv > 100\%$) и средние ($>50\%$) уровни вариабельности характерны для элементов, формирующих контрастные локальные аномалии в почвах: Ni (262%), Cu (256), W (185), Pb (156), Cd (147), Bi (138), Sb (129), Mo (124), Zn (117), Cr (95). Для As (42%), Sr (37), Co (37) и V (25) отмечены наименьшие уровни вариабельности, эти ТММ, как правило, не образуют локальных аномалий, а накапливаются в почвах города относительно равномерно. Во фракции PM_{10} почв Улан-Удэ возрастают уровни вариабельности W (296%), Bi (197), Zn (157), Cd находится на том же уровне (146%). Вариабельность концентраций Pb (90%), Sb (88), Mo, Cu, Cr и Ni (44-79%) во фракции PM_{10} ниже, чем в почвах в целом, а для Sr (66%),

As, Co и V (47-51%) C_v увеличился (табл. 15).

Таблица 15.

Содержание ТММ в почвах и их фракции PM_{10} в Улан-Удэ

Элемент	Почвы				Фракция PM_{10} почв				Dx
	C_i , мг/кг	C_b , мг/кг	CF	C_v , %	C_i , мг/кг	C_b , мг/кг	CF	C_v , %	
Cu	81 (3,3-654)	17	4,8	256	218 (9,6-781)	36	6,0	78	2,7
Pb	61 (11-467)	13	3,3	156	116 (11-615)	14	4,2	90	1,9
Sb	0,76 (0,14-12)	0,25	3,0	129	1,3 (0,02-9,7)	0,21	5,4	88	1,7
Cd	0,27 (0,02-3,0)	0,07	2,3	147	1,0 (0,11-8,5)	0,18	2,3	146	3,5
Zn	150 (21-346)	70	2,1	117	195 (2,5-734)	13	14	157	1,3
W	1,9 (0,28-43)	0,95	2,0	185	2,7 (0,43-112)	0,74	3,5	296	1,4
Bi	0,14 (0,03-2,7)	0	1,9	138	0,31 (0,01-7,4)	0,07	3,4	197	2,2
Cr	30 (2,9-354)	17	1,8	95	51 (17-315)	26	1,6	61	1,7
Ni	17 92,4-651)	9,9	1,7	262	31 (6,5-69)	12	1,8	44	1,8
Co	6,0 (1,0-17)	4,7	1,3	37	11 (2,7-32)	6,0	1,7	47	1,9
V	51 (9,0-105)	43	1,2	25	61 (13-143)	32	1,8	48	1,2
Mo	1,3 (0,23-19)	1,1	1,2	124	1,7 (0,32-7,8)	0,54	2,6	79	1,3
As	3,3 (0,83-13)	3,0	1,1	42	5,3 (0,81-20)	1,7	2,9	51	1,6
Sr	441 (275-2014)	434	1,1	31	169 (53-1045)	146	1,2	66	0,4

Среди исследуемых городов Улан-Удэ отличается интенсивным накоплением поллютантов в тонкой фракции почв, по сравнению с почвами в целом в PM_{10} наиболее сильно накапливаются Cd ($Dx = 3,5$), Cu, Bi (2,2-2,7), W, V, Mo, Co, Ni, Cr, As, Sb, Pb, Zn (1,2-1,9), лишь средняя концентрация Sr выше в почвах в целом ($Dx = 0,4$). Почвы Улан-Удэ также отличают более высокие доли ТММ во фракции PM_{10} по сравнению с Гусиноозерском и Северобайкальском. В среднем по городу максимальные доли (> 50%) в тонкой фракции установлены для Cd (79%) и Cu (66%). Для наибольшего количества ТММ – Co, Bi, Pb, Ni, Cr, Sb, As – доля во фракции PM_{10} находится в пределах 40-48%. Доли W, Mo, V составляют 30-37%, минимальные значения установлены для Zn (22%) и, аналогично Гусиноозерску и Северобайкальску – для Sr (10%) (рис. 24).

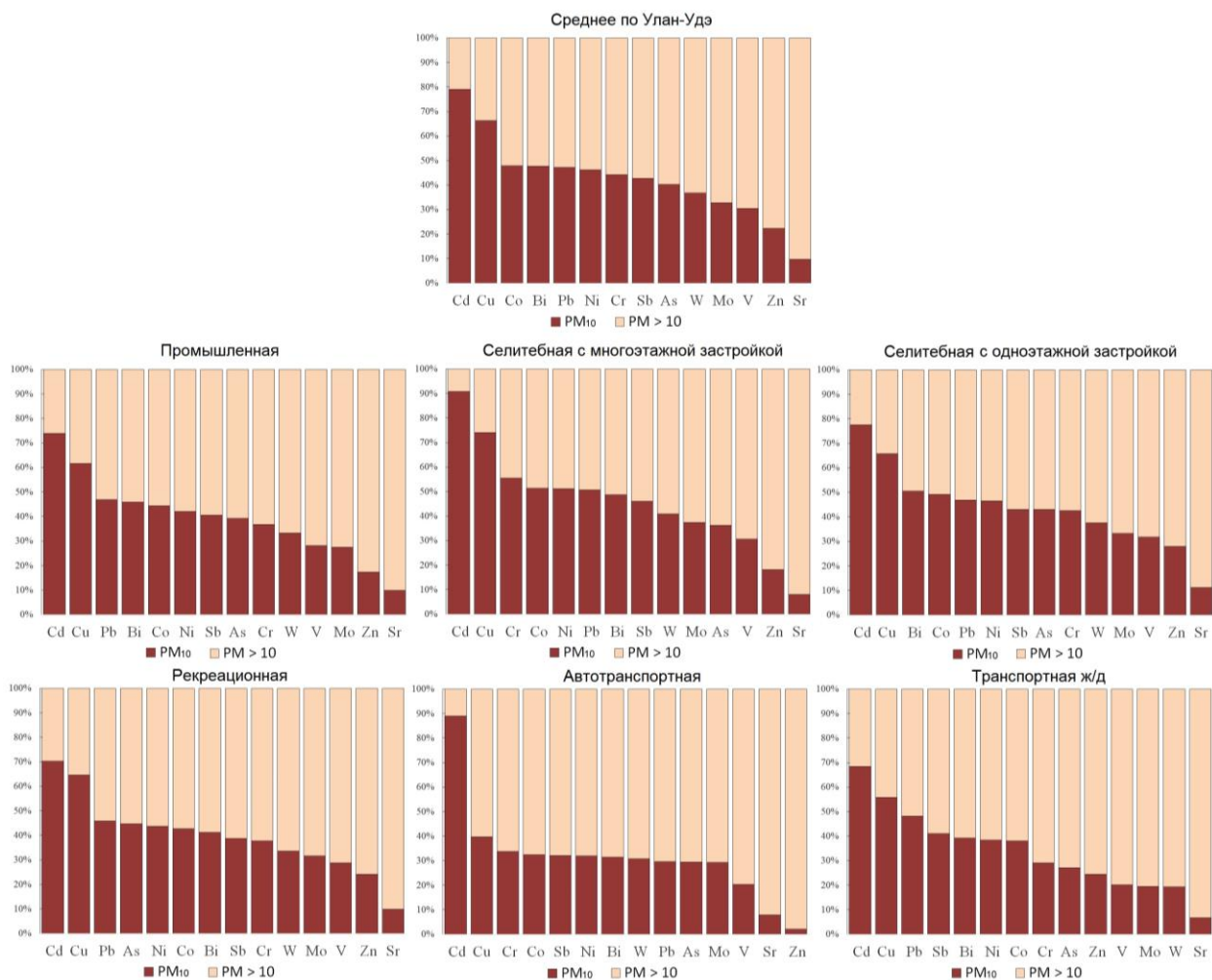


Рис. 24. Доля ТММ во фракции PM₁₀ городских почв функциональных зон в Улан-Удэ

Доля ТММ во фракции PM₁₀ верхних горизонтов почв в промышленной, селитебной одноэтажной, рекреационной и транспортной железнодорожной зонах незначительно отличается от средних для города значений. В селитебной многоэтажной и автотранспортной зонах сосредоточены наибольшие доли Cd (91 и 89% соответственно), который содержится в твердых частицах, образующихся при истирании протекторов шин, металлических частей автотранспорта, дорожного полотна и разметки.

В таблице 16 приведены предполагаемые основные источники поступления ТММ в почвы в различных функциональных зонах Улан-Удэ и ссылки на исследования, подтверждающие происхождение данных элементов от выбросов конкретных источников загрязнения.

Таблица 16.

Геохимическая специализация верхних горизонтов почв функциональных зон Улан-Удэ

Источник	Функциональная зона	Почвы	Фракция РМ ₁₀	Литература
Машиностроение и металлообработка	Промышленная	Sb _{3,1} Pb _{2,5} W _{2,3} Cu _{2,0}	Sb _{5,5} Pb _{4,3} Cu _{3,1} W _{2,9} Mo _{2,4}	Reimann et al., 2014; Timofeev et al., 2018, 2020; Khudhur et al., 2018
	Железнодорожная	Sb _{3,4} Pb _{2,9} Cu _{2,9}	Sb _{8,0} Pb _{6,4} Bi _{6,3} Cu _{6,2} Mo _{2,8} W _{2,5}	
	Автотранспортная	Sb _{4,9} Pb _{4,3} Cu _{3,9} W _{2,3}	Sb _{8,0} Pb _{5,7} W _{5,0} Cu _{2,8} Bi _{2,7} Mo _{2,0}	
Автомобильный транспорт	Промышленная	Sb _{3,1} Pb _{2,5} Cd _{2,1} Zn _{2,0}	Zn ₁₀ Sb _{5,5} Pb _{4,3} Cd _{2,2}	Limbeck, Puls, 2011; Reimann et al., 2014; Alves et al., 2020; Ye et al., 2022
	Автотранспортная	Sb _{4,9} Pb _{4,3} Cu _{3,9} Zn _{3,1} W _{2,3} Cd _{2,1}	Sb _{8,0} Zn _{6,8} Pb _{5,7} Cd _{2,1}	
	Селитебная многоэтажная	Sb _{2,4} Pb _{2,4}	Zn ₁₁ Sb _{5,2} Pb _{4,7} Cu _{2,6} Cd _{2,1}	
	Селитебная одноэтажная	Sb _{3,3} Pb _{3,2} Cd _{2,3} Zn _{2,2}	Zn ₁₇ Sb _{5,5} Pb _{3,6} Cu _{3,0} Cd _{2,0}	
	Рекреационная	Sb _{2,2} Cd _{2,0} Pb _{2,0}	Zn _{4,4} Sb _{4,2} Pb _{3,7} Cd _{2,4}	
Железнодорожный транспорт	Железнодорожная	Sb _{3,4} Pb _{2,9} Cu _{2,9}	Sb _{8,0} Pb _{6,4} Cu _{6,2} As _{3,6} W _{2,5} Ni _{2,3}	Metrak et al., 2015; Stancic et al., 2022
	Промышленная	Sb _{3,1} Pb _{2,5} W _{2,3} Cu _{2,0}	Zn ₁₀ Sb _{5,5} Pb _{4,3} Cu _{3,1} As _{3,1} W _{2,9} Mo _{2,4}	
Складирование отходов	Промышленная	Cd _{2,4} W _{2,3} Bi _{2,0} Cu _{2,0} Zn _{2,0} Cr _{2,0}	Zn ₁₀ Bi _{3,1} Cu _{3,1} As _{3,1} W _{2,9}	Belabed et al., 2014; Адамович и др., 2021; Akanchise et al., 2020; Wang et al., 2022
	Селитебная одноэтажная	W _{2,5} Cd _{2,3} Zn _{2,2} Ni _{2,2} Cu _{2,2}	Zn ₁₇ W _{4,5} Pb _{3,6} As _{3,1} Bi _{3,1} Cu _{3,0} Ni _{2,0} Cd _{2,0}	
Сжигания угля	Промышленная	Cr _{2,0} Co _{1,9} Ni _{1,8} V _{1,7}	Cr _{2,2} Co _{1,9} Ni _{1,8} V _{1,8}	Юдович, Кетрис, 2005; Savic et al., 2018; Altıkulaç et al., 2022; Gopinathan et al., 2022
	Железнодорожная	Ni _{1,9} Cr _{1,8} Co _{1,8}	As _{3,6} Ni _{2,3} V _{2,0}	
	Селитебная одноэтажная	Ni _{2,2} Cu _{2,2} Sr _{1,5}	As _{3,1} V _{2,0} Ni _{2,0}	

Примечание. Цифры в нижнем индексе – величина *CF*

В отличие от малых городов Гусинозерска и Северобайкальска, для Улан-Удэ характерен широкий спектр накапливающихся элементов с высокими уровнями накопления, которые увеличиваются во фракции РМ₁₀. Влияние выбросов автомобильного транспорта, содержащих Sb, Cd, Pb, Zn, W, прослеживается практически во всех функциональных зонах Улан-Удэ. Наибольшие уровни накопления ТММ в почвах в целом установлены в автотранспортной зоне, где средние *CF* = 3,7-5,0 Sb, Pb, Cu и Zn значительно

выше, чем в других зонах (рис. 25а). В последние десятилетия в Улан-Удэ складывается сложная транспортная ситуация. Она возникает из-за активного жилищного строительства как частного сектора, так и кварталов с многоэтажной застройкой на окраинах Улан-Удэ. Отсутствие должной инфраструктуры и маршрутов общественного транспорта вынуждает жителей пользоваться личными автомобилями, что создает заторы на дорогах, особенно в часы пик в центре города. Для жилой зоны отмечается перегруженность дворовых территорий автомобилями, острая нехватка парковок.

Воздействие железнодорожного транспорта и крупных промышленных предприятий машиностроения и металлообработки, среди которых ЛВРЗ, УланУдэстальмост, авиационный и судостроительные заводы приводит к накоплению в почвах промышленной, железнодорожной и автотранспортной зон большой полиэлементной ассоциации Sb, Pb, W, Cu. Промышленные предприятия Улан-Удэ сконцентрированы в центральной части города, где наблюдается наибольшая плотность автомобильных дорог. Кроме того, транспортная доступность фабрик обеспечивается ответвлениями основных железнодорожных путей, что приводит к суперпозиции поллютантов и накоплению их в других зонах территориального пользования.

Аккумуляция Cd, W, Cu, Zn, Bi, Cr, Ni, As в почвах жилой одноэтажной и промышленной зон наблюдается вблизи несанкционированных свалок коммунально-бытовых и строительных отходов. Установлено, что почвы жилой многоэтажной зоны характеризуются наименьшими уровнями накопления ТММ, основным источником поллютантов выступает автомобильный транспорт (рис. 25а).

Влияние ТЭЦ-1,2 и отопление частных домовладений углем приводит к аккумуляции в почвах V, Ni, Cr, As, Sr, Cu, являющимися наиболее типичными индикаторами выбросов при сжигании угля. Однако наличие крупных промышленных предприятий, расположение ТЭЦ-1 и ЗШО в центре города приводит к наложению множества источников загрязнения. Продукты сгорания угля, включая золошлаки и золу-уноса, могут содержать соединения ТММ, схожие по составу с другими источниками. В железнодорожной зоне аккумуляция данной ассоциации поллютантов связана, в том числе, с транспортировкой и рассыпанием угля.

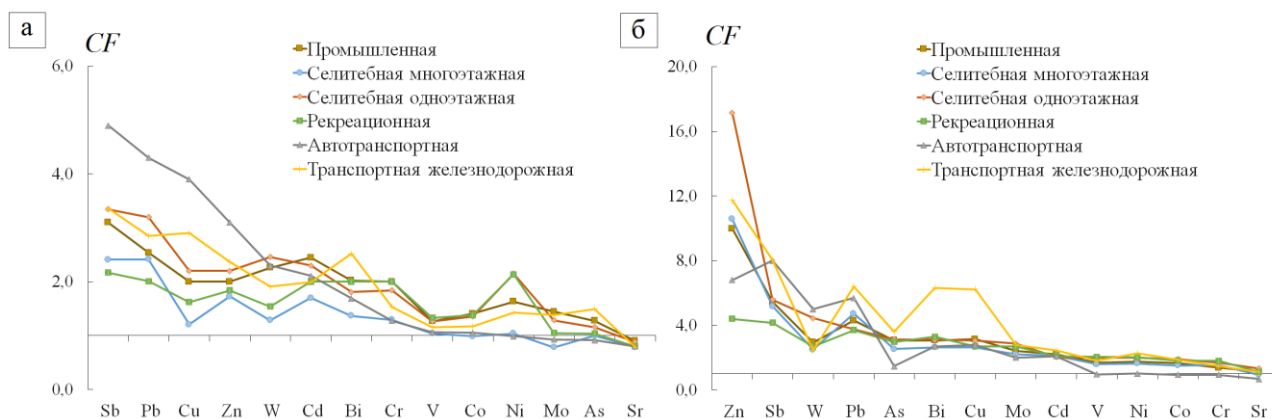


Рис. 25. Геохимические спектры почв (а) и фракции PM_{10} почв (б) в функциональных зонах Улан-Удэ

Фракция PM_{10} почв интенсивнее накапливает ТММ по сравнению с почвами в целом во всех функциональных зонах Улан-Удэ (рис. 25б). Как правило, частицы PM_{10} обогащены более широкой ассоциацией ТММ. Под влиянием выбросов предприятий машиностроения и металлообработки во фракции PM_{10} почв дополнительно накапливаются Mo и Bi, железнодорожный транспорт и складирование отходов являются источником Mo, W, Ni, As, при сжигании угля в тонкой фракции накапливается As. Сильнее всего загрязнена фракция PM_{10} почв жилой одноэтажной зоны, где наиболее высокие уровни накопления характерны для Zn (средний $CF = 17$). Во фракции PM_{10} почв отмечено аномальное содержание Zn, на 27% территории Улан-Удэ, при этом его максимальные превышения над фоном (более чем в 10 раз) характерны только для селитебной зоны с одноэтажной застройкой.

Геохимические аномалии ТММ. В почвах Улан-Удэ сформировалось несколько локальных полиэлементных аномалий в разных частях города (рис. 26-28). В жилой одноэтажной зоне практически все они связаны с влиянием отходов. В частном секторе наиболее контрастные аномалии сформировались в почвах на о. Конный с приоритетными поллютантами Sb ($CF = 48$), Cu (39), Pb (31), Zn (7,4); на востоке Улан-Удэ в микрорайоне Матросова накапливаются Cu ($CF = 22$), Zn (11), Sb (8,8), Cd (8,7), Pb (6,3).

Воздействие автомобильного транспорта отмечается в почвах вблизи гаражей: одна в частной застройке в п. Старый Зеленый на северо-востоке города с максимальным превышением по Pb ($CF = 92$), Sb (23), Cd (8,5), Bi (3,7), Zn (2,7), другая – в жилой многоэтажной зоне на ул. Краснофлотская с аккумуляцией Pb ($CF = 20$), Sb (6,7), Zn (3,6), Cd (2,4). Поллютанты поступают в окружающую среду с отработанным автомобильным маслом, при хранении, использовании и утилизации технических жидкостей, таких как

масла, краски, растворители, антифриз, с выхлопными системами, обработанными аккумуляторами и шинами.

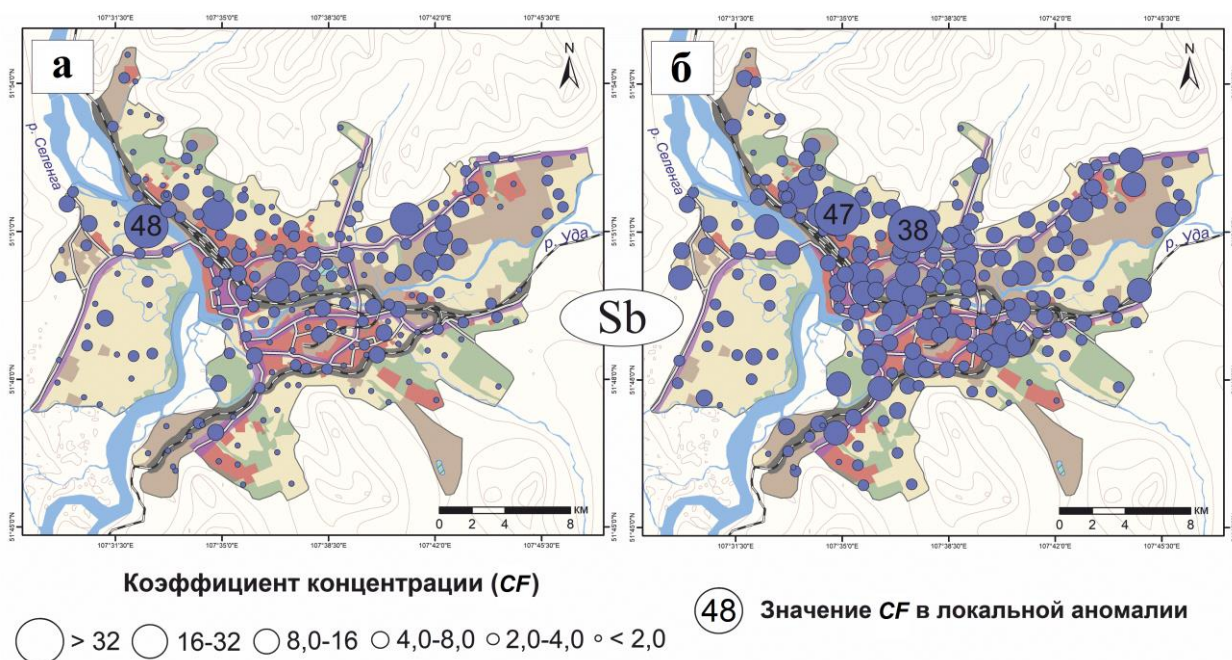


Рис. 26. Коэффициент концентрации (CF) Sb в верхних горизонтах почв (а) и их фракции PM₁₀ (б) в Улан-Удэ

Так, исследование почв вблизи гаражей в г. Шашемане (Эфиопия) показало, что они очень сильно (> 3,0 раз по сравнению с фоном) загрязнены Pb, Ni, Cd, Co и умеренно – Cr (в 1,5-2,0 раза) (Demie, 2015).

В рекреационной зоне, в сквере Ветеранов, расположенном на пересечении крупных дорог – ул. Терешковой и Бабушкина – сформировалась локальная аномалия Cd (CF = 44), Bi (38), Cu (7,0), Zn (6,0), Sb (4,9). Интенсивное транспортное движение, наличие крупного перекрестка и большого количества остановок общественного транспорта приводят к частым заторам на данных улицах и выбросам загрязненных тонких частиц.

В почвах вблизи ул. Лысогорская, на северо-западе Улан-Удэ, где наблюдается интенсивное автомобильное движение, выявлена полиэлементная аномалия Zn (CF = 23), Sb (20), Pb (5,4). Из-за расчлененного рельефа и значительных перепад высот водителям приходится активнее использовать тормозную систему. При частых ускорениях и последующих резких торможениях наблюдается сильный разогрев тормозных механизмов и активный износ тормозов, покрышек и дорожного полотна, что увеличивает поступление данных ТММ в окружающую среду. Соединение Sb₂S₃, присутствующие в тормозных колодках, нагревается и испаряется в процессе торможения, образуя пленку на поверхности тормоза. Кроме того, значительные количества Sb₂S₃ окисляются в процессе торможения,

что, скорее всего, приводит к образованию триоксида сурьмы Sb_2O_3 , который классифицируется как возможный канцероген легких человека (Földi et al., 2018).

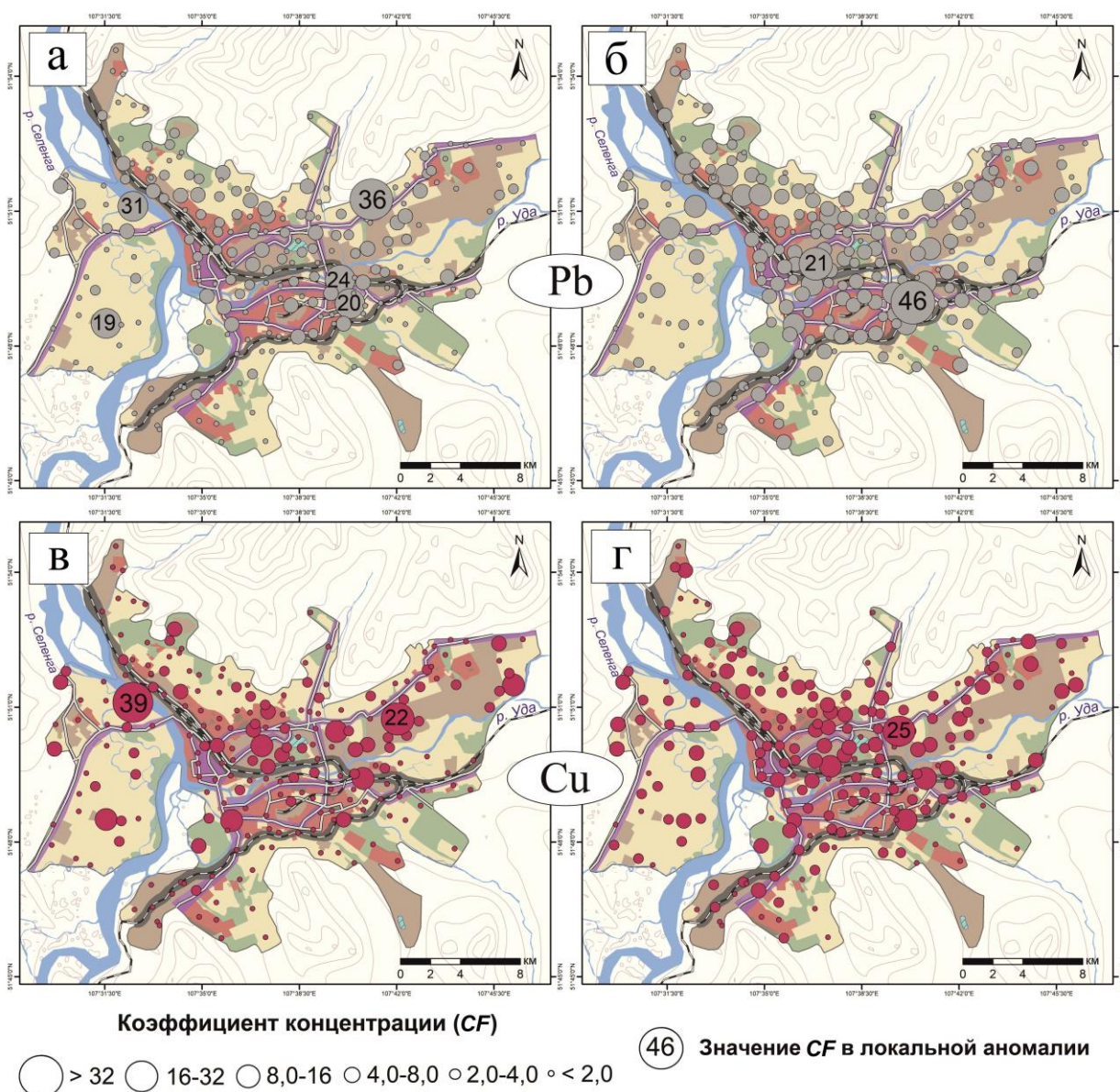
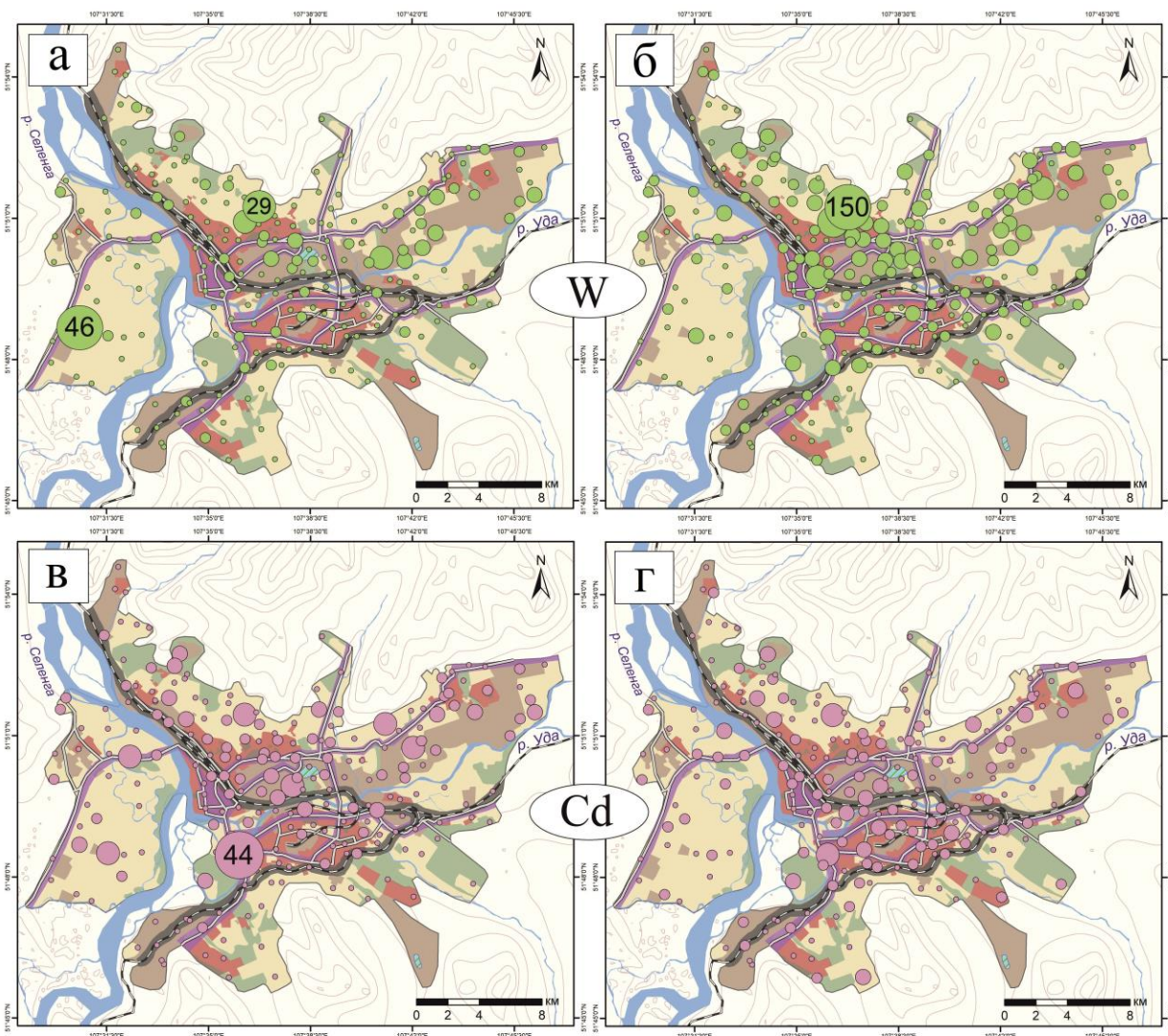


Рис. 27. Коэффициент концентрации (CF) Pb и Cu в верхних горизонтах почв (а, в) и их фракции PM_{10} (б, г) в Улан-Удэ

Высокий уровень накопления Sb ($CF = 15$), W (5,2), Cu (5,1), Pb (4,8), Zn (4,0) обнаружен в центре города. Поллютанты поступают из нескольких крупных источников загрязнения: в 2 м расположена автодорога с очень интенсивным транспортным движением (ул. Трактовая), параллельно автодороге проходят железнодорожные пути с подъездом к промзоне ТЭЦ-1. Также вблизи места отбора почв расположена учебная площадка для вождения. Таким образом, поллютанты поступают с выбросами авто- и железнодорожного транспорта, при рассыпании и пылении перевозимых грузов, в том числе угля.



Коэффициент концентрации (CF)

○ > 32 ○ 16-32 ○ 8,0-16 ○ 4,0-8,0 ○ 2,0-4,0 ○ < 2,0

○ 150 Значение CF в локальной аномалии

Рис. 28. Коэффициент концентрации (CF) W и Cd в верхних горизонтах почв (а, в) и их фракции PM₁₀ (б, г) в Улан-Удэ

Как правило, во фракции PM₁₀ почв Улан-Удэ возрастает контрастность геохимических аномалий, обнаруженных в почвах в целом. Также в тонкой фракции почв сформировались техногенные аномалии с высоким уровнем накопления ТММ, имеющие иное пространственное положение. Так, в результате складирования отходов на заброшенном участке в частном секторе района Стеклозавод содержание Zn во фракции PM₁₀ почв по сравнению с фоном превышает в 100 раз, Sb в 24 раза, Pb и Bi в 10 раз, Cu в 7,6 раз.

Влияние автомобильного транспорта прослеживается в жилой многоэтажной зоне в микрорайоне Восточный. Техногенная аномалия Sb (CF = 11), Pb (6,8), Cu (5,2), Cd (5,1), Bi

(5,1) выявлена во дворе рядом с автопарковкой и детской площадкой. Также высокие значения Zn ($CF = 68$), Sb (8,4), Pb (6,1), Bi (5,5), Cu (5,2), As (5,0) установлены в замкнутом дворе кольцевого жилого дома №17 на ул. Норильская, который образует «колодец-ловушку» для ТММ и в котором происходит интенсивное осаждение загрязненных аэрозолей (Kosheleva et al., 2018). Вблизи автодороги ул. Лысогорская превышение Sb ($CF = 47$) и Pb (10) над фоном увеличилось в два раза по сравнению с общим содержанием, при этом накопление W, Cu и Zn заметно снизилось ($CF < 2,5$).

В промышленной зоне между заводом металлических мостовых конструкций «Улан-Удэстальмост», их котельной и Ула-Удэнским заводом железобетонных изделий сформировалась техногенная аномалия Sb ($CF = 13$), Pb (8,6), Cu (5,8), W (5,7), Mo (5,5), As (4,6). Ассоциация Sb-Pb в почвах промышленной зоны вблизи предприятия «Улан-Удэстальмост» также была отмечена ранее в (Корляков и др., 2019).

Вблизи ЗШО ТЭЦ-1 в результате развеивания золошлаковой пыли во фракции PM_{10} накапливаются Zn ($CF = 39$), Sb (8,0), W (6,0), Pb (5,2), Mo (3,5), As (3,2). Во фракции PM_{10} почв между промзоной ТЭЦ-1, автомобильной и железной дорогой превышение Pb над фоном выросло в 4 раза, коэффициенты накопления Sb, W и Cu остались на том же уровне, что и в почвах в целом.

Две локальные техногенные аномалии отмечены вблизи железнодорожных путей. Первая техногенная аномалия Sb ($CF = 10$), Pb (7,7), Cu (5,5), As (4,2), Mo (3,1) обнаружена в 2 м от контейнерного терминала станции Тальцы, другая – вблизи станции Заудинский рядом с автовокзалом, она характеризуется накоплением Bi ($CF = 21$), Cu (10), Sb (9,6), Pb (9,5), Mo (4,0), As (3,1).

4.3.2. Природные и антропогенные факторы аккумуляции ТММ в почвах

Антропогенная деятельность может привести к трансформации морфологических и физико-химических характеристик верхних горизонтов почв в городских условиях, а также к изменению процессов миграции ТММ. В результате формируются геохимические барьеры, служащие зонами накопления загрязняющих веществ. Скорость накопления ТММ определяется их прочностью связи с почвенными компонентами, такими как оксиды железа и марганца, глинистыми минералами и органическим веществом. Эти связи зависят от химических свойств элементов и геохимической среды. Анализ содержания ТММ в почвах города с учетом природных и антропогенных факторов их концентрации позволяет выявить механизмы формирования геохимических барьеров, а также условия, при которых

наблюдается максимальное накопление данных элементов в почвах (Кошелева и др., 2015, 2022).

Классификация геохимических барьеров в почвах проводилась на основе типологии, предложенной Глазовской (2012), согласно которой они систематизируются по механизмам фиксации ТММ. Основные типы включают механические, биогеохимические органо-минеральные (определяются присутствием органического вещества), щелочные (обусловлены повышением pH), кислотные (возникают при снижении pH), хемосорбционные (обусловлены взаимодействием с гидроксидами и органо-минеральными комплексами Fe, Mn и Al) и сорбционно-седиментационные (характеризуются адсорбцией элементов частицами разного размера).

В Улан-Удэ ведущим фактором аккумуляции большинства ТММ (Sb, Cd, Mo, Cu, Zn) является содержание органического вещества (табл. 17).

Таблица 17.

Факторы накопления ТММ в почвах Улан-Удэ

Факторы	Функциональная зона	Физико-химические свойства почв					
		C _{орг}	pH	ЕС _{1:5}	PM ₁₀	Fe ₂ O ₃	MnO
As		4+	3-5-	3+4+	2+3-	1+2+	
Pb		2+3+	3+	1+	4+	2+4+	5+
Bi		3+4+	1-	3+	4+	2+5+	
W	3	2+		1+2+	4+	3+	3+4+
Sb		1+4+	2+	3-	5+		2+
Cd		1+2+3+4+	5+	2-	3+4+	4+	
Mo		1+2+4+5+		4-5+	3+4-	3+	
Sr		2+3+		5+	2-3-4-	1+5+	3+
Co		3+	3+	2+	3+	1+	2+4+
Ni		3+5+	1-		4+	2+3+5+	
Cu		1+	3+		2+	2+	
Zn		1+2+5-	4+	2+3+	3-	3+	
V		5+		3+	4-	1+2+	3+
Cr		3-	1+4+		4-	3+5+	2+

Примечание: ранги от 1 до 5 показывают уменьшение значимости фактора; знаки “+” и “-” отражают прямую и обратную связь соответственно.

Так, при увеличении содержания органического углерода (C_{орг} > 7,0%) концентрация Mo возрастает в 6 раз, Cu в 4 раза (C_{орг} > 4,8%), Zn в 1,8 раз (C_{орг} > 0,69%), Cd и Sb в 1,3-2,0 раза (C_{орг} > 1,1%). При более низком содержании C_{орг} < 1,1% Sb активнее накапливается в почвах с содержанием MnO > 0,05% (рис. 60). В нейтральных, слабощелочных и щелочных почвах (pH > 6,8) концентрация Sb уменьшается при более высоком содержании

легкорастворимых солей ($EC_{1:5} > 409$ мкСм/см. Из этого следует, что Sb аккумулируется в почвах Улан-Удэ на комплексном биогеохимическом органо-минеральном, хемосорбционном барьере с участием оксидов Mn, щелочном и седиментационно-сорбционном барьере.

В малогумусных почвах ($C_{орг} < 1,7\%$) концентрация Mo в 1,7 раз больше при содержании физической глины более 33% (рис. 30). При содержании органического углерода 1,7-7,0% концентрация Mo зависит от содержания оксидов Fe – поллютант в 1,8 раз интенсивнее накапливается при $Fe_2O_3 > 4,0\%$. В почвах с низким содержанием оксидов Fe $< 4,0\%$ аккумуляция Mo контролируется органическим веществом ($C_{орг} > 0,83\%$) и величиной удельной электропроводности ($EC_{1:5} > 181$ мкСм/см). Таким образом, Mo накапливается на биогеохимическом органо-минеральном геохимическом барьере и в меньшей мере на хемосорбционном с участием оксидов Fe и сорбционно-седиментационном барьере.

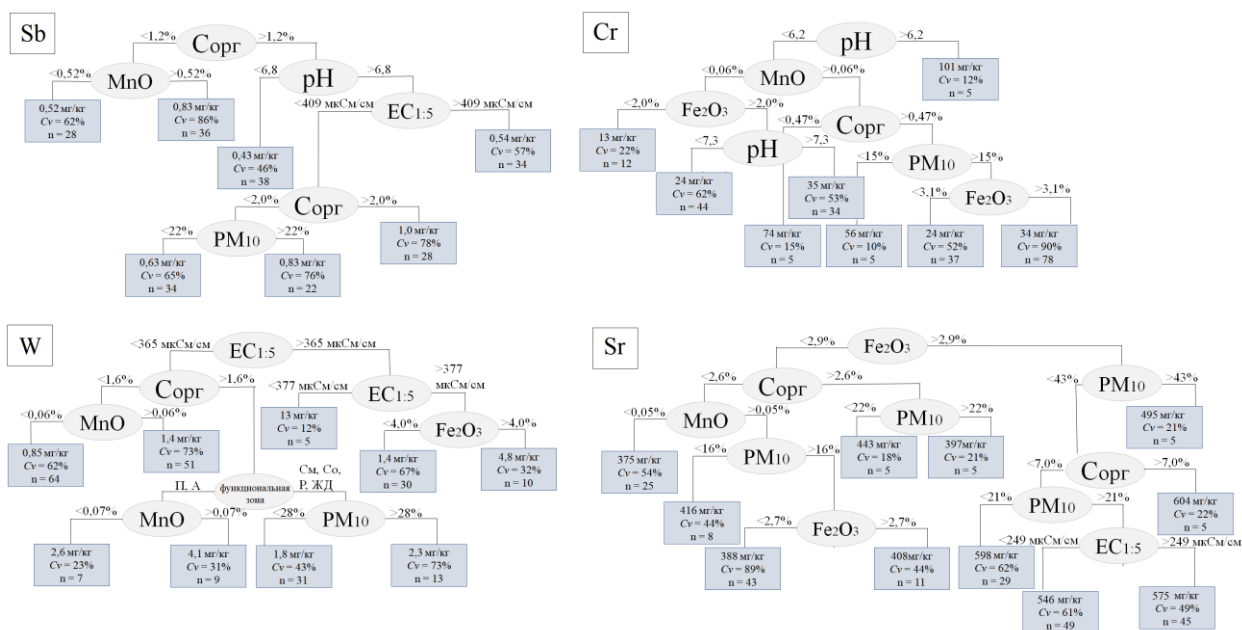


Рис. 29. Факторы накопления (в овалах) Sb, Cr, W и Sr в верхних горизонтах почв Улан-Удэ. Для каждого сочетания факторов приводится среднее содержание ТММ, коэффициент вариации Cv и число точек опробования. *Функциональные зоны:* П – промышленная, См – селитебная многоэтажная, Со – селитебная одноэтажная, А – автотранспортная, ЖД – транспортная железнодорожная.

Щелочно-кислотные условия оказывают наибольшее влияние на аккумуляцию Вi, Ni и Cr в почвах Улан-Удэ (рис. 29-30). Так, в слабокислых и кислых почвах ($pH < 6,5$) концентрация Вi возрастает в 3,5 раза, в почвах Гусиноозерска и Северобайкальска также установлена более интенсивная аккумуляция Вi при снижении величины pH. В

нейтральных и щелочных почвах аккумуляция Bi зависит от содержания оксидов железа, при $Fe_2O_3 > 3,3\%$ Bi активнее накапливается в почвах с более высоким содержанием легкорастворимых соединений ($EC_{1:5} > 319$ мкСм/см) и при доле физической глины более 24%. При значениях $EC_{1:5} < 319$ мкСм/см концентрация Bi увеличивается при более высоком содержании органического вещества ($C_{org} > 1,1\%$) и оксидов железа ($Fe_2O_3 > 4,2\%$). Таким образом, в почвах Улан-Удэ Bi накапливается на кислом, хемосорбционном (при участии оксидов железа), биогеохимическом органо-минеральном и сорбционно-седиментационном геохимических барьерах.

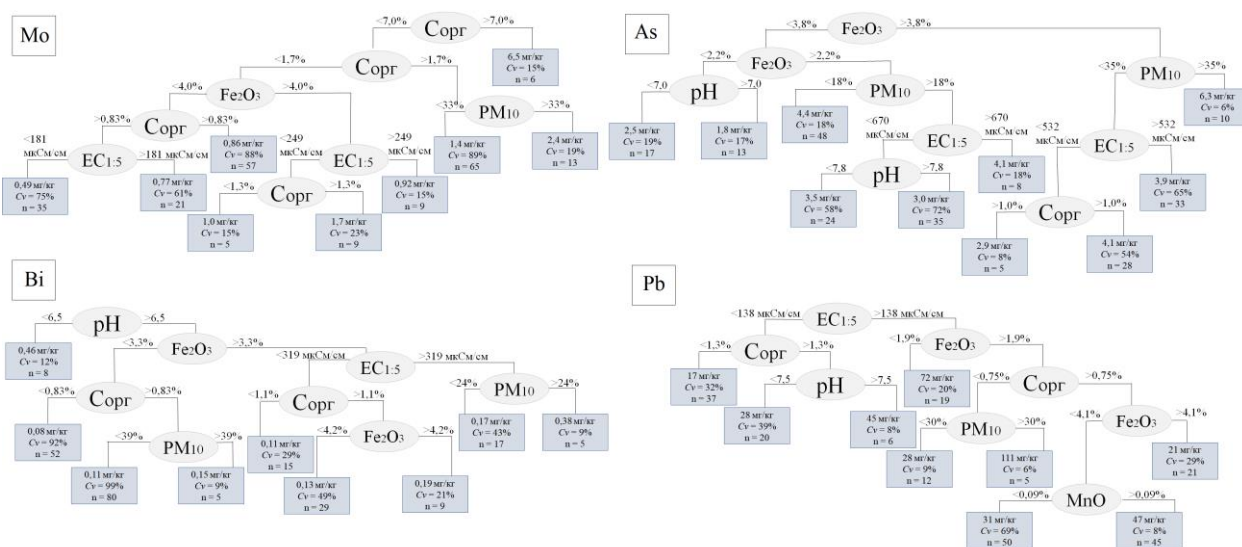


Рис. 30. Факторы накопления (в овалах) Mo , As , Bi и Pb в верхних горизонтах почв Улан-Удэ. Для каждого сочетания факторов приводится среднее содержание ТММ, коэффициент вариации Cv и число точек опробования

Концентрация Cr в почвах Улан-Удэ увеличивается при возрастании pH ($> 6,2$) в 3,6 раза (рис. 29). В нейтральных и щелочных условиях чаще преобладает $Cr(III)$, который менее подвижен и более склонен к адсорбции и осаждению по сравнению с $Cr(VI)$, $Cr(III)$ в таких условиях часто образует малорастворимые гидроксиды, такие как $Cr(OH)_3$ (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). В слабокислых и кислых почвах ($pH < 6,2$) концентрация Cr контролируется содержанием оксидов марганца, при $MnO < 0,06\%$ концентрация поллютанта положительно коррелирует с содержанием оксидов железа. При $Fe_2O_3 > 2,0\%$ Cr активнее накапливается в нейтральных и щелочных почвах ($pH > 7,2$). В результате, в почвах Улан-Удэ Cr накапливается на щелочном и хемосорбционном с участием оксидов Fe и Mn геохимических барьерах.

Величина удельной электропроводности является ведущим фактором аккумуляции

для Pb и W (рис. 29-30). При высоком содержании легкорастворимых соединений ($EC_{1:5} > 138$ мкСм/см) концентрация Pb положительно коррелирует с содержанием оксидов железа ($> 1,9\%$), марганца ($> 0,09\%$) и органического вещества ($> 0,75\%$). При более низком содержании $C_{орг} < 0,75\%$ Pb активнее накапливается в почвах с большей долей физической глины ($> 30\%$). В почвах с меньшим содержанием легкорастворимых солей ($EC_{1:5} < 138$ мкСм/см) Pb, как катионогенный элемент, интенсивнее накапливается в слабощелочных и щелочных почвах ($pH > 7,5$) при более высоких значениях $C_{орг} > 1,3\%$. Таким образом, в почвах Улан-Удэ Pb аккумулируется в условиях с высоким содержанием легкорастворимых соединений на биогеохимическом органо-минеральном, щелочном и хемосорбционном с участием оксидов Fe и Mn барьерах.

Концентрация W в почвах Улан-Удэ возрастает в 2,3 раза при увеличении удельной электропроводности $EC_{1:5} > 365$ мкСм/см, при этом наибольшие концентрации W приурочены к почвам с содержанием легкорастворимых соединений в диапазоне 365-377 мкСм/см (рис. 29). При величине $EC_{1:5} > 377$ мкСм/см W активнее накапливается в почвах с высоким содержанием оксидов Fe ($> 4,0\%$). В случае низких значений удельной электропроводности (< 365 мкСм/см) аккумуляция W протекает в 2 раза интенсивнее в почвах с содержанием органического вещества более 1,6%. Таким образом, W в почвах Улан-Удэ максимально аккумулируется при величине $EC_{1:5}$ 365-377 мкСм/см, а также на комплексном биогеохимическом органо-минеральном, сорбционном-седиментационном и хемосорбционном с участием оксидов Fe и Mn геохимических барьерах.

Содержание оксидов Fe в почвах Улан-Удэ, в первую очередь, контролирует накопление As, Sr, Co и V (рис. 29-30). При содержании $Fe_2O_3 > 2,9\%$ концентрация Sr увеличивается в 1,3 раза. Моделирование валового содержания Sr в почвах Улан-Удэ выявило отрицательную связь содержания поллютанта и доли физической глины: при $PM_{10} < 43\%$ Sr активнее накапливается при более высоком содержании органического вещества ($> 7,0\%$) и легкорастворимых соединений (> 249 мкСм/см). При величине $Fe_2O_3 < 2,9\%$ вторым по значимости фактором аккумуляции Sr выступает содержание органического вещества, в среднегумусных почвах ($C_{орг} > 2,6\%$) концентрация Sr уменьшается при $PM_{10} > 22\%$. При более низком содержании $C_{орг} < 2,6\%$ аккумуляция Sr контролируется содержанием оксидов Mn и Fe. Таким образом, Sr накапливается в почвах Улан-Удэ на хемосорбционном с участием оксидов Fe и Mn геохимическом барьере и в меньшей мере на биогеохимическом органо-минеральном барьере.

Мышьяк интенсивнее накапливается в почвах Улан-Удэ при содержании оксидов Fe

> 3,8% и при доле физической глины > 35%. В легкосуглинистых и супесчаных почвах ($PM_{10} < 35\%$) As контролируется содержанием легкорастворимых соединений. При $EC_{1:5} < 532$ мкСм/см As активнее накапливается в почвах с большим содержанием органического вещества ($C_{орг} > 1,0$). При содержании оксидов Fe от 2,2 до 3,8% концентрация As увеличивается в песчаных почвах ($PM_{10} < 18\%$). В супесчаных почвах ($PM_{10} > 18\%$) анионогенный As накапливается сильнее в нейтральных, слабокислых и кислых условиях ($pH < 7,8$) с содержанием легкорастворимых солей $EC_{1:5} < 670$ мкСм/см. Таким образом, в почвах Улан-Удэ As аккумулируется на хемосорбционном с участием оксидов Fe геохимическом барьере, с меньшим влиянием биогеохимического органо-минерального и сорбционно-седиментационного барьеров.

Для верхних горизонтов почв Улан-Удэ удалось выявить ведущие геохимические барьеры, на которых протекает аккумуляция поллютантов (табл. 18).

Таблица 18.

Геохимические барьеры (по Глазовской, 2012) в верхних горизонтах почв Улан-Удэ и накапливающиеся элементы

Геохимический барьер	Элементы
Хемосорбционный	As, Sr, Co, V
Биогеохимический органо-минеральный	Sb, Cd, Mo, Cu, Zn, Pb, W
Кислотный	Bi, Ni
Щелочной	Cr

Так, в накоплении большинства ТММ (Sb, Cd, Mo, Cu, Zn, Pb, W) в почвах Улан-Удэ ведущее значение имеет биогеохимический органо-минеральный барьер, As, Sr, Co и V накапливаются, в первую очередь, на хемосорбционном барьере с участием Fe_2O_3 , Bi, Ni и Cr – на кислотно-основном геохимическом барьере.

4.3.3. Источники ТММ в почвах и их фракции PM_{10}

Основные источники ТММ и их воздействие на верхние горизонты почв и их фракцию PM_{10} определены с помощью метода положительного матричного разложения (PMF). По результатам использования модели было выбрано подходящее количество факторных решений в соответствии с параметрами, отражающими устойчивость модели и надежность результатов: распределение остатков для большинства проб находится в пределах ± 3 , коэффициент наблюдаемых и прогнозируемых значений $R^2 > 0,60$. Для почв в целом значения коэффициента R^2 для Sr, Bi, Zn, Sb, Pb, W, Cd, Cu, As, Cr составили 0,64–0,78, для Ni, V, Co 0,82–0,87, для Mo 0,93. Для фракции PM_{10} почв значения R^2 составили

0,91-0,99 для Co, Ni, Zn, Bi, 0,82-0,87 для V, As, Mo, Cd, 0,71-0,79 для Pb, W, Cr, Cu, Sr, Sb, все эти показатели свидетельствуют о надежности данных и их пригодности для интерпретации.

Для почв в целом выявлено пять основных факторов (рис. 31, 32б). *Первый фактор* включает Mo (63,2% суммарной концентрации объясняется данным фактором) и W (48,0%), на долю которых приходится в сумме **15,2%** общей дисперсии. Наибольшие концентрации этих ТММ в почвах приурочены к промзоне, среди которых «Улан-Удэстальмост» и ЛВРЗ. Концентрации Mo и W в почвах Улан-Удэ отличаются высокой вариабельностью – $C_v = 124\%$ для Mo и 185% для W. Основной техногенный источник поступления Mo в компоненты геосистем – металлургический процесс переработки и обогащения Mo-содержащих руд. Поступление W в природную среду связано с добычей вольфрамовых руд, их обогащением и переработкой (Reimann et al., 2014; Timofeev et al., 2018, 2020). Так, средний уровень загрязнения почв Mo был установлен в районе сталелитейного завода в г. Эрбиль (Ирак) (Khudhur et al., 2018). Исходя из этого, можно предположить, что данный фактор связан с воздействием промышленных предприятий машиностроения и металлообработки.

Второй фактор, вероятнее всего, характеризует вклад выбросов автомобильного транспорта. На него приходится **19,2%** общего вклада источников, он связан с накоплением Pb (72,2%), Sb (53,0%), Zn (35,2%), Cd (30,2%). В Китае в г. Урумчи в почвах сельскохозяйственных территорий, примыкающих к крупным шоссе, с помощью модели PMF установлен профиль источника, включающий Pb и Cd (Kuerban et al., 2020), а в почвах провинции Гуандун выбросы автотранспорта являются источником Pb и Zn (Jiang et al., 2020). Свинец, Sb, Zn, Cd в почвах Улан-Удэ отличает высокая вариабельность ($C_v = 117-156\%$), что свидетельствует о значительной неоднородности их пространственного распределения. Влияние автотранспорта (особенно вблизи дорог с интенсивным движением) может создавать высокую изменчивость концентраций ТММ из-за разного уровня выбросов и износа транспортных средств в разных зонах.

Вклад *третьего фактора* в общую дисперсию составляет **14,5%**, он объясняет накопление Cd (55,5%), Cu (50,0%), Zn (39,9%). Наибольший вклад этого фактора установлен для почв частного сектора, в местах, где образовались стихийные свалки хозяйственно-бытовых отходов. Накопление Cd, Cu и Zn в почвах вблизи свалок выявлено во многих странах мира, например, в Гане (Akanchise et al., 2020), Китае (Wang et al., 2022), Конго (Mavakala et al., 2022) и др. Для Zn ($C_v = 117\%$), Cd (147%) и особенно Cu (256%)

характерны очень высокие значения коэффициентов вариации. Неправильное управление отходами может приводить к локальному увеличению концентраций загрязнителей, создавая высокую вариабельность. Таким образом, третий фактор характеризует воздействие коммунально-бытовых отходов.

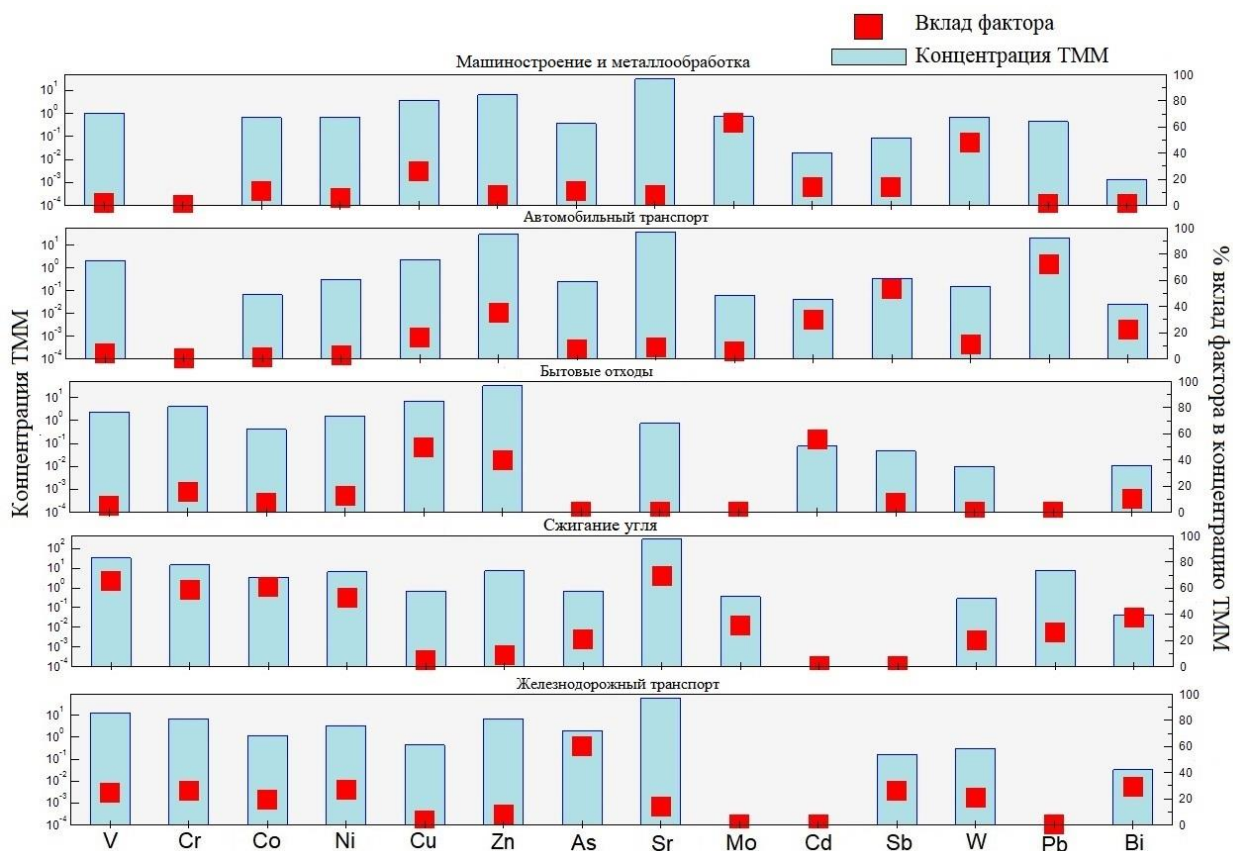


Рис. 31. Профили факторов и процент вклада факторов в накопление ТММ в почвах Улан-Удэ согласно модели PMF

Четвертый фактор включает наибольшее число ТММ: Sr (69,3%), V (65,2), Co (61,0%), Cr (58,3%), Ni (52,7%), у него максимальный вклад в общую дисперсию – 32,6%. Для Sr, V и Co выявлены низкие значения коэффициентов вариации ($C_v = 25-37\%$), что указывает на небольшую изменчивость и относительно равномерное распределение этих металлов по территории города. Для Cr ($C_v = 95\%$) и Ni ($C_v = 138\%$) уровни вариабельности выше. В Улан-Удэ наиболее высокие значения CF данных ТММ выявлены вблизи ЗШО ТЭЦ-1, рядом с котельными и на окраинах Улан-Удэ, где расположены частные домовладения. Вероятно, этот фактор отражает вклад сжигания угля при печном отоплении, на ТЭЦ и в котельных. С воздействием угольных ТЭС обусловлено загрязнение почв Co, Cr, Ni и V в Индии (Mandal, Sengupta, 2006), Co и Cr в Новочеркасске (Linnik et al., 2020), Cr и Ni в Турции (Özkul, 2016).

Вклад *пятого фактора* в общую дисперсию составляет **18,4%** с наибольшей факторной нагрузкой у As (60,5%), Bi (28,9), Ni (26,6) и Sb (26,5%). Для железнодорожной зоны данный фактор имеет наибольшее значение. Мышьяк может содержаться в консервантах древесины, использованных для обработки железнодорожных шпал (например, соединения мышьяка использовались в антисептиках). В процессе старения или разложения шпал мышьяк может вымываться и накапливаться в почве рядом с железнодорожными путями. Повышенные по сравнению с фоном концентрации As в почвах и растениях отмечены и на всей территории железнодорожного узла Илава-Главна (Польша), наиболее ярко это проявилось в районе платформы и железнодорожных веток (Staszewski et al., 2015). Источников Sb и Ni является истирание рельсов, дисков подвижных составов. Таким образом, данный фактор можно отнести к выбросам, связанным с воздействием железнодорожного транспорта.

При анализе пространственного распределения факторов учитывался относительный вклад источников в накопление ТММ для каждой функциональной зоны города (рис. 32а). Очевидно, что в таких крупных городах, Улан-Удэ, где множество источников загрязнения, происходит их суперпозиция, и проявляется влияние не только источников, расположенных в рассматриваемой функциональной зоне, но и в соседних зонах.

На почвы промышленной зоны наибольшее влияние (29% от суммы вкладов источников) оказывает фактор, связанный с воздействием предприятий машиностроения и металлообработки. Наименьший вклад имеют факторы, связанные с воздействием бытовых отходов (16%) и сжигание угля (17%). Для селитебной многоэтажной и автотранспортной зон вклад выбросов автотранспорта составляет 24 и 33% соответственно. Для почв автотранспортной зоны установлены повсеместные превышения над фоном Sb ($CF = 3,0-5,8$), Cd (1,3-2,9), Pb (1,8-4,8) и Zn (1,7-2,3). В почвах многоэтажной жилой застройки наибольшие значения CF зафиксированы вблизи автомобильных стоянок и гаражей, средние значения для Sb, Pb, Cd и Zn составляют $CF = 1,7-2,4$.

Для селитебной зоны с одноэтажной застройкой, напротив, наибольший вклад (22%) установлен для фактора, связанного с влиянием складирования бытовых отходов. Как было показано ранее, локальные техногенные аномалии с наибольшим уровнем загрязнения и приоритетными поллютантами Cu ($CF = 6,1-96$), Cd (3,2-8,5), Zn (2,7-23) сформировались в почвах частного жилого сектора вблизи свалок бытовых отходов.

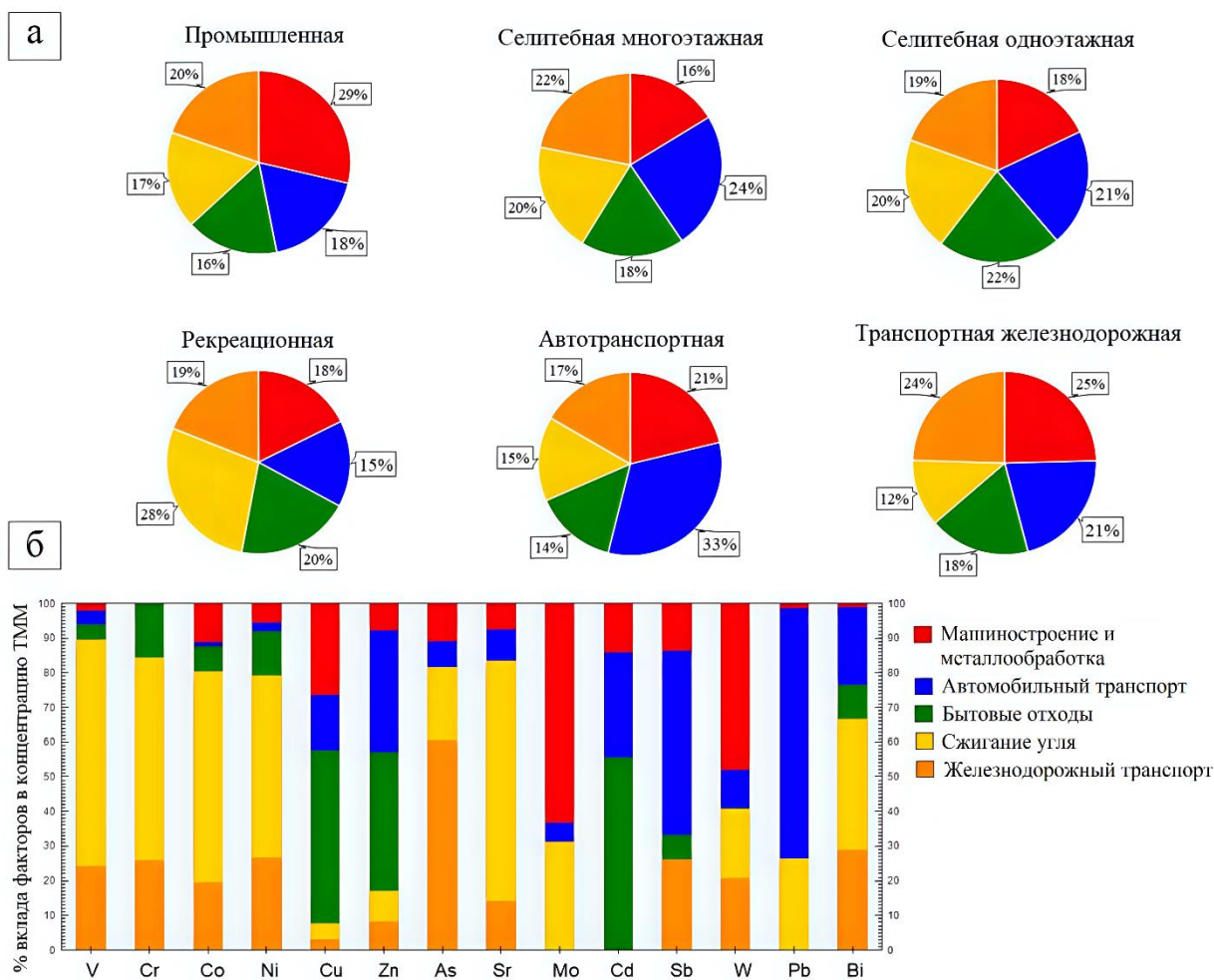


Рис. 32. а) Средние относительные вклады факторов в аккумуляцию ТММ в почвах функциональных зон Улан-Удэ; б) процентный вклад факторов в накопление ТММ в почвах Улан-Удэ

Для рекреационной зоны наибольший вклад в накопление ТММ дает сжигание угля (28%), минимальный (15%) – выбросы автотранспорта. В железнодорожной зоне наибольший вклад в аккумуляцию ТММ в почвах имеют выбросы промышленных предприятий (25%) и железнодорожного транспорта (24%). Это обусловлено тем, что к железнодорожной зоне относятся подъездные пути к ряду промышленных предприятий. Наибольшие превышения над фоном для Mo и W ($CF = 3,1$) выявлены в почвах в 2 м от железной дороги на территории промзоны «Буржелезобетон».

Для фракции PM_{10} почв выявлено шесть основных факторов, несколько отличающихся от почв в целом (рис. 33, 34б). Вклад *первого фактора* в общую дисперсию составляет **10,1%** с наибольшей факторной нагрузкой у одного Bi (81,8%). Висмут и его сплавы имеют широкое бытовое применение, например, в производстве смазочных материалов, химикатов, косметики, припоев и т.д. (Reimann et al., 2014; Wang et al., 2022).

Висмут обладает высокой вариабельностью во фракции PM_{10} почв ($C_v = 197\%$), что обусловлено локальными техногенными источниками поллютанта – стихийными свалками бытовых отходов.

Второй фактор включает Cd (67,8% от общего вклада) и Pb (50,6%), на долю которых приходится в сумме **22,4%** общей дисперсии. На основе соотношения изотопов Pb установлено, что большая часть Pb в окружающей среде поступает в результате выбросов от транспортных средств (Huang et al., 2016). Также Pb содержится в дорожной разметке (Reimann et al., 2014). Источником Cd являются частицы, образующиеся при истирании металлических изделий автотранспорта (Roy et al., 2023), шин (Mun et al., 2022), а также дорожной разметки – по данным (Ozaki et al., 2004), в краске белого цвета концентрация Cd составляет около 0,510 мкг/г. Таким образом, источниками данных поллютантов являются выбросы автотранспорта.

Вклад *третьего фактора* в общую дисперсию составляет **10,6%**, наибольший вклад вносит Zn (79,6%). Практически на 50% опробованной территории жилой одноэтажной зоны Улан-Удэ обнаружены аномально высокие концентрации Zn во фракции PM_{10} почв, превышающие фоновые значения в 10-100 раз. В частном секторе отопление жилых домов происходит дровами и углем, чаще всего Тугнуйского или Черемховского месторождений. Низкотемпературное сжигание приводит к неполному сгоранию топлива и высокому содержанию мелкодисперсных частиц. Низкая высота выбросов (обычно не выше 5-6 м) способствует снижению эффективности рассеивания поллютантов в атмосфере и приводит к концентрации ТММ в пределах жилых зон с образованием контрастных локальных аномалий в почвах. Также, зачастую, при отоплении домов происходит смешивание угля или древесины с бытовым мусором, что увеличивает токсичность выбросов. Таким образом, данный фактор связан выбросами при печном отоплении.

Четвертый фактор, вероятнее всего, характеризует вклад выбросов железнодорожного транспорта. На него приходится **16,3%** общей дисперсии, он связан с накоплением Sb (62,9%), W (38,9%), Pb (29,7%), Cu (29,4%). Эти ТММ поступают при истирании металлических частей железнодорожных составов, трении ходовой части подвижного состава о рельсы (Vaiškūnaitė, Jasiūnienė, 2020; Ogunyemi, 2023).

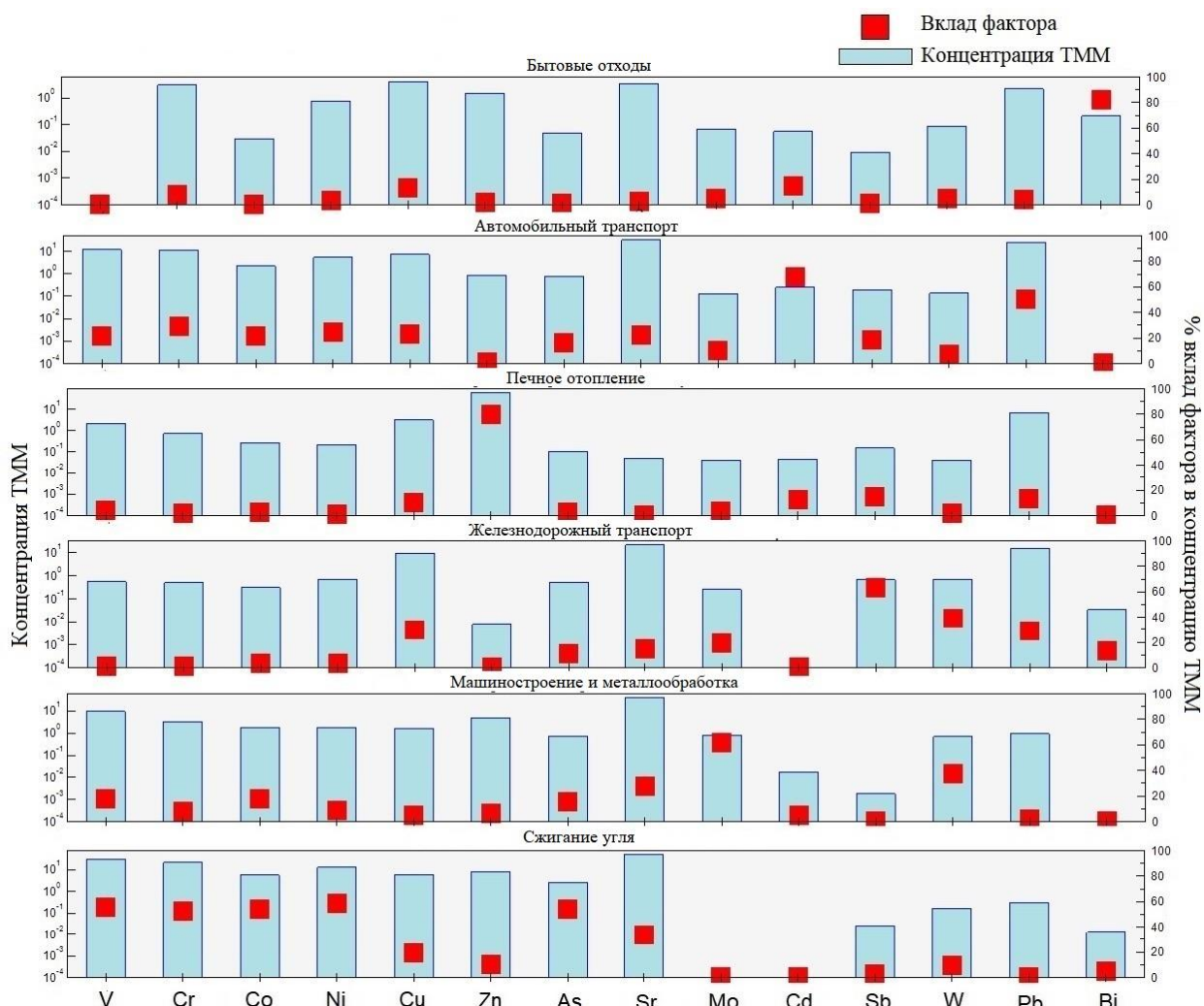


Рис. 33. Профили факторов и процент вклада факторов в накопление ТММ во фракции PM_{10} почв Улан-Удэ согласно рецепторной модели PMF

Вклад *пятого фактора* в общую дисперсию составляет **15,2%**, к нему относятся Mo (63,0%) и W (37,4%). Источником данных ТММ, аналогично первому фактору для почв в целом, могут быть выбросы промышленных предприятий машиностроения и металлообработки (Khudhur et al., 2018; Reimann et al., 2014).

Шестой фактор включает наибольшее число ТММ: Ni (59,0%), V (55,7), Co (54,4%), As (54,4%), Cr (52,3%), Sr (33,7%), вклад в общую дисперсию составляет **25,4%**. Данный фактор, также как и четвертый фактор для почв в целом, связан с выбросами золы-уноса при сжигании угля.

Анализ пространственного распределения факторов показал, что для промышленной зоны наибольший вклад (20%) имеет фактор, связанный с воздействием предприятий машиностроения и металлообработки (рис. 34а).

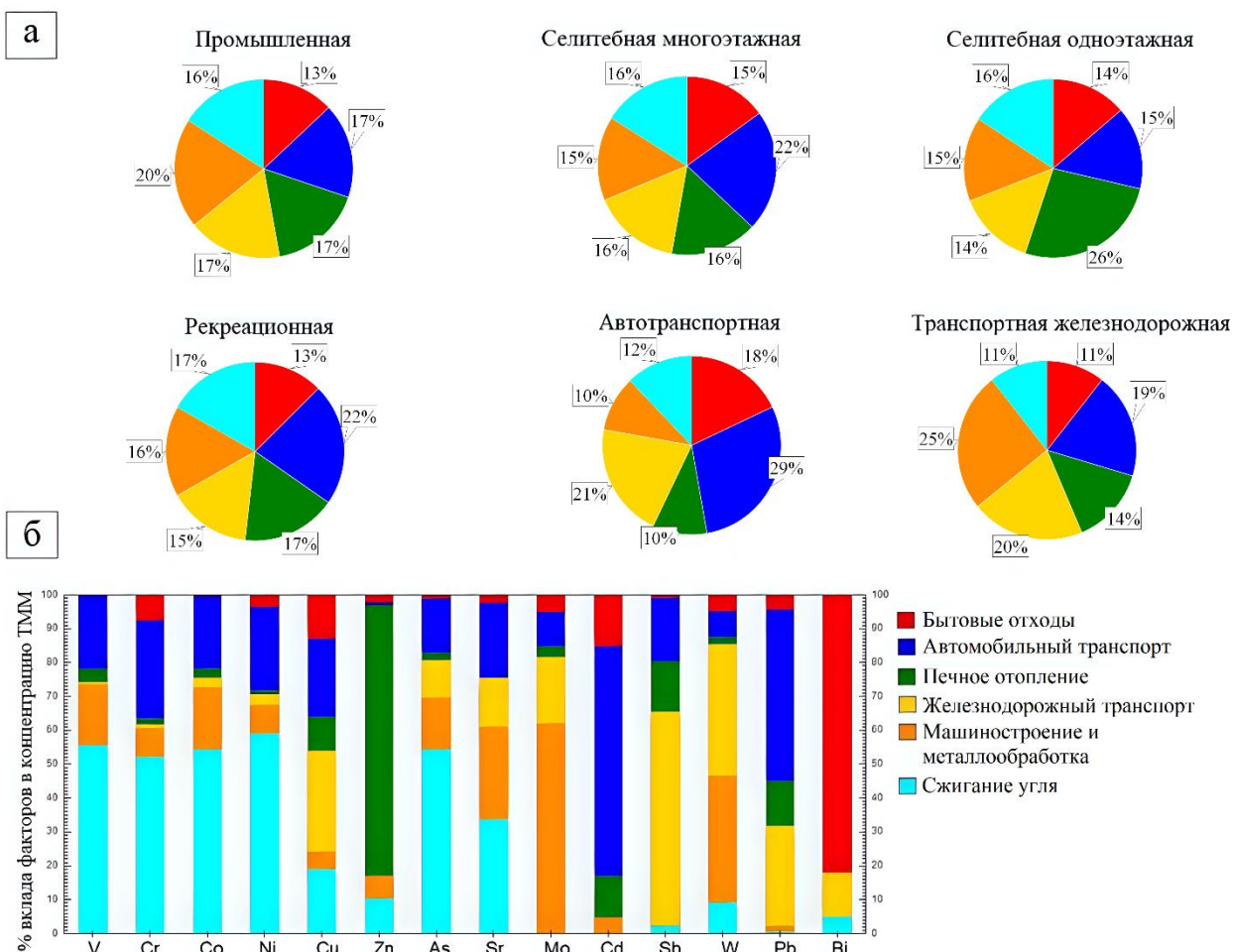


Рис. 34. а) Средние относительные вклады факторов в аккумуляцию ТММ во фракции PM₁₀ почв функциональных зон Улан-Удэ; б) процентный вклад факторов в накопление ТММ во фракцию PM₁₀ почв Улан-Удэ

Для селитебной многоэтажной зоны наибольший вклад имеет фактор, связанный с выбросами автомобильного транспорта (22%), наибольшие $CF = 5,0-5,8$ для Cd во фракции PM₁₀ выявлены вблизи гаражей и парковок рядом с административными и учебными зданиями, наибольшие $CF = 10-44$ для Pb обнаружены вблизи гаражных кооперативов. В автотранспортной зоне вклад данного фактора в аккумуляцию ТММ составляет 29%, а в рекреационной зоне – 22%. В селитебной одноэтажной зоне наибольшая доля установлена для фактора, связанного с сжиганием угля (26%).

4.4. Физические и химические свойства дорожной пыли

Дорожная пыль Улан-Удэ имеет нейтральную реакцию среды со средним pH 7,5, максимальные значения pH 8,2 приурочены к крупной дороге (ул. Домостроительной), напротив автозаправочной станции, а также к промзоне вблизи ТЭЦ-1 (табл. 19, рис. 35а). На территории промзоны ТЭЦ-1 также выявлено высокое содержание органического

вещества ($C_{\text{орг}} = 2,7\%$) и физической глины ($PM_{10} = 43\%$). Минимальное значение рН 6,4 обнаружено на малой дороге ул. Свердлова вблизи жилого комплекса.

Значения удельной электропроводности изменяются от 44 мкСм/см на ул. Пушкина с малоинтенсивным движением до 253 мкСм/см на перекрестке крупных автодорог ул. Банзарова и Калинина (рис. 35б). В целом, значения $EC_{1:5}$ довольно слабо изменяются по типам автодорог и территории Улан-Удэ: от 86 мкСм/см на малых до 113 мкСм/см на крупных дорогах.

Таблица 19.

Основные физико-химические свойства дорожной пыли Улан-Удэ

Тип дороги	рН	$EC_{1:5}$, мкСм/см	$C_{\text{орг}}$, %	PM_{10} , %
Крупные	7,4 (6,5-8,2)	113 (61-253)	1,2 (0,5-2,0)	23 (12-39)
Средние	7,7 (7,2-8,1)	92 (52-141)	1,0 (0,5-1,4)	24 (10-41)
Малые	7,2 (6,4-8,2)	86 (44-128)	1,1 (0,3-3,6)	26 (5,2-49)
Дворы	7,6 (6,9-8,1)	91 (51-144)	1,2 (0,4-2,1)	27 (11-39)
Среднее по Улан-Удэ	7,5 (6,4-8,2)	97 (44-253)	1,1 (0,3-3,6)	24 (5,2-49)

Содержание $C_{\text{орг}}$ в дорожной пыли Улан-Удэ низкое, в среднем 1,1% (рис. 35в). Максимальное содержание органического вещества 3,6% установлено на тротуаре в парке им. Жанаева, что обусловлено поступлением органического вещества с почвенными частицами, выдуваемыми с газонов. Минимальное значение 0,3% выявлено в дорожной пыли на малой дороге ул. Намжилова в частной застройке на юго-востоке города.

Среднее содержание PM_{10} в дорожной пыли слабо изменяется по типам дорог: от 23% на крупных дорогах до 27% во дворах (рис. 35г). Наибольшие колебания характерны для малых дорог Улан-Удэ. Так, минимальное значение 5,2% приурочено к малой дороге ул. Намжилова в одноэтажной жилой зоне, где дорожная пыль на 75% представлена средним и крупным песком с минимальным содержанием органического вещества. Наибольшее значение PM_{10} 49% выявлено на ул. Хоринская вблизи парковки авиационного завода, что объясняется поступлением тонких техногенных частиц от выбросов автотранспорта и промышленного производства.

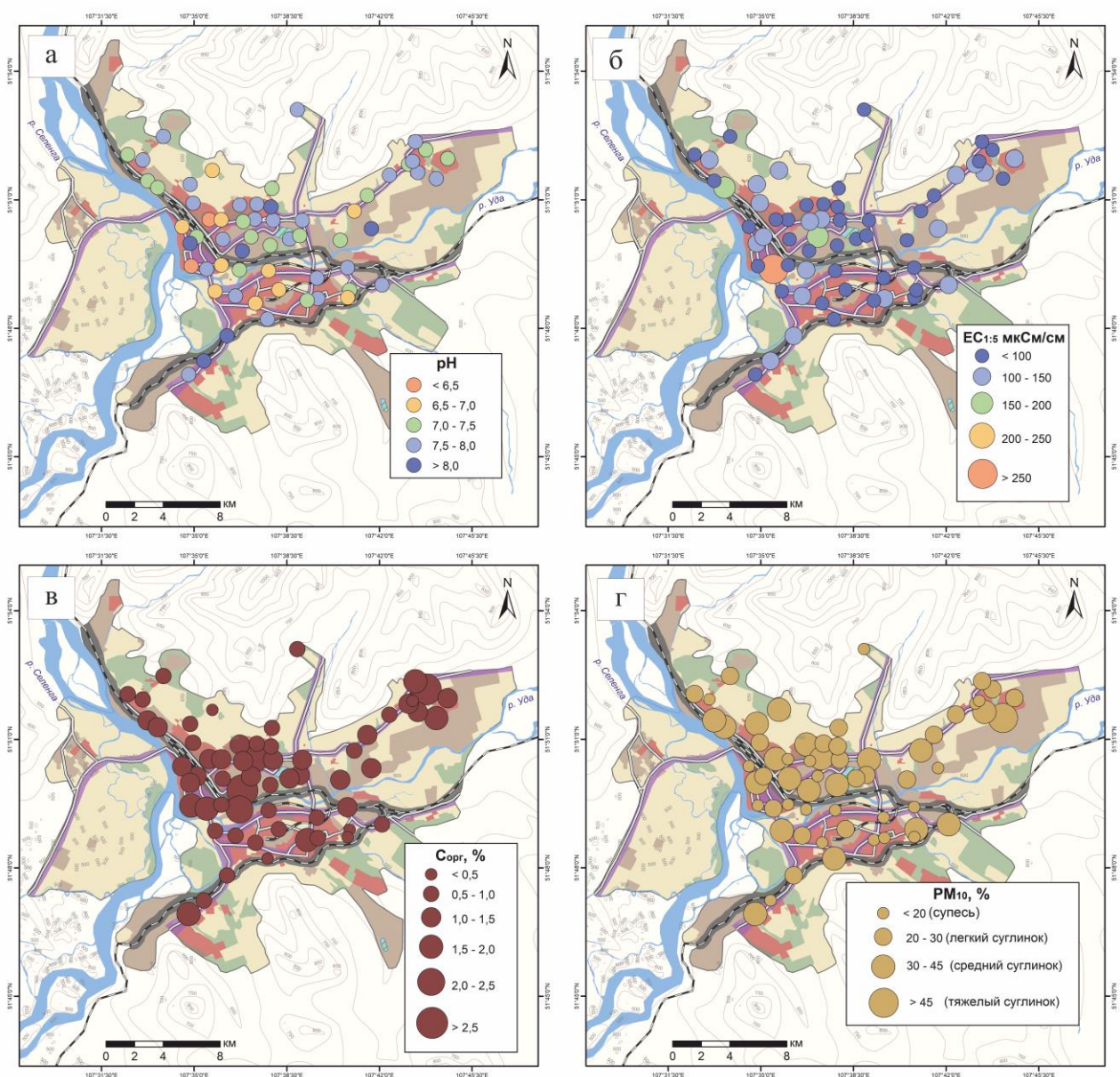


Рис. 35. Физические и химические свойства дорожной пыли Улан-Удэ: а) распределение значений pH; б) распределение удельной электропроводности $EC_{1:5}$; в) содержание C_{org} ; г) содержание PM_{10}

4.5. Металлы и металлоиды в дорожной пыли

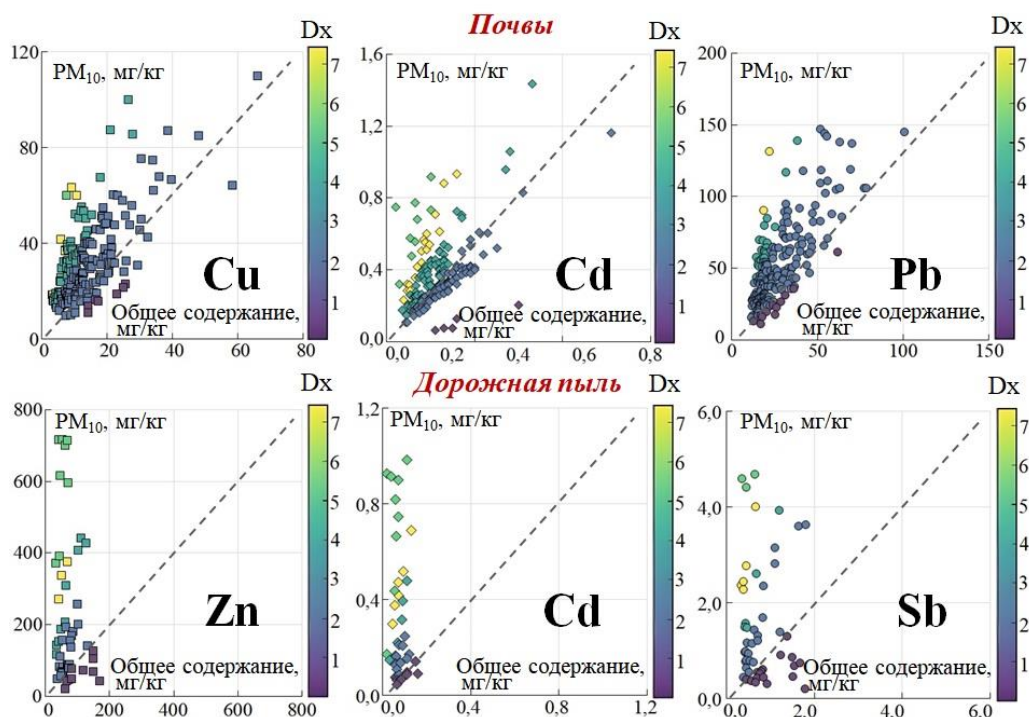
Дорожная пыль Улан-Удэ в среднем слабо загрязнена ТММ, по сравнению с кларками накапливаются $Pb_{1,7}Sr_{1,6}Sb_{1,2}$ (нижние индексы – значения CC), околосларковые концентрации имеют Cd , Zn и Mo , остальные элементы рассеиваются (табл. 20). Частицы PM_{10} пыли обогащены в разы сильнее: $Cd_{7,3}Zn_{4,4}Sb_{3,2}Pb_{3,0}W_{2,3}Cu_{2,1}Bi_{2,1}As_{1,8}Mo_{1,4}$, для Cr , V , Co , Ni характерны околосларковые содержания, Sr рассеивается. Концентрации всех загрязнителей, кроме Sr , выше во фракции PM_{10} , в среднем в 11 раз для Cd , в 4,1-5,9 раз для Cu , Ni , Zn , As , Bi , Sb , Cr , W , в 1,4-2,4 раза – Mo , V , Pb , Co .

Таблица 20.

Содержание ТММ в дорожной пыли и ее фракции PM₁₀ в Улан-Удэ

Элемент	Дорожная пыль			Фракция PM ₁₀ дорожной пыли			Dx
	C _i , мг/кг	СС	C _v , %	C _i , мг/кг	СС	C _v , %	
Pb	28 (18-53)	1,7	30	51 (4,1-245)	3,0	107	2,1
Sr	428 (292-533)	1,6	11	76 (9,3-446)	0,3	104	0,2
Sb	0,93 (0,34-10)	1,2	137	2,6 (0,20-36)	3,2	190	4,6
Cd	0,11 (0,02-0,65)	1,1	94	0,73 (0,03-10)	7,3	214	11
Zn	80 (34-236)	1,1	53	326 (20-3829)	4,4	169	5,7
Mo	1,2 (0,63-2,1)	1,1	32	1,6 (0,22-11)	1,4	120	1,4
W	1,5 (0,60-4,7)	0,7	56	4,8 (0,24-79)	2,3	223	4,1
Cu	16 (3,9-97)	0,6	94	57 (6,0-379)	2,1	120	5,9
Bi	0,10 (0,05-0,42)	0,5	56	0,42 (0,05-3,2)	2,1	133	4,8
V	49 (22-82)	0,5	27	80 (14-327)	0,9	85	1,7
As	2,3 (0,50-7,0)	0,4	43	10 (1,8-37)	1,8	82	5,5
Co	5,2 (2,6-9,2)	0,3	27	12 (1,7-71)	0,9	100	2,4
Cr	19 (8,3-48)	0,2	35	79 (15-448)	0,9	102	4,4
Ni	7,6 (3,5-9,2)	0,2	40	39 (7,0-149)	0,8	84	5,8

Сравнение уровней накопления ТММ в частицах PM₁₀ почв и дорожной пыли показало, что в пыли контрастность накопления всех элементов, кроме Sr, оказалась выше (рис. 36, 37).

Рис. 36. Соотношение ТММ в почвах, дорожной пыли и их фракции PM₁₀ Улан-Удэ

Автотранспорт является ведущим источником поступления микрочастиц, обогащенных ТММ, в результате выхлопных выбросов, истирания тормозных колодок, дисков, шин и дорожного полотна (Wagner et al., 2024). Более равномерное распределение ТММ между фракцией PM_{10} и общей массой почв объясняется тем, что ТММ фиксируются на частицах различного размера через долговременные процессы осаждения поллютантов, химической адсорбции, связывания с органическим веществом и глинистыми минералами. Стронций является углефильным элементом, он длительное время накапливается в почвах в результате осаждения летучей золы, пыления ЗШО и хранилища угля. Стронций преобладает в микроэлементном составе золы ТЭЦ-1 (707 мг/кг), золошлаках ТЭЦ1,2 (737-1690 мг/кг) и в Тугнуйском угле (509 мг/кг), сжигаемом на ТЭЦ Улан-Удэ.

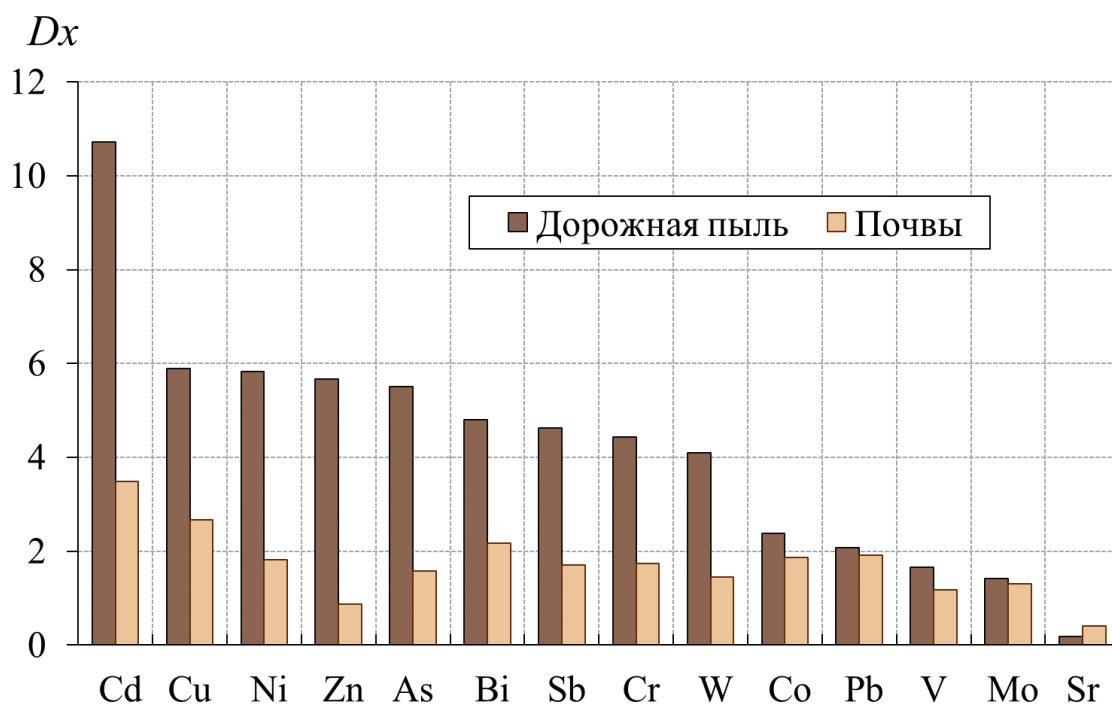


Рис. 37. Коэффициенты D_x элементов в дорожной пыли и почвах

Для пыли Улан-Удэ характерна сильная дифференциация средних долей изучаемых ТММ во фракции PM_{10} – от 4% для Sr до 62-67% для Ni и Cd. Стронций, вероятнее всего, поступает из придорожных почв с более крупными частицами. Доли Zn, As, Bi и Cr составляют 50-62%, W, Cu, Co 41-45%, для Mo, V, Pb, Sb – 32-39% (рис. 38).

Дорожная пыль крупных, средних и малых дорог слабо различается по долям ТММ во фракции PM_{10} , тогда как в дорожной пыли дворов доля поллютантов в тонкой фракции значительно возрастает: Ni 90%, Cr и Cd 81-89%, Bi, As и Zn 64-73%, Cu, W, Co и Sb 50-59%, V и Pb 43-46%, доля Mo и Sr аналогична средним значениям по Улан-Удэ (32 и 4% соответственно). Во дворах автомобили часто работают на холостом ходу, например, при

прогреве двигателя, что приводит к продолжительным выбросам выхлопных газов в условиях ограниченной циркуляции воздуха.

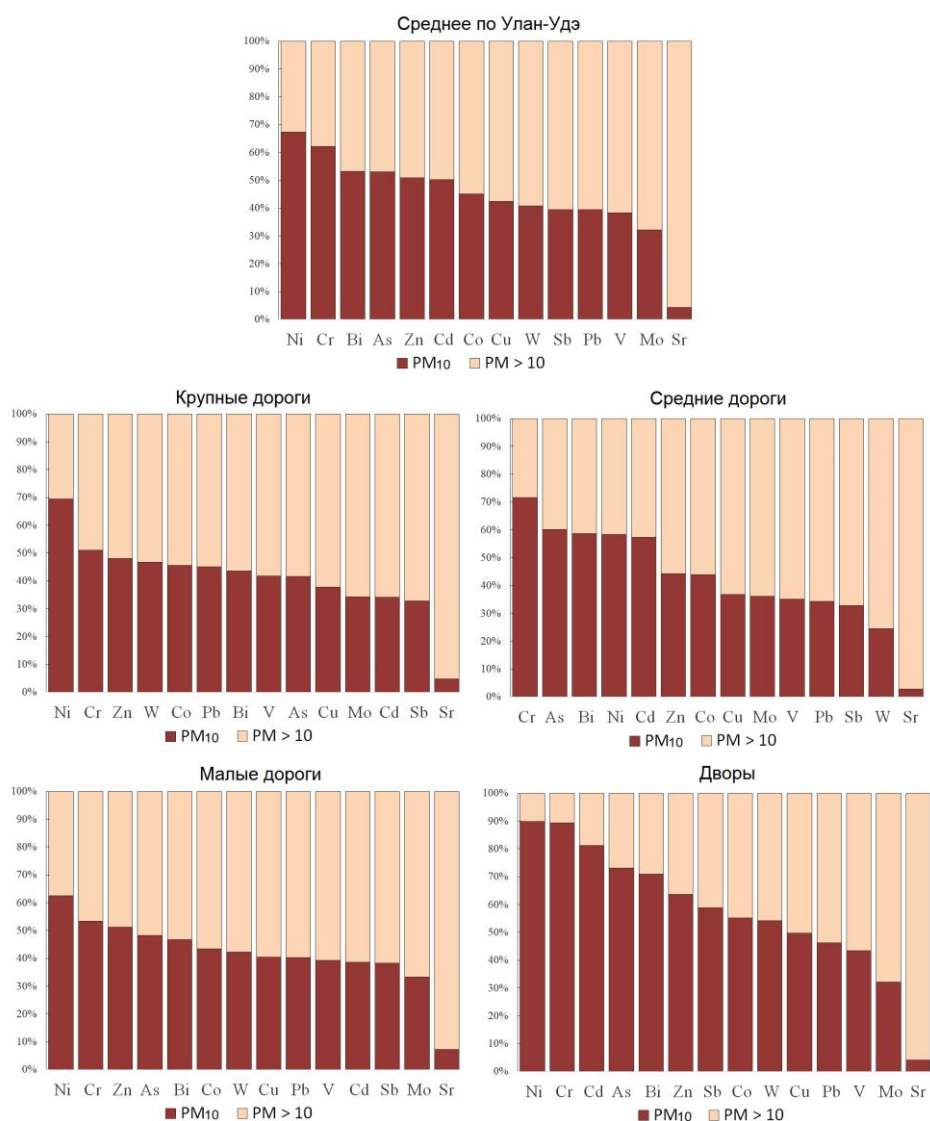


Рис. 38. Доля ТММ во фракции PM₁₀ дорожной пыли на разных типах дорог Улан-Удэ

Кроме того, во дворах автомобили движутся медленно, с частыми остановками и стартами, при этом увеличивается износ тормозных колодок, сцепления и шин, что способствует образованию мелких частиц, обогащенных ТММ. Для дорожной пыли крупных дорог характерно сокращение доли Cd во фракции PM₁₀ до 34%, в дорожной пыли средних дорог увеличиваются доли As до 60%.

Концентрации изученных ТММ в дорожной пыли отличаются меньшей вариабельностью по сравнению с почвами Улан-Удэ. Высокие ($C_v > 100\%$) и средние ($>50\%$) уровни вариабельности характерны для техногенных элементов: Sb (137%), Cd, Cu (94%), Bi, W, Zn (53-56%). Уровни C_v Ni, As (40-43%), Pb, Mo, Cr (30-35%), V и Co (27%)

ниже. Во фракции PM_{10} дорожной пыли Улан-Удэ вариабельность всех ТММ возрастает в несколько раз, уровни C_v всех элементов выше среднего. Высокая вариабельность отмечена у Cd, W (214-223%), Co, Cr, Sr, Pb, Mo, Cu, Bi, Zn, Sb (100-190%), средний уровень C_v имеют V, As, Ni (82-84%).

На химический состав дорожной пыли и ее фракции PM_{10} оказывает влияние интенсивность и характер автомобильного движения, продуваемость территории, качество дорожного покрытия и транспортных средств, наличие стационарных источников загрязнения вблизи дорог и во дворах, а также степень загрязненности придорожных почв и их микроэлементный состав (Касимов и др., 2016).

Уровень накопления поллютантов в дорожной пыли Улан-Удэ в целом слабо меняется в зависимости от типа дорог (табл. 21), однако в пыли крупных дорог аккумулируется большее количество ТММ.

Таблица 21.

Геохимическая специализация дорожной пыли на разных типах дорог Улан-Удэ

Тип дороги	Дорожная пыль	Фракция PM_{10}
Крупные	$Sb_{1,7}Sr_{1,6}Pb_{1,6}Zn_{1,2}Cd_{1,2}$	$Cd_{13}Zn_{5,4}Pb_{4,3}Sb_{3,6}Bi_{3,1}Cu_{2,6}W_{2,2}As_{1,9}Mo_{1,4}$
Средние	$Sr_{1,7}Pb_{1,6}$	$Cd_{5,8}Zn_{2,8}Pb_{2,4}Sb_{2,0}Bi_{1,7}Cu_{1,6}As_{1,6}Mo_{1,6}W_{1,5}$
Малые	$Pb_{1,8}Sr_{1,6}$	$Zn_{5,2}Sb_{4,3}Cd_{3,7}W_{3,6}Cu_{2,3}Pb_{2,2}Bi_{1,8}$
Дворы	$Pb_{1,6}Sr_{1,5}Zn_{1,2}$	$Cd_{3,7}Zn_{2,7}Pb_{2,6}Sb_{2,0}As_{1,7}Cu_{1,5}W_{1,3}Bi_{1,2}$

Примечание. Цифры в нижнем индексе – величина CC

В среднем кларки концентрации CC исследуемых элементов в пыли на разных типах дорог уменьшаются в ряду: крупные дороги > малые > дворы > средние дороги. Бóльшая аккумуляция ТММ в пыли крупных дорог может быть связана с высокой плотностью транспортного потока, частыми остановками общественного транспорта и наличием пробок.

Фракция PM_{10} отличается более интенсивным накоплением и вариабельностью содержания ТММ в пыли разных типов дорог (табл. 20). В зависимости от интенсивности движения транспорта CC уменьшается в ряду: крупные дороги > малые > средние > дворы. В пыли всех автодорог, кроме малых, наибольшие уровни накопления характерны для Cd, для крупных дорог его $CC = 13$, а также Zn ($CC = 5,4$), Pb (4,3), Bi (3,1), Cu (2,6), As (1,9). Наибольшая аккумуляция Sb ($CC = 4,3$) и W (3,6) отмечена в пыли малых дорог, а Mo (1,6) – средних дорог. Несмотря на то, что наибольшие запасы во фракции PM_{10} характерны для

Ni и Cr, они слабо накапливаются с дорожной пыли Улан-Удэ по сравнению с кларками литосферы.

Геохимические аномалии ТММ в дорожной пыли. Для дорожной пыли Улан-Удэ характерно формирование локальных техногенных аномалий, как правило, с одинаковой ассоциацией ТММ: Sb, Pb, Cd, Zn (рис. 39-41).

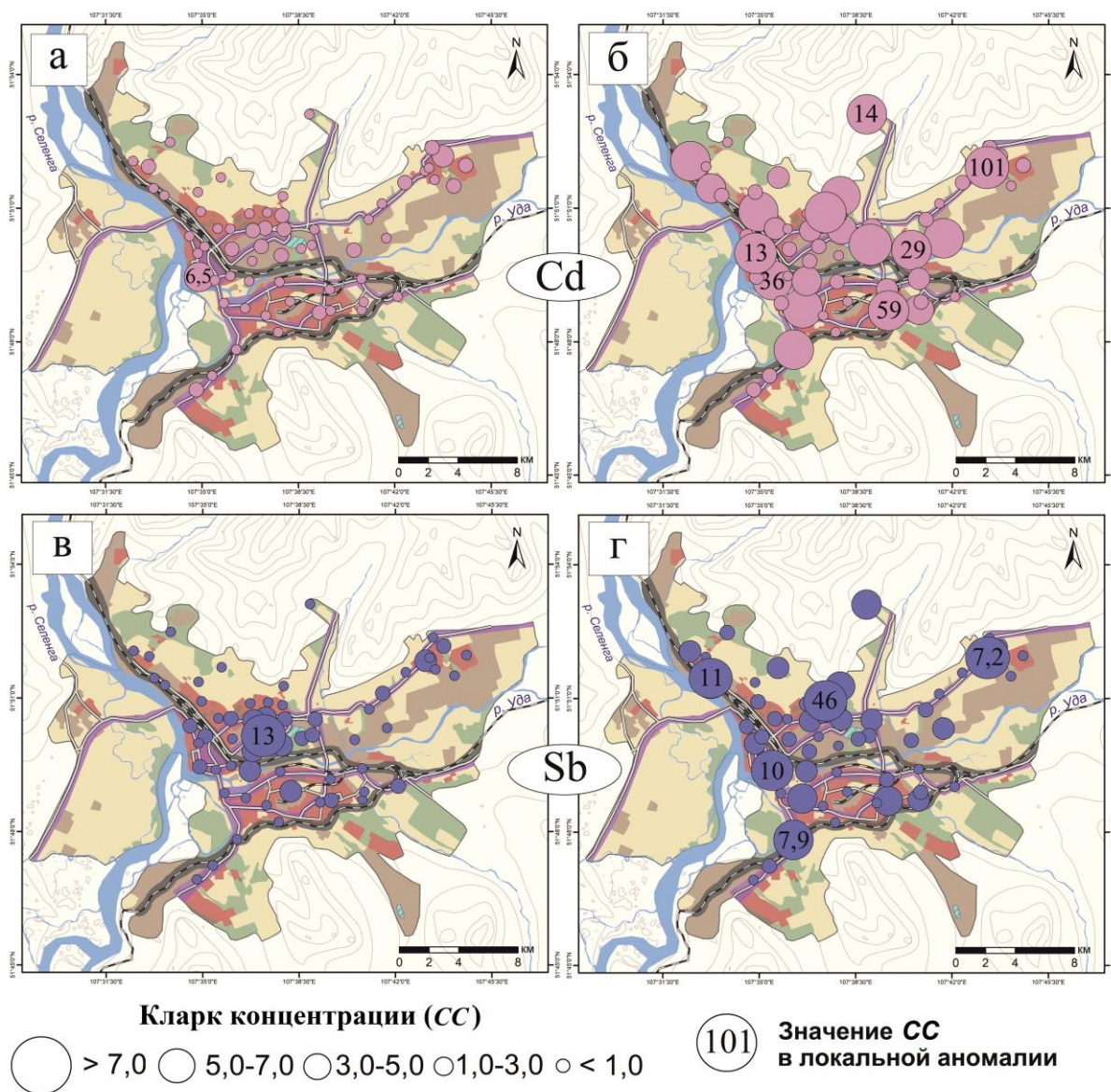


Рис. 39. Кларк концентрации (CC) Cd и Sb в дорожной пыли (а, в) и ее фракции PM₁₀ (б, г) в Улан-Удэ

Данные поллютанты аккумулируются в дорожной пыли не только под воздействием выбросов автотранспорта, но и под влиянием промышленности и железнодорожного транспорта. Так, в дорожной пыли на ул. Тракторной, в промзоне между ТЭЦ-1, ЛВРЗ и железнодорожными путями сформировалась полиэлементная техногенная аномалия Sb (CC = 13), Zn (3,1), Cd (2,6), Pb (1,9), Cu (1,8), Mo (1,8), Sr (1,4). В придорожных почвах также

отмечен высокий уровень накопления Sb ($CC = 15$), W, Cu, Pb и Zn ($CC = 4,1-5,2$). В промышленной зоне ТЭЦ-1 и «Бурятзолото» на малой дороге выявлена локальная аномалия Pb ($CC = 3,1$), Sb (1,9), Mo (1,7), Sr (1,5). Вероятно, помимо автомобильного транспорта, источником этих поллютантов в дорожной пыли являются загрязненные частицы, выдуваемые из придорожных почв.

Большинство аномалий ТММ в дорожной пыли Улан-Удэ формируется вблизи точечных источников загрязнения. Рядом с магазином автозапчастей и автосервисом на средней дороге ул. Шалыпина сформировалась локальная аномалия Pb ($CC = 2,9$), Cd (2,6), Sb (2,2), Sr (1,5), Mo (1,4). При этом в придорожных почвах аккумуляция протекает интенсивнее: для Cd, Bi $CC = 11-14$, для Cu и Zn $CC = 3,8$.

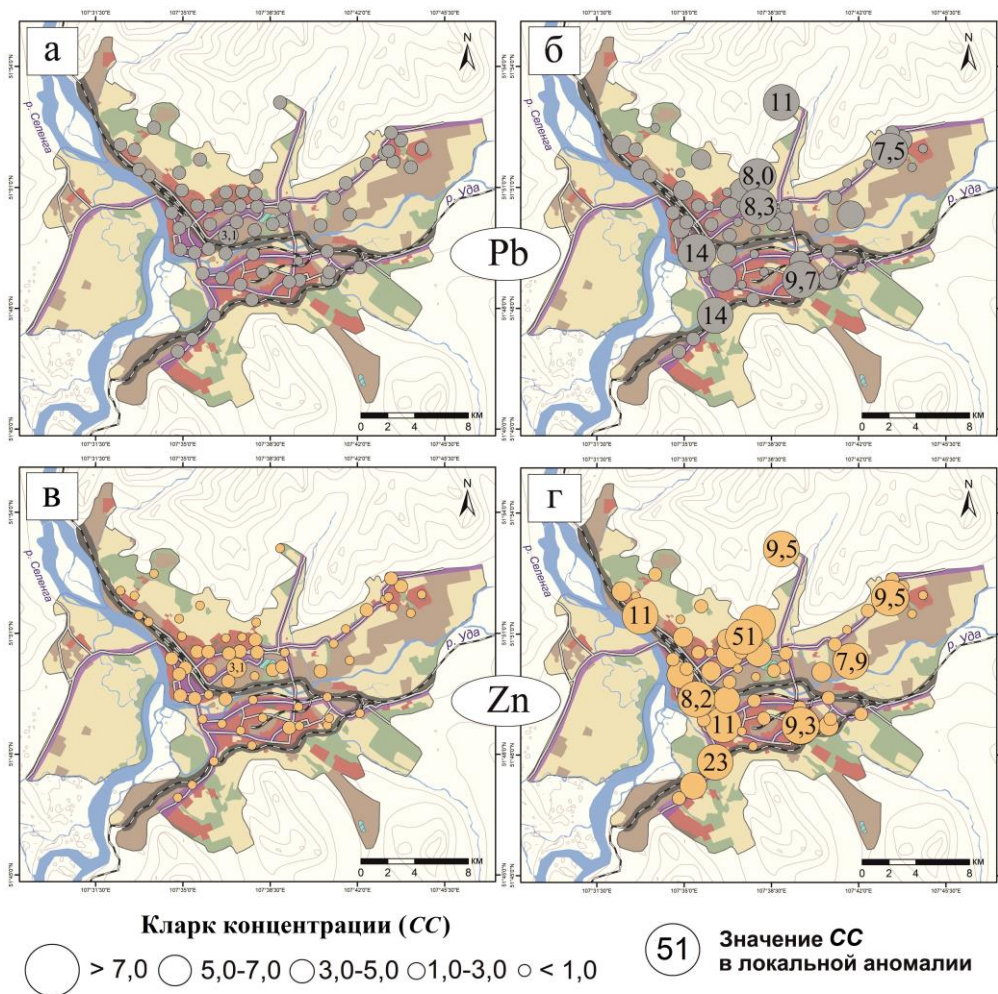


Рис. 40. Кларк концентрации (CC) Pb и Zn в дорожной пыли (а, в) и ее фракции PM₁₀ (б, г) в Улан-Удэ

Вблизи частных гаражей в пыли во дворе жилого дома на ул. Хахалова образовалась локальная аномалия Pb ($CC = 3,0$), Cd (2,9), Sr (1,8), Zn (1,3). Во дворе многоквартирного дома

на ул. Революции 1905 года рядом с автопарковкой аккумулируются Zn ($CC = 3,1$), Sb (2,3), Pb (1,9), Mo (1,8).

Для дорожной пыли Улан-Удэ установлены различия в накоплении поллютантов во фракции PM_{10} и пыли в целом. В пробах, где отмечены высокие уровни накопления ТММ в пыли в целом, во фракции PM_{10} поллютанты, напротив, рассеиваются. В целом, в тонкой фракции интенсивность накопления ТММ значительно возрастает, однако локальные аномалии имеют иное местоположение.

В PM_{10} дорожной пыли на крупной дороге ул. Комарова, где в 10 м расположена автозаправочная станция, напротив автосервиса и кузовного ремонта интенсивно накапливаются Cd ($CC = 101$), Bi (16), Zn (9,5), Cu (8,6), Pb (5,0), Cr (4,9), W (4,1), As (3,7), Sb (3,5). На ул. Жердева, напротив парка культуры и отдыха Юбилейный, рядом с автопарковкой и остановкой общественного транспорта сформировалась локальная аномалия Cd ($CC = 59$), Bi (11), Pb (9,7), Zn (9,3), Cu (7,5), Sb (6,8), As и W (4,1).

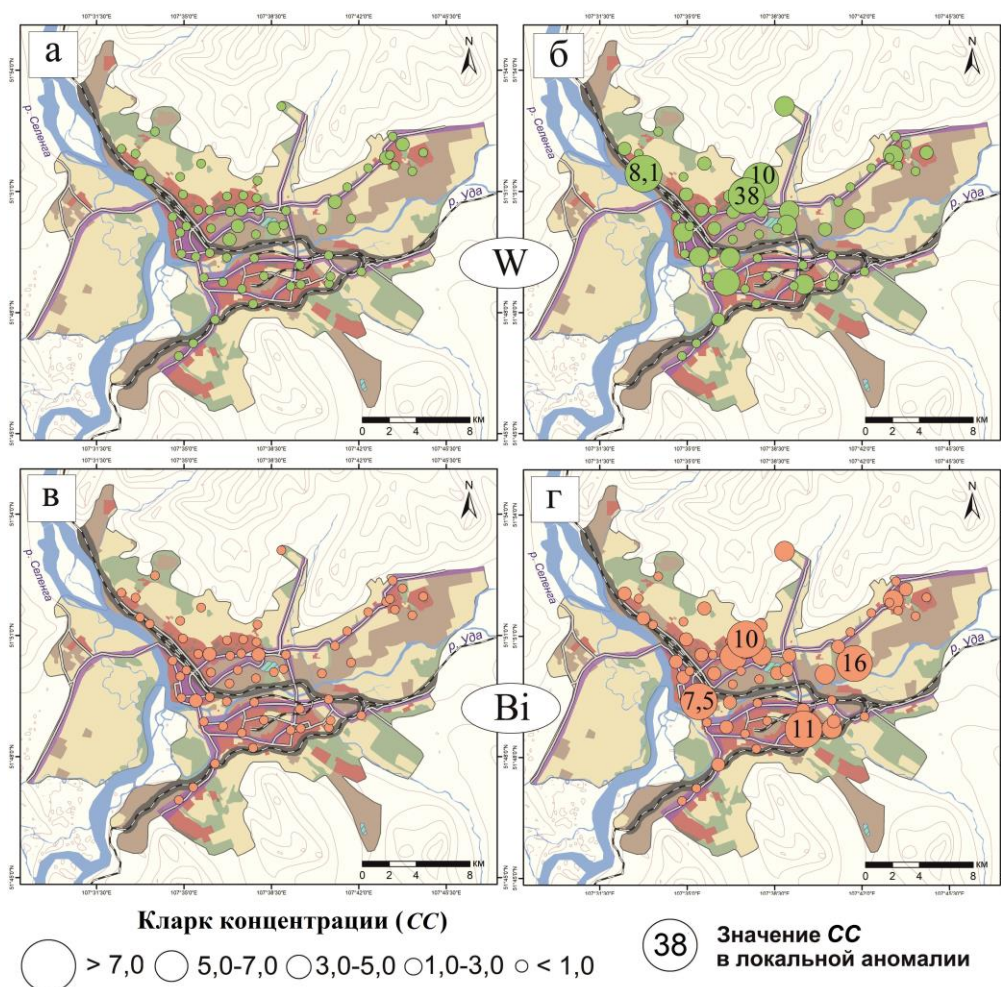


Рис. 41. Кларк концентрации (CC) W и Bi в дорожной пыли (а, в) и ее фракции PM_{10} (б, г) в Улан-Удэ

Локальная техногенная аномалия Cd ($CC = 36$), Pb (14), Zn (11), Sb (10), Cu и Bi (7,5), As (6,6), W (4,8) обнаружена в PM_{10} дорожной пыли на транспортной развязке ул. Балтахинова, где часто формируются заторы, увеличивающие поступление пылевых частиц. Также регулярные пробки и ремонтные работы на ул. Бабушкина перед железнодорожным переездом обуславливают интенсивное накопление Zn ($CC = 23$), Pb (14), Cd (9,0), Sb (7,9), в результате износа шин и дорожного полотна.

Воздействие металлургического предприятия отмечено в пыли напротив завода «УланУдэстальмост», где во фракции PM_{10} накапливаются Cd ($CC = 29$), Mo (8,3), Bi (4,3).

Таким образом, можно сформулировать основные выводы 5 главы:

Для почв Улан-Удэ характерно техногенное обогащение ТММ, при котором возрастает содержание элементов в мелкодисперсной фракции PM_{10} . Приоритетными поллютантами почв и частиц PM_{10} являются Cd, Pb, Zn, Cu, Sb. Наиболее высокие уровни содержания ТММ в почвах и фракции PM_{10} установлены в центральной части города, где сконцентрированы ТЭЦ-1, ЗШО, промышленные предприятия, наблюдается максимальная плотность автодорог и расположен железнодорожный пересадочный узел.

В Улан-Удэ наибольшее число ТММ Sb, Cd, Mo, Cu, Zn, для которых установлены максимальные уровни аккумуляции в почвах, накапливаются, преимущественно, на биогеохимическом органо-минеральном барьере при увеличении содержания органического вещества.

По результатам модели PMF удалось идентифицировать следующие источники загрязнения почв и фракции PM_{10} Улан-Удэ, представленные в порядке убывания вклада в общую дисперсию: сжигание угля (32,6% и 25,4% соответственно) > автомобильный транспорт (19,2% и 22,4%) > железнодорожный транспорт (18,4% и 16,3%) > машиностроение и металлообработка (15,2% и 15,2%) > бытовые отходы (14,5% и 10,1%). Для фракции PM_{10} почв источниками поллютантов также являются выбросы при печном отоплении частных домовладений (10,6%).

Приоритетными поллютантами дорожной пыли Улан-Удэ являются Sb, Pb, Cd, Zn. Для частиц PM_{10} отмечено более интенсивное накопление ТММ с образованием контрастных полиэлементных аномалий. Как правило, во фракции PM_{10} дорожной пыли дворов наблюдаются наибольшие запасы ТММ по сравнению с дорогами. По сравнению с почвами, значения Dx в дорожной пыли выше для всех ТММ, кроме Sr, поступающий, преимущественно, с угольной пылью и золой.

Глава 5. Металлы и металлоиды в почвах Гусиноозерска и Северобайкальска

5.1. Почвенно-геохимический фон

Верхние горизонты фоновых почв Гусиноозерска характеризуются в среднем нейтральной реакцией среды (рН 7,3). Средняя величина удельной электропроводности водной вытяжки невысокая и составляет 192 мкСм/см, минимальное значение равно 121 мкСм/см, максимальное – 292 мкСм/см. Гранулометрический состав верхних горизонтов фоновых почв супесчаный и легкосуглинистый с содержанием физической глины в пределах 16-31%. Концентрация $C_{орг}$ в верхних горизонтах почв в среднем составляет 2,0%, изменяясь от 0,6% до 3,4%.

В верхних горизонтах фоновых почв относительно мировых кларков литосферы накапливаются $Cd_{2,2}Mo_{1,6}Bi_{1,3}W_{1,2}Zn_{1,2}Pb_{1,1}$ и рассеиваются $Cr^{5,1}Ni^{4,6}V^{2,9}Co^{2,8}Cu^{2,5}Sr^{1,9}As^{1,5}Sb^{1,2}$ (нижние и верхние индексы – величины CC и CD соответственно) (табл. 22).

Таблица 22.

Среднее содержание ТММ в верхних горизонтах фоновых каштановых почв и их фракции PM_{10} в районе Гусиноозерска в сравнении с региональными средними и глобальными кларками верхней части континентальной земной коры (Rudnick, Gao, 2014)

Элемент	Глобальный кларк	Региональный кларк	Почвы			Фракция PM_{10}		
			C_b , мг/кг	CC/CD	CC/CD	C_b , мг/кг	CC/CD	CC/CD
				Глобальные	Региональные		Глобальные	Региональные
Cd	0,09	0,1	0,2	2,2/-	2,0/-	0,14	1,6/-	1,4/-
Mo	1,1	1	1,8	1,6/-	1,8/-	1,1	1,0	1,1/-
Bi	0,23	-	0,3	1,3/-	-	0,19	-/1,2	-
W	2,1	-	2,5	1,2/-	-	2,3	1,1/-	-
Zn	75	70	62	1,2/-	-/1,1	91	1,2/-	1,3/-
Pb	17	20	18	1,1/-	1,1/-	24	1,4/-	1,2/-
Sb	0,81	-	0,7	-/1,2	-	0,51	-/1,6	-
As	5,6	2	3,8	-/1,5	1,9/-	2,7	-/2,1	1,3/-
Sr	270	300	140	-/1,9	-/2,1	61	-/4,5	-/4,9
Cu	27	15	11	-/2,5	-/1,4	12	-/2,3	-/1,3
Co	15	10	5,3	-/2,8	-/1,9	3,3	-/4,6	-/3,1
V	106	60	36	-/2,9	-/1,7	24	-/4,5	-/2,5
Ni	50	20	10,8	-/4,6	-/1,9	9,8	-/5,1	-/2,0
Cr	92	40	18	-/5,1	-/2,2	19	-/4,8	-/2,1

В частицах PM_{10} слабо накапливаются $Cd_{1,6}Pb_{1,4}Zn_{1,2}W_{1,1}$, концентрация Mo равна кларку, остальные ТММ рассеиваются. По сравнению с региональным фоном для

Центральной Бурятии в почвах повышено содержание $Cd_{2,0}As_{1,9}Mo_{1,8}Pb_{1,1}$, фракция PM_{10} обогащена $Cd_{1,4}Zn_{1,3}As_{1,3}Pb_{1,2}Mo_{1,1}$. Концентрации остальных ТММ ниже регионального фона (табл. 22).

Для верхних горизонтов фоновых почв Северобайкальска среднее значение pH составило 7,0, удельная электропроводность водной вытяжки изменяется от 37 до 159 мкСм/см, составляя в среднем 101 мкСм/см. Содержание физической глины колеблется от 14 до 26%, органического углерода – от 1,4 до 6,4% при среднем 2,8%.

Верхние горизонты дерново-подбуров обогащены относительно верхней части земной коры $Cd_{2,2}Zn_{1,4}Bi_{1,3}Pb_{1,2}$, концентрация Co равна кларку, остальные ТММ рассеиваются. В частицах PM_{10} накапливаются $Cd_{2,7}Pb_{1,8}Zn_{1,6}$, концентрация Cu равна кларку. По сравнению с региональными кларками фоновые почвы отличаются повышенным содержанием $Cd_{2,0}Cr_{1,6}Ni_{1,6}Zn_{1,5}Co_{1,5}V_{1,3}Cu_{1,2}$, фракция PM_{10} обогащена $Cd_{2,4}Cu_{1,8}Zn_{1,7}Pb_{1,6}As_{1,6}Ni_{1,5}Cr_{1,2}$, концентрации остальных ТММ ниже регионального фона (табл. 23).

Таблица 23.

Среднее содержание ТММ в верхних горизонтах фоновых дерново-подбуров и их фракции PM_{10} в районе Северобайкальска в сравнении с региональными средними и глобальными кларками верхней части континентальной земной коры (Rudnik, Gao, 2014)

Элемент	Глобальный кларк	Региональный кларк	Почвы			Фракция PM_{10}		
			C_b , мг/кг	CC/CD	CC/CD	C_b , мг/кг	CC/CD	CC/CD
				Глобальный	Региональный		Глобальный	Региональный
Cd	0,09	0,1	0,2	2,2/-	2,0/-	0,24	2,7/-	2,4/-
Zn	75	70	103	1,4/-	1,5/-	117	1,6/-	1,7/-
Bi	0,23	–	0,3	1,3/-	–	0,11	-/2,1	–
Pb	17	20	21	1,2/-	-/1,1	31	1,8/-	1,6/-
Co	15	10	15	1,0	1,5/-	10	-/1,5	-/1,1
V	106	60	80	-/1,3	1,3/-	44	-/2,4	-/1,4
Cr	92	40	63	-/1,4	1,6/-	49	-/1,9	1,2/-
Cu	27	15	18	-/1,5	1,2/-	27	1,0	1,8/-
Mo	1,1	1,0	0,7	-/1,6	-/1,4	0,63	-/1,7	-/1,6
Ni	50	20	32	-/1,6	1,6/-	29	-/1,7	1,5/-
W	2,1	–	1,1	-/1,8	–	0,88	-/2,3	–
Sb	0,81	–	0,3	-/2,7	–	0,55	-/1,5	–
As	5,6	2,0	1,7	-/3,2	-/1,2	3,1	-/1,8	1,6/-
Sr	270	300	165	-/1,6	-/1,8	68	-/4,0	-/4,4

Таким образом, анализ химического состава почвенно-геохимического фона Гусиноозерска и Северобайкальска показывает, что верхние горизонты каштановых почв и дерново-подбуров слабо обогащены одинаковой ассоциацией микроэлементов: Cd, Zn, Вi, Рb ($CC = 1,1-2,2$), а фракция PM_{10} почв – Cd, Рb, Zn ($CC = 1,1-2,7$).

5.2. Физические и химические свойства почв

В верхних горизонтах городских почв Гусиноозерска зафиксировано увеличение значения рН в среднем на единицу по сравнению с фоновыми условиями, реакция среды изменяется от слабощелочной (7,6) в промышленной действующей подзоне до щелочной (8,4) в селитебной подзоне с многоэтажной застройкой (рис. 42а).

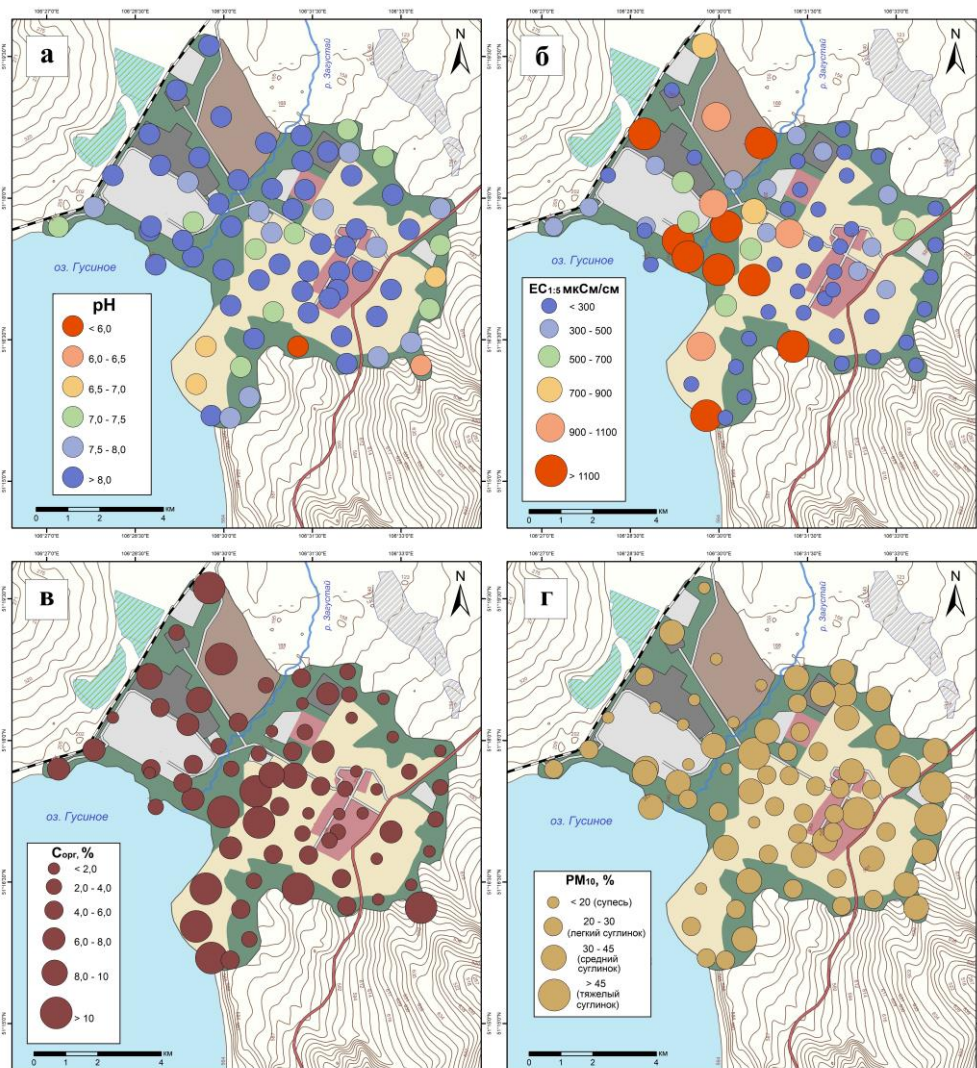


Рис. 42. Физические и химические свойства верхних горизонтов почв Гусиноозерска: а) распределение значений рН; б) распределение удельной электропроводности $ЕС_{1:5}$; в) содержание $С_{орг}$; г) содержание физической глины PM_{10}

Повышенные значения рН обусловлены растворением техногенных включений (обломков бетона, кирпича, цемента), имеющих щелочную реакцию среды, и осаждением на поверхность почвенного покрова карбонатной пыли, поступающей от промышленных предприятий, автотранспорта, с продуктами выветривания недостроенных или разрушенных зданий и сооружений (табл. 24).

Таблица 24.

Основные физические и химические свойства верхних (0-15 см) горизонтов почв
Гусиноозерска

Функциональная зона	рН	ЕС _{1:5} , мкСм/см	С _{орг} , %	PM ₁₀ , %
Промышленная действующая	7,6* (4,5-8,6)	766 (137-990)	2,7 (1,1-4,3)	29 (16-47)
Промышленная недействующая	8,1 (7,7-8,7)	295 (178-411)	3,0 (1,8-4,4)	31 (18-39)
Селитебная многоэтажная	8,4 (8,1-8,7)	257 (112-448)	1,8 (1,0-2,6)	31 (23-48)
Селитебная одноэтажная	8,0 (7,0-9,1)	527 (95-2320)	4,3 (1,1-7,5)	27 (19-39)
Постагrogenная	8,2 (7,0-8,9)	595 (95-906)	3,6 (1,9-5,4)	22 (13-46)
Пустыри	8,2 (6,2-10,4)	671 (58-4880)	2,6 (0,9-6,0)	32 (19-56)
Среднее по городу	8,1 (4,5-10,4)	676 (58-4880)	2,7 (0,9-6,0)	30 (13-56)
Фоновые почвы	7,3 (6,7-8,9)	192 (121-292)	2,0 (0,6-3,4)	26 (16-30)

Примечание: Даны средние значения, в скобках – минимальные и максимальные значения

В исследовании (Mónok et al., 2021) установлена значимая положительная связь между содержанием артефактов (строительных отходов и др.) и величиной рН. По данным (Greinert et al., 2013), рН бетона, черепицы и клинкерного кирпича составляет около 8,0, а штукатурки и частей шифера – 11-12. Для фоновых каштановых почв Гусиноозерска соотношение Са/Al составляет 0,23, увеличиваясь в городе в среднем до 0,85, что подтверждает вклад техногенных включений и карбонатной пыли в подщелачивание почвы.

Минимальные значения рН (4,5) выявлены в почвах промышленной действующей подзоны у подножия нерекультивируемого отвала вскрышных пород бурогоугольного месторождения, это объясняется процессами сернокислого выщелачивания, при котором происходит окисление сульфидов железа и других металлов, присутствующих в углесодержащих отвалах. В результате изменяются условия миграции химических элементов, часть которых переходит из слаборастворимых сульфидов в оксидные и водорастворимые сульфатные формы (Касимов, 2013).

На территории Гусиноозерска повышена удельная электропроводность почв по сравнению с фоновыми условиями, что указывает на поступление легкорастворимых соединений на поверхность почвы (рис. 42б). Процесс засоления городских почв ведет к увеличению подвижности ряда металлов, способствуя их миграции в сопредельные среды (Касимов и др., 2016). Электропроводность водной вытяжки из почв города изменяется от минимального 58 мкСм/см до 7920 мкСм/см, составляя в среднем 676 мкСм/см (рис. 41б). Почвы поймы р. Загустай отличаются наиболее высокими значениями $EC_{1:5}$ (7920 мкСм/см), почти в 12 раз превышающими среднее значение. Это связано с воздействием отвалов бурогоугольных пород Загустайского месторождения, материал которых частично перекрывает русло, вследствие чего поток воды перераспределяется по пойме, интенсивно заболачивая ее и принося большое количество солей (Волошин, 2015) (рис. 43).



Рис. 43. Русло р. Загустай и отвалы бурогоугольных пород Загустайского месторождения (фото Борисовой Т.А.)

Среднее содержание органического углерода в верхних горизонтах почв Гусиноозерска практически не отличается от фоновых почв и составляет 2,7%, варьируя от 0,9% до 6,0% в почвах пустырей (рис. 42в). Наибольшее содержание $C_{орг}$ установлено в почвах селитебной одноэтажной застройки (4,3%), что обусловлено внесением органических удобрений на приусадебных участках и осаждением сажи в результате выбросов при печном отоплении. Значения $C_{орг}$ ниже фоновых (1,8%) выявлены в почвах селитебной многоэтажной подзоны, это объясняется малым количеством зеленых

насаждений и слабой задернованностью, в результате чего в почву не поступает достаточное количество органики.

В Гусиноозерске преобладают среднесуглинистые почвы со средним содержанием физической глины около 30%. Гранулометрический состав почв в пределах города изменяется слабо. Наиболее высокое содержание тонкодисперсной фракции (56%) отмечено в почве вблизи глиняного карьера (рис. 42г), уменьшение содержания физической глины наблюдается в постагрогенной зоне (среднее 22%).

Городские почвы *Северобайкальска* характеризуются повышенными по сравнению с фоновыми условиями значениями рН, средние значения изменяются от 7,0 в рекреационной зоне до 7,8 в промышленной (табл. 25, рис. 44а). Соотношение макроэлементов Са/Аl для фоновых почв Северобайкальска составляет 0,11, увеличиваясь в городе до 0,83. Кроме того, подщелачивающий эффект оказывает зола от котельных, расположенных вблизи БАМа, а также угольная пыль, поступающая из зоны разгрузки угля.

Таблица 25.

Основные физические и химические свойства верхних (0-15 см) горизонтов почв Северобайкальска

Функциональная зона	рН	ЕС _{1:5} , мкСм/см	С _{орг} , %	РМ ₁₀ , %
Промышленная	7,8 (6,8-8,1)	128 (71-190)	4,1 (1,2-7,1)	23 (15-40)
Селитебная многоэтажная	7,7 (7,2-8,2)	131 (100-180)	1,7 (0,7-2,3)	19 (16-41)
Селитебная одноэтажная	7,3 (6,9-8,1)	146 (54-328)	2,7 (1,2-6,4)	19 (15-24)
Транспортная железнодорожная	7,6 (6,8-8,2)	124 (72-158)	2,4 (1,0-4,4)	22 (10-29)
Рекреационная	7,0 (4,9-7,8)	121 (48-202)	3,0 (1,6-4,7)	19 (11-25)
Среднее по городу	7,4 (4,9-8,2)	129 (48-328)	3,0 (0,7-7,1)	21 (10-32)
Фоновые почвы	7,0 (5,9-7,5)	101 (37-159)	2,8 (1,4-5,4)	20 (14-26)

Примечание: Даны средние значения, в скобках – минимальные и максимальные значения

В жилых зонах повышенные значения рН обусловлены влиянием карбонатной пыли, выбросами от автотранспорта и внутрипочвенным растворением карбонатных обломков строительных материалов (кирпича, бетона и т.д.). Минимальное значение рН 5,0 обнаружено в почвах рекреационной зоны в болотистой местности вблизи побережья.

Для почв Северобайкальска характерна повышенная удельная электропроводность по сравнению с фоном, однако величина $EC_{1:5}$ значительно ниже, чем в Гусиноозерске. Средние значения $EC_{1:5}$ изменяются от 121 мкСм/см в рекреационной зоне до 146 мкСм/см в селитебной зоне с малоэтажной застройкой. Наибольшее значение $EC_{1:5}$ (328 мкСм/см) выявлено в почвах селитебной одноэтажной зоны, что может быть связано с воздействием коммунально-бытовых отходов (рис. 44б).

Содержание органического углерода в почвах Северобайкальска в среднем выше, чем в фоновых условиях (рис. 44в).

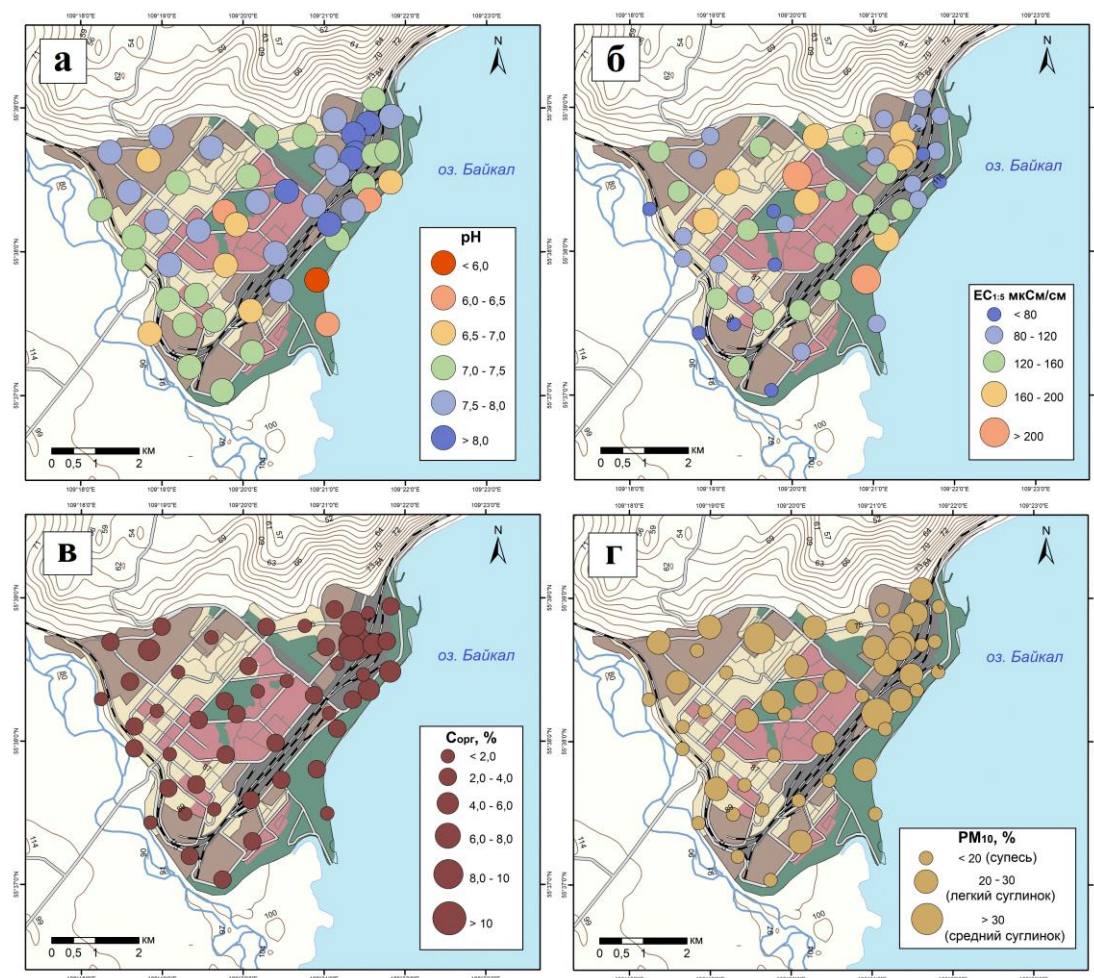


Рис. 44. Физические и химические свойства верхних горизонтов почв Северобайкальска: а) распределение значений pH; б) распределение удельной электропроводности $EC_{1:5}$; в) содержание $C_{орг}$; г) содержание физической глины PM_{10}

Среднее значение $C_{орг}$ составляет 3%, варьируя от 1,7% в селитебной многоэтажной зоне до 4,1% в промышленной. Максимальное значение $C_{орг}$ 7,1% на северо-востоке города обусловлено выбросами золы-уноса от Центральной ТЭЦ, а также воздействием частиц угля и развеваемой угольной пыли, поступающей от хранилища топлива на территории

котельной и его транспортировки по железной дороге. В исследовании влияния объектов теплоэнергетики на загрязнение снежного покрова городов юга Западной Сибири (Таловская, 2022) было доказано, что ветровой перенос пыли от открытого угольного хранилища (на примере Томской ГРЭС-2) приводит к очень высокому уровню пылевой нагрузки ($791 \text{ мг}/(\text{м}^2 \cdot \text{сут.})$) в ближайшей 100-метровой зоне ГРЭС.

Как и в Гусиноозерске и Улан-Удэ, наименьшее содержание $C_{\text{орг}}$ отмечено в почвах селитебной многоэтажной зоны, что связано с небольшим количеством зеленых насаждений (рис. 44в).

Почвы Северобайкальска легкосуглинистые, среднее содержание физической глины составляет 21%, что практически не отличается от почвенно-геохимического фона (20%). Более легкий гранулометрический состав выявлен в транспортной железнодорожной и рекреационной зонах, вблизи побережья оз. Байкал, что связано с сильным влиянием склоновых процессов и водной эрозией. Утяжеление гранулометрического состава наблюдается локально в промышленной и селитебной зоне с многоэтажной застройкой (рис. 44г).

Таким образом, в Северобайкальске отмечаются относительно слабые изменения физических и химических свойств верхних горизонтов почв в результате антропогенной деятельности. В Гусиноозерске наибольшей трансформации подвержены щелочно-кислотные свойства почв и величина удельной электропроводности, которая превышает фоновые значения в несколько раз.

5.3. Металлы и металлоиды в почвах

5.3.1. Накопление и пространственное распределение металлов и металлоидов в почвенном покрове и фракции PM_{10}

Гусиноозерск. В верхних горизонтах городских почв Гусиноозерска относительного местного фона, в среднем, накапливается следующая ассоциация микроэлементов: $\text{Sr}_{4,1}\text{As}_{2,2}\text{Mo}_{1,9}\text{Cu}_{1,9}\text{Zn}_{1,9}\text{Pb}_{1,7}\text{V}_{1,7}\text{Co}_{1,6}\text{Sb}_{1,6}\text{Ni}_{1,4}\text{W}_{1,3}\text{Cr}_{1,3}$ (нижний индекс – величина CF), концентрация Cd равна фоновому значению, Bi рассеивается. Во фракции PM_{10} городских почв концентрируются $\text{Sr}_{3,9}\text{As}_{2,6}\text{Co}_{2,2}\text{Mo}_{2,2}\text{Sb}_{2,0}\text{V}_{2,0}\text{Cu}_{1,9}\text{Ni}_{1,6}\text{Cr}_{1,6}\text{W}_{1,5}\text{Zn}_{1,4}$, для Bi выявлено одинаковое фоновому содержание, Pb и Cd рассеиваются (табл. 26).

Особенностью накопления ТММ в почвах Гусиноозерска является слабая аккумуляция поллютантов во фракции PM_{10} почв, несмотря на ее высокую сорбционную емкость. Кобальт, Cu , Ni , W , Zn распределены равномерно между физической глиной и

общим содержанием ($D_x = 1,0-1,1$), наименьшее накопление элементов во фракции PM_{10} по отношению к общему содержанию установлено для Cr ($D_x = 0,3$), Sr (0,4), Mo, Pb, Cd, V, Bi, As, Sb (0,6-0,9).

Таблица 26.

Содержание ТММ в почвах и их фракции PM_{10} в Гусиноозерске

Элемент	Почвы				Фракция PM_{10} почв				D_x
	C_i , мг/кг	C_b , мг/кг	CF	C_v , %	C_i , мг/кг	C_b , мг/кг	CF	C_v , %	
Sr	568 (188-3702)	140	4,1	107	239 (61-1963)	61	3,9	147	0,4
As	8,2 (2,5-37)	3,8	2,2	61	7,0 (0,02-27)	2,7	2,6	71	0,8
Mo	3,4 (0,8-45)	1,8	1,9	158	2,3 (0,52-28)	1,1	2,2	198	0,6
Cu	21 (5,3-78)	11	1,9	63	22 (7,4-69)	12	1,9	52	1,1
Zn	115 (48-772)	62	1,9	81	132 (42-795)	91	1,4	88	1,1
V	62 (30-100)	36	1,7	25	49 (15-106)	24	2,0	41	0,8
Pb	32 (15-184)	18	1,7	70	20 (6,7-90)	24	0,8	80	0,6
Co	8,3 (4,0-14)	5,3	1,6	24	7,2 (2,7-21)	3,3	2,2	42	1,0
Sb	1,1 (0,5-9,9)	0,70	1,6	103	1,0 (0,21-15)	0,51	2,0	202	0,9
Ni	15 (6,0-28)	10,8	1,4	30	16 (6,6-41)	9,8	1,6	41	1,1
Cr	24 (7,6-45)	18	1,3	34	30 (15-75)	19	1,6	41	0,3
W	3,3 (1,4-11)	2,5	1,3	50	3,4 (1,0-23)	2,3	1,5	93	1,0
Cd	0,2 (0,1-0,7)	0,20	1,0	60	0,14 (0,05-0,63)	0,14	0,9	80	0,6
Bi	0,2 (0,1-0,5)	0,30	0,8	37	0,19 (0,08-0,42)	0,19	1,0	42	0,8

В среднем по городу доли всех изучаемых ТММ во фракции PM_{10} невелики и не превышают 40% от общего содержания. Так, доли Cr, Cu, Zn, Ni и W составляют 30-39%, Co, As, Bi, V, Sb и Cd – 20-26% (рис. 44). Доли Pb и Mo во фракции PM_{10} составляют всего 17 и 16%, минимальные значения установлены для Sr – 11%. В условиях низкой интенсивности промышленного производства и транспортного потока в малых городах объем выпадающих техногенных аэрозолей значительно ниже, а сами частицы слабее обогащены ТММ, что приводит к более сбалансированному распределению элементов между частицами разного диаметра. В Гусиноозерске, несмотря на большие объемы выбросов Гусиноозерской ГРЭС, наблюдается снижение антропогенной нагрузки на городскую среду из-за более интенсивного рассеивания выбросов в атмосфере. Этому способствует дымовая труба высотой 330 м, из которой продукты сгорания, включая мелкодисперсную золу, выбрасываются на большую высоту, за пределами города.

Верхние горизонты почв различных функциональных зон Гусиноозерска отличаются по долям ТММ во фракции PM_{10} (рис. 45).

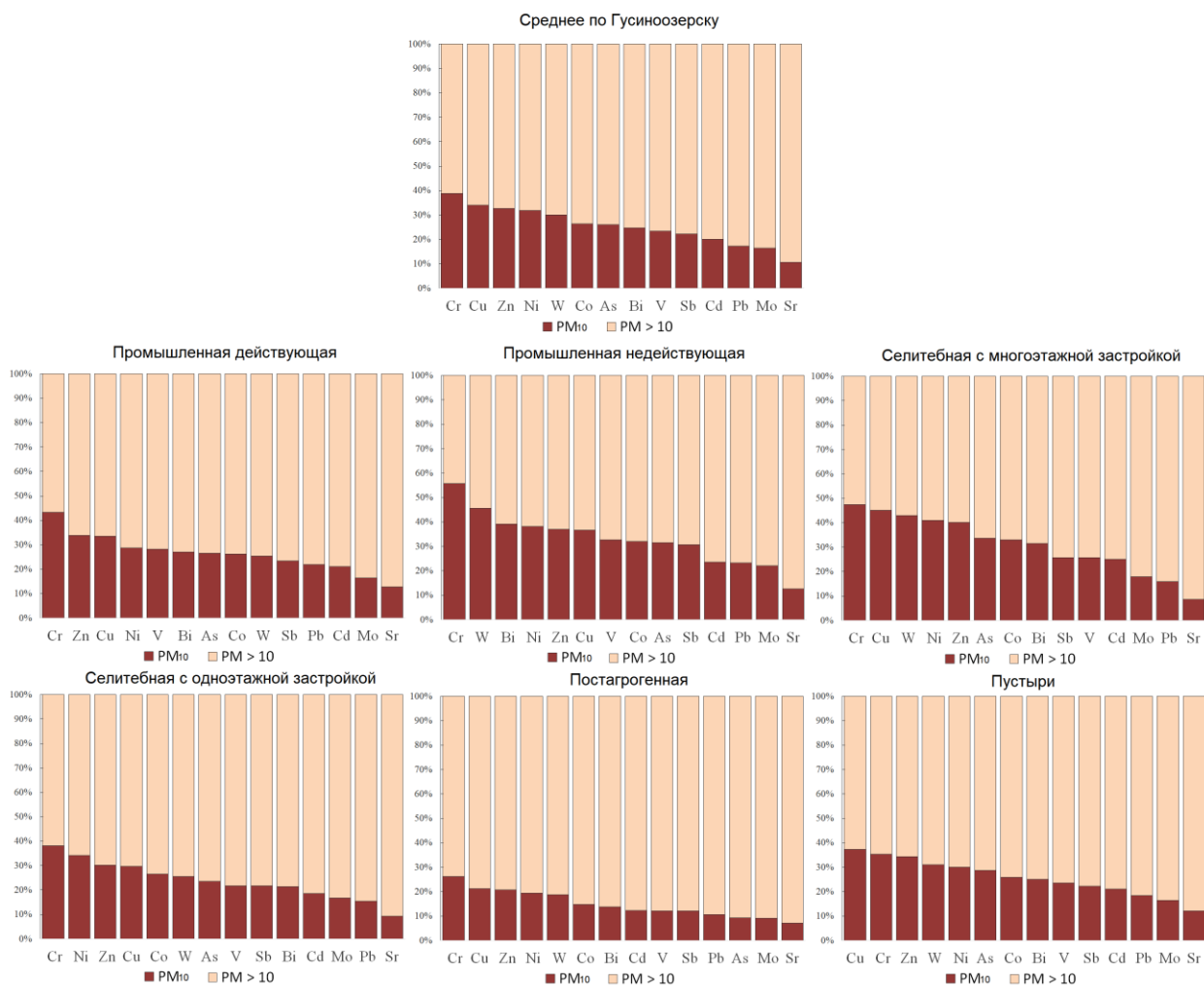


Рис. 45. Доля ТММ во фракции PM₁₀ в общих запасах элементов в городских почвах разных функциональных зон Гусиноозерска

Так, в промышленной недействующей зоне установлена наибольшая доля Cr (56%), W (46%), Bi, V, Sb (31-39%), Mo и Pb (22-23%) в частицах PM₁₀, поллютанты накапливаются в тонкой фракции в результате поступления со строительной пылью от разрушающихся зданий и в процессе выщелачивания бытовых отходов. В селитебной многоэтажной зоне выявлены наибольшие доли Cu, Ni, Zn (40-45%), Co, As (33-34%), Cd (25%). Наименьшие доли ТММ в частицах PM₁₀ выявлены в почвах постагрогенной зоны, они не превышает 26%.

Концентрации изученных ТММ в почвах и их фракции PM₁₀ отличаются высокой вариабельностью. Высокие ($C_v > 100\%$) и средние ($>50\%$) коэффициентов вариации характерны для элементов, формирующих контрастные локальные аномалии в почвах и имеющие преимущественно техногенное происхождение от конкретного источника загрязнения: Mo (158%), Sr (107%) и Sb (103%), Zn (81%), Pb, Cu, Cd, As (60-70%).

Коэффициенты вариации C_v у W (50%), Bi, Cr, Ni, V и Co (25-37%) в почвах значительно ниже. Во фракции PM_{10} почв Гусиноозерска уровни варируемости всех микроэлементов, кроме Cu, значительно возрастают. Высокая варируемость отмечена для тех же самых ТММ, что и в почвах в целом: Sb (202%), Mo (198%), Sr (147%). Средний уровень C_v имеют W, Zn, Pb, Cd (80-93%), As (71%), Cu (52%). Для Bi, Co, Cr, Ni, V уровни варируемости наиболее низкие (40-42%).

В таблице 27 приводится подробная информация о приоритетных поллютантах в почвах и их фракции PM_{10} в функциональных зонах Гусиноозерска и предполагаемые источники их поступления. Во всех функциональных зонах города заметно проявляется влияние добычи и сжигания бурого угля на ГРЭС и при печном отоплении. Ведущим индикатором данного источника выступает Sr, уровни накопления которого максимальны в почвах во всех функциональных зонах Гусиноозерска (рис. 46).

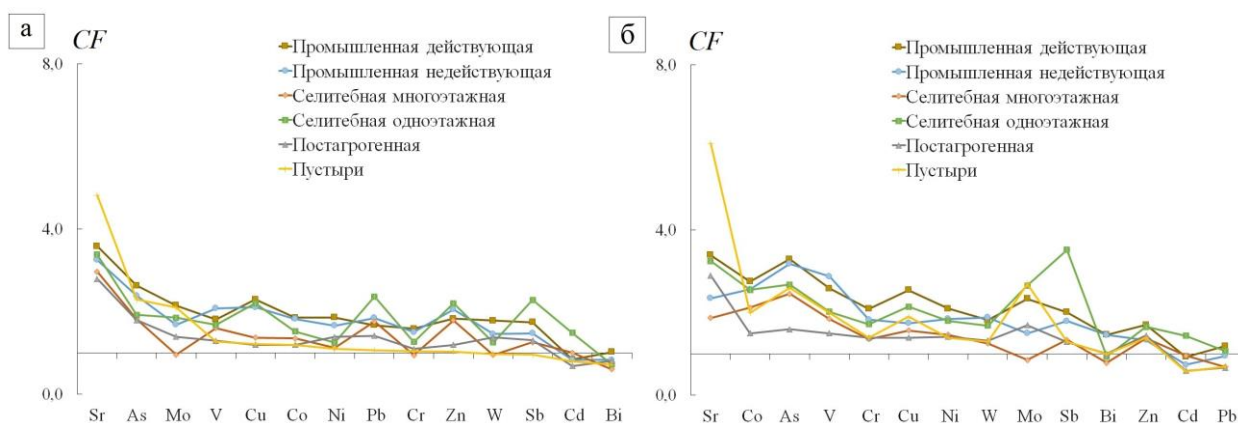


Рис. 46. Геохимические спектры почв (а) и фракции PM_{10} почв (б) в функциональных зонах Гусиноозерска

Стронций и другие ТММ, ассоциированные с данным источником – As, Cu, Co, V, Zn и Mo поступают в почвы при ветровом переносе частиц угля, который хранится на территории ГРЭС открытым способом (рис. 47а), при пылении «сухого пляжа» ЗШО – прибрежной высохшей части намывного золошлакоотвала (рис. 47б). В золошлаках Гусиноозерской ГРЭС концентрации данных ТММ значительно выше, чем в исходных углях и золе, для Sr концентрация в ЗШО составляет 1755 мг/кг, Cu 114 мг/кг, Mo 54 мг/кг, As 15 мг/кг. Накопление Zn, Mo и As в почвах и их фракции PM_{10} обусловлено также воздействием нерекультивируемого углесодержащего отвала.

Таблица 27.

Геохимическая специализация верхних горизонтов почв функциональных зон
Гусиноозерска

Источник	Функциональная зона	Почвы	Фракция РМ ₁₀	Литература
Добыча и сжигание угля	Промышленная действующая	$Sr_{3,6}Zn_{3,0}$ $As_{2,6}Cu_{2,3}Mo_{2,2}$	$Sr_{3,4}As_{3,3}Zn_{2,9}Co_{2,8}V_{2,6}$ $Cu_{2,5}Mo_{2,3}$	Юдович, Кетрис, 2005; Savic et al., 2018; Altikulaç et al., 2022; Gopinathan et al., 2022
	Промышленная недействующая	$Sr_{3,3}As_{2,4}$ $Cu_{2,1}Zn_{2,1}$	$As_{3,2}V_{2,9}Co_{2,6}$	
	Селитебная с многоэтажной застройкой	$Sr_{3,0}$	$Sr_{2,8}As_{2,5}$	
	Селитебная с одноэтажной застройкой	$Sr_{3,4}$ $Cu_{2,2}Zn_{2,2}$	$Sr_{3,3}As_{2,7}Cu_{2,1}$	
	Постагрогенная	$Sr_{2,8}$	$Sr_{2,9}$	
	Пустыри	$Sr_{4,8}$ $As_{2,3}Mo_{2,1}$	$Sr_{6,1}Mo_{2,7}As_{2,6}$	
Свалки промышленных и твердых бытовых отходов	Промышленная недействующая	$As_{2,4}$ $Cu_{2,1}Zn_{2,1}$	$As_{3,2}V_{2,9}$	Belabed et al., 2014; Адамович и др., 2021; Akanchise et al., 2020; Wang et al., 2022
	Селитебная с одноэтажной застройкой	$Pb_{2,4}Sb_{2,3}$ $Cu_{2,2}Zn_{2,2}$	$Sb_{3,5}As_{2,7}Mo_{2,7}$ $Co_{2,6}Cu_{2,1}$	
	Пустыри	$As_{2,3}Mo_{2,1}$	$Mo_{2,7}As_{2,6}$	
Автомобильный транспорт	Селитебная с одноэтажной застройкой	$Pb_{2,4}Sb_{2,3}$ $Cu_{2,2}Zn_{2,2}$	$Sb_{3,5}Co_{2,6}Cu_{2,1}$	Limbeck, Puls, 2011; Reimann et al., 2014; Alves et al., 2020; Ye et al., 2022
Карбонатная пыль	Промышленная недействующая	$Sr_{3,3}As_{2,4}$	$As_{3,2}Co_{2,6}$	Касимов, 2013; Jiang et al., 2020; Zhang et al., 2020

Примечание. Цифры в нижнем индексе – величина *CF*

Почвы и их фракция РМ₁₀ промышленной недействующей, селитебной одноэтажной и зоны пустырей обогащены широким спектром элементов – As, Cu, Zn, Pb, Sb, Mo, источником которых являются стихийные свалки хозяйственных отходов. В жилой зоне складирование и сжигание мусора наблюдается в основном на заброшенных участках, а на территории промышленной недействующей зоны твердые отходы различного происхождения (обломки кирпичей и бетона, металлических конструкций, бытовые отходы и др.) практически повсеместно покрывают поверхность почвы.

Влияние автомобильного транспорта ведет к накоплению Pb, Sb, Cu и Zn в почвах

частного сектора. В промышленной недействующей зоне, помимо влияния угольной пыли, золы ЗШО и выбросов Гусиноозерской ГРЭС, аккумуляция Sr, As и Co в почвах и частицах PM_{10} связана с осаждением карбонатной пыли, образующейся при разрушении построек на территории закрытых фабрик.



Рис. 47. а) Открытое хранение бурого угля на территории Гусиноозерской ГРЭС; б) «сухой пляж» ЗШО Гусиноозерской ГРЭС

Геохимические аномалии ТММ в почвах Гусиноозерска. Воздействие добычи и сжигания бурого угля в Гусиноозерске привело к формированию локальных техногенных аномалий в почвах, представленных на рисунках 48-49.

Вблизи железнодорожных путей, по которым доставляется уголь для ГРЭС, отмечено максимальное содержание Sr, превышающее фоновые значения в 26 раз. На пойме р. Загустай выявлена локальная аномалия Sr ($CF = 18-26$) и Zn (13), связанная с влиянием отвалов буроугольных пород Загустайского месторождения, частично перекрывающих русло выше по течению реки. В результате происходит загрязнение речных вод, взвеси, донных отложений и миграция поллютантов вниз по течению. В период паводков и половодья пойма р. Загустай затапливается и речные воды выступают вторичным источником загрязнения почв ТММ. В результате проведенного нами исследования оз. Гусиного и его притоков (Kosheleva et al., 2022) установлено, что среди всех изученных ТММ наиболее интенсивно мигрирует в р. Загустай Sr, его содержание в устье реки достигает 1119 мкг/л, что в 9 раз превышает фоновую концентрацию в верховьях реки.

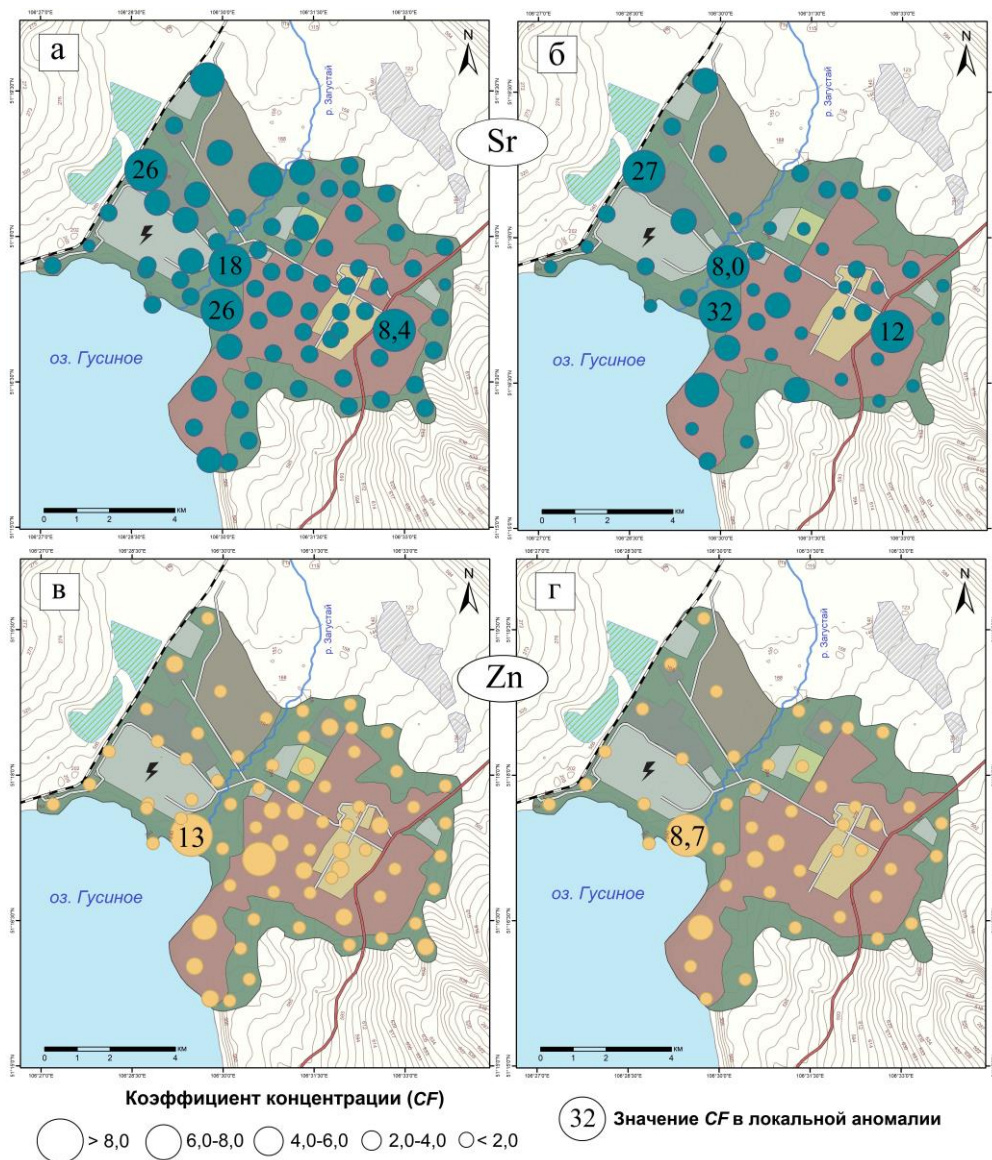


Рис. 48. Коэффициент концентрации (CF) Sr и Zn в верхних горизонтах почв (а, в) и их фракции PM₁₀ (б, г) в Гусиноозерске

В почвах рядом с нерекльтивируемым углесодержащим отвалом формируется техногенная аномалия Mo ($CF = 25$) и Cu (7,1). Бурые угли Гусиноозерской и Загустайской угленосных мульд, к которым относятся месторождения Хольбоджинское, Гусиноозерское, Окино-Ключевское и их золошлаковые отходы по данным ряда авторов (Осокин, 1993; Арбузов и др., 2001) характеризуются аномальным содержанием Mo (до 10 г/т).

Воздействие строительных и бытовых отходов привело к формированию нескольких полиэлементных аномалий в почвах. В частном секторе на заброшенном участке на ул. Мичурина выявлено максимальное накопление Sb ($CF = 14$), W (4,4) и Cd (3,5). Для As и Pb наибольшее значение $CF = 9,6-10$ обнаружено на северо-западе города вблизи ул. Тухумская.

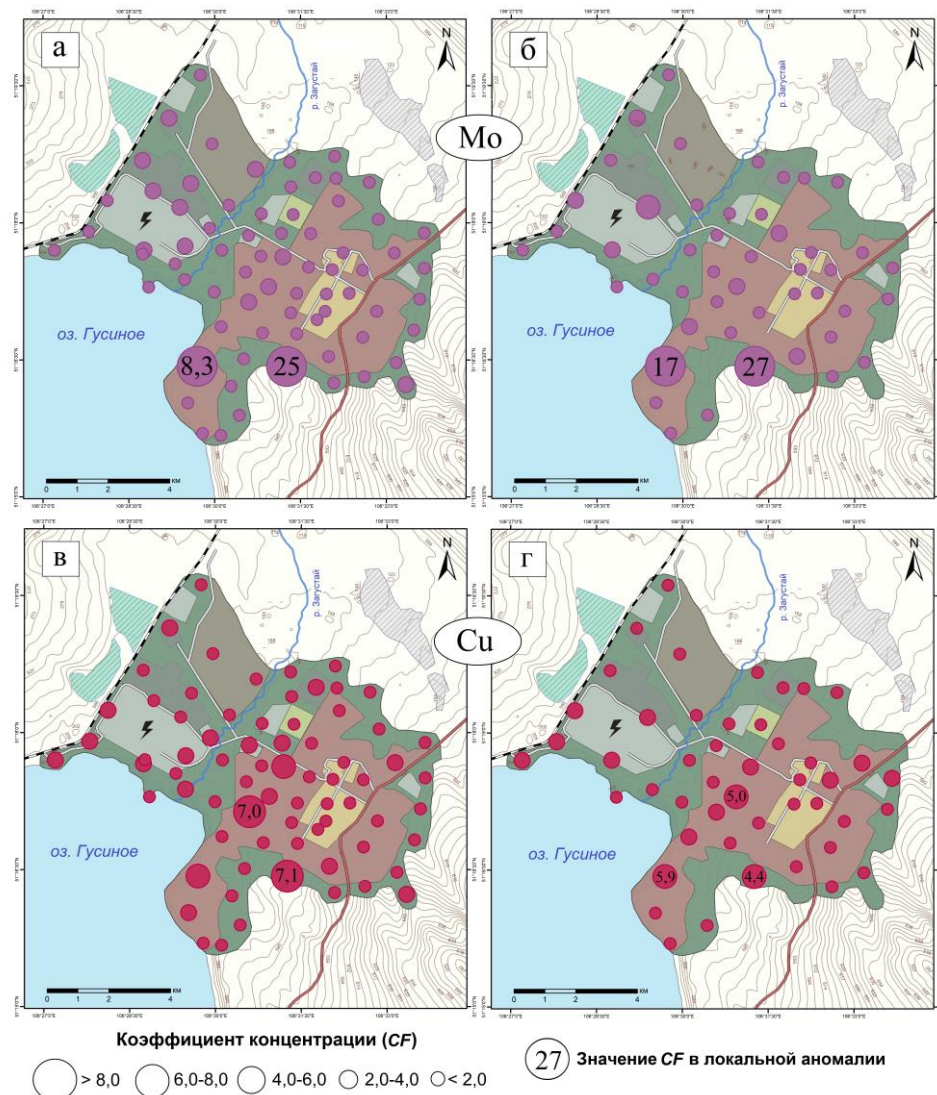


Рис. 49. Коэффициент концентрации (CF) Mo и Cu в верхних горизонтах почв (а, в) и их фракции PM_{10} (б, г) в Гусиноозерске

Во фракции PM_{10} городских почв наблюдаются аналогичные техногенные геохимические аномалии, что и в почвах в целом. Несмотря на то, что средние значения уровней накопления в тонкой фракции ниже, чем в почвах в целом, контрастность локальных аномалий в частицах PM_{10} , как правило, выше. Так, превышение концентраций Sg над почвенно-геохимическим фоном вблизи железной дороги и на пойме р. Загустай увеличилось во фракции PM_{10} до $CF = 27-32$. Аккумуляция Mo в тонкой фракции почв вблизи отвала угольных пород на юге города усилилась до $CF = 27$. Также увеличилась контрастность и количество поллютантов в локальных техногенных аномалиях в жилой одноэтажной зоне, где CF Sb и W возросли в два раза.

Северобайкальск. В верхних горизонтах почв Северобайкальска концентрации большинства изучаемых ТММ близки к фоновым, слабо накапливаются

Sb_{2,4}Cu_{1,6}Pb_{1,6}W_{1,4}Zn_{1,2}As_{1,2}Cd_{1,2}Sr_{1,2}, для V, Co, Cr, Ni, Mo характерны околофоновые концентрации, Bi рассеивается. Во фракции PM₁₀ почв наибольшее превышение над фоном установлено для Mo_{1,5}Cu_{1,4}Cr_{1,3}V_{1,2}Pb_{1,2}Ni_{1,2}Cd_{1,2}, концентрации Co, Sb, W, Bi, Zn, Sr близки к фоновым, As во фракции PM₁₀ рассеивается.

Наибольшее накопление элементов во фракции PM₁₀ по отношению к общему содержанию установлено для Pb ($D_x = 1,9$), As (1,6), Mo (1,4), Cu и Sb (1,3). Цинк, Cd, Cr, Ni и W распределены между равномерно ($D_x = 1,0-1,1$), содержание V, Co, Sr и Bi выше в почвах в целом (табл. 28).

Таблица 28.

Содержание ТММ в почвах и их фракции PM₁₀ в Северобайкальске

Элемент	Почвы				Фракция PM ₁₀ почв				D_x
	C_i , мг/кг	C_b , мг/кг	CF	C_v , %	C_i , мг/кг	C_b , мг/кг	CF	C_v , %	
Mo	0,9 (0,4-8,2)	0,6	1,5	25	0,7 (0,4-1,3)	0,7	1,1	133	1,4
Cu	38 (8,8-90)	27	1,4	34	28 (12-64)	18	1,6	52	1,3
Cr	62 (28-208)	49	1,3	30	71 (24-169)	63	1,1	49	0,9
V	54 (10-99)	44	1,2	18	88 (50-141)	80	1,1	38	0,6
Pb	38 (13-168)	31	1,2	65	34 (0,1-101)	21	1,6	86	1,9
Ni	34 (10-62)	29	1,2	21	37 (21-59)	32	1,1	38	0,9
Cd	0,3(0,1-0,9)	0,2	1,2	50	0,3 (0,2-1,0)	0,2	1,2	84	1,1
Sr	192 (132-446)	165	1,2	32	67 (13-220)	68	1,0	52	0,4
Co	12 (2,6-34)	10	1,1	21	16 (9,5-35)	15	1,1	46	0,7
Sb	0,6(0,1-3,2)	0,6	1,1	176	0,9 (0,1-7,6)	0,3	2,4	98	1,3
W	1,0 (0,2-2,4)	0,9	1,1	106	1,6 (0,1-10)	1,1	1,4	40	0,9
Bi	0,2 (0,1-0,5)	0,1	1,1	36	0,2 (0,1-0,6)	0,3	0,8	39	0,8
Zn	129 (39-250)	117	1,1	60	125 (69-593)	103	1,2	38	1,1
As	2,9 (1,0-6,8)	3,1	0,9	40	2,1 (0,1-5,1)	1,7	1,2	45	1,6

Тонкая фракция, в среднем, содержит 41% As, 20-27% Cr, W, Ni, Cd, Zn, Pb, Sb, Mo, Cu, 14-17% V, Co, W, Bi. Наименьшая доля во фракции PM₁₀ установлена для Sr – 8% (рис. 50). Также, как и для Гусиноозерска, частицы PM₁₀ почв Северобайкальска отличаются небольшими долями ТММ. Так, для почв промышленной зоны характерно более низкие доли ТММ в тонкой фракции по сравнению с городом в целом. В селитебной многоэтажной зоне выявлены наибольшие доли Zn, Pb и Sb (28-33%). Наиболее сильная дифференциация долей ТММ во фракции PM₁₀ выявлена в селитебной одноэтажной зоне, доля As в тонкой фракции составляет 60%, Mo – 46%, доли остальных поллютантов ниже 28%. В рекреационной зоне только доля As в частицах PM₁₀ превышает 40%. Для частиц PM₁₀

транспортной железнодорожной зоны характерны наибольшие доли Sb (37%), Cu (33%), Zn (29%), источником которых является железнодорожный транспорт.

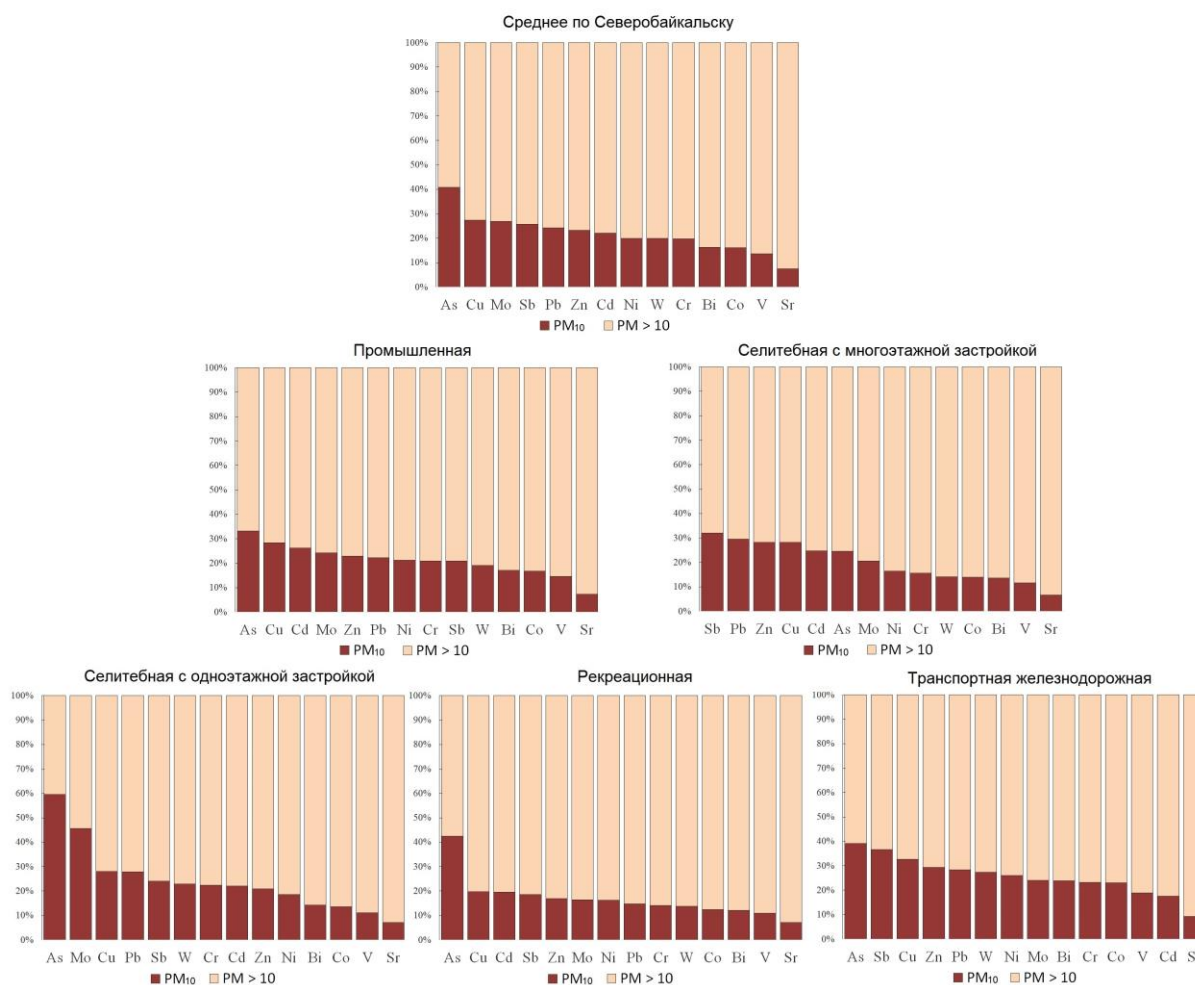


Рис. 50. Доля ТММ во фракции PM₁₀ городских почв функциональных зон Севербайкальска

В почвах Севербайкальска вариабельность ТММ ниже, чем в Гусиноозерске и Улан-Удэ. Отмечены высокие уровни вариабельности ($C_v > 100\%$) для Sb (176%) и W (106%) и средние ($>50\%$) для Pb, Zn, Cd (50-65%). Низкие значения C_v характерны для As, Bi, Cu, Cr (30-40%) и Mo, Co, Ni, V (18-25%). Во фракции PM₁₀ почв уровни вариабельности Sb (98%), W (40%) и Zn (38%) значительно снижаются, однако для остальных значения C_v становятся выше. Особенно сильно возрастает вариабельность Mo (133%). Средние уровни C_v установлены для техногенных Cd (84%) и Cu (52%) и низкие для Cr, Co, As, Bi, Ni, V (38-49%).

В таблице 29 представлена геохимическая специализация почв и их фракции PM₁₀, а также предполагаемые источники загрязнения в Севербайкальске.

Геохимическая специализация верхних горизонтов почв функциональных зон
Северобайкальска

Источник	Функциональная зона	Почвы	Фракция РМ ₁₀	Литература
Железнодорожный транспорт	Промышленная	Sb _{3,1} Pb _{1,9}	Cu _{1,5}	Meştrak et al., 2015; Stancic et al., 2022
	Железнодорожная	Sb _{4,2} Cu _{2,0} Sr _{1,3}	Sb _{2,3} Cu _{1,9} Pb _{1,8} Co _{1,7} V _{1,6} W _{1,6}	
Сжигание угля	Железнодорожная	Sr _{1,3}	Co _{1,7} Ni _{1,5} Sr _{1,3}	Юдович, Кетрис, 2005; Сорокина, 2013; Savic et al., 2018; Altıkulaç et al., 2022; Gopinathan et al., 2022
	Селитебная с одноэтажной застройкой	Sb _{1,8} Pb _{1,8} Cu _{1,4}	Cr _{1,5} Cu _{1,4}	
Автомобильный транспорт	Промышленная	Sb _{3,1} Pb _{1,9}	Cu _{1,5}	Limbeck, Puls, 2011; Reimann et al., 2014; Alves et al., 2020; Ye et al., 2022
	Селитебная с многоэтажной застройкой	Cd _{1,5} Sb _{1,5}	Cd _{1,9} Zn _{1,6}	
	Селитебная с одноэтажной застройкой	W _{2,0} Sb _{1,8} Pb _{1,8} Cu _{1,4}	Cr _{1,5} Cu _{1,4}	
Свалки промышленных и твердых бытовых отходов	Селитебная с одноэтажной застройкой	W _{2,0} Sb _{1,8} Pb _{1,8} Cu _{1,4}	Mo _{2,9} Cu _{1,4}	Belabed et al., 2014; Адамович и др., 2021; Akanchise et al., 2020; Wang et al., 2022
	Рекреационная	W _{1,7}	–	
Очистные сооружения	Промышленная	As _{1,4} Bi _{1,3}	As _{1,3}	Геохимия..., 1990; Ahmed, Ahmaruzzaman, 2016;
Складирование и переработка металлолома	Промышленная	Sb _{3,1} Pb _{1,9}	Cu _{1,5}	Efunwole et al., 2020; Tumova et al., 2020; Orisadare et al., 2020; Onanuga et al., 2023

Примечание. Цифры в нижнем индексе – величина *CF*

Результаты показывают, что уровни накопления ТММ в почвах и фракции РМ₁₀ ниже, чем в Гусинозерске и Улан-Удэ. Железнодорожная зона является единственной в Северобайкальске, где фракция РМ₁₀ сильнее обогащена ТММ по сравнению с почвами в целом (рис. 51).

Наибольшее влияние на аккумуляцию ТММ в почвах и их фракцию РМ₁₀ оказывают выбросы железнодорожного транспорта. Особенно заметно это проявляется в промышленной и железнодорожной зоне, где накапливаются Sb, Pb, Cu, W, V, Co и Sr. Поллютанты поступают при истирании ходовой части и рельсов, от выхлопных газов,

которые образуются в результате работы двигателей тепловозов. Сурьма является характерным индикатором выбросов железнодорожного транспорта. Так, исследование авторами (Stancic et al., 2022) содержания Sb и Cu в почвах вдоль железной дороги на северо-западе Хорватии выявило обогащение верхних горизонтов почв Sb в 31 раз по сравнению с фоном.

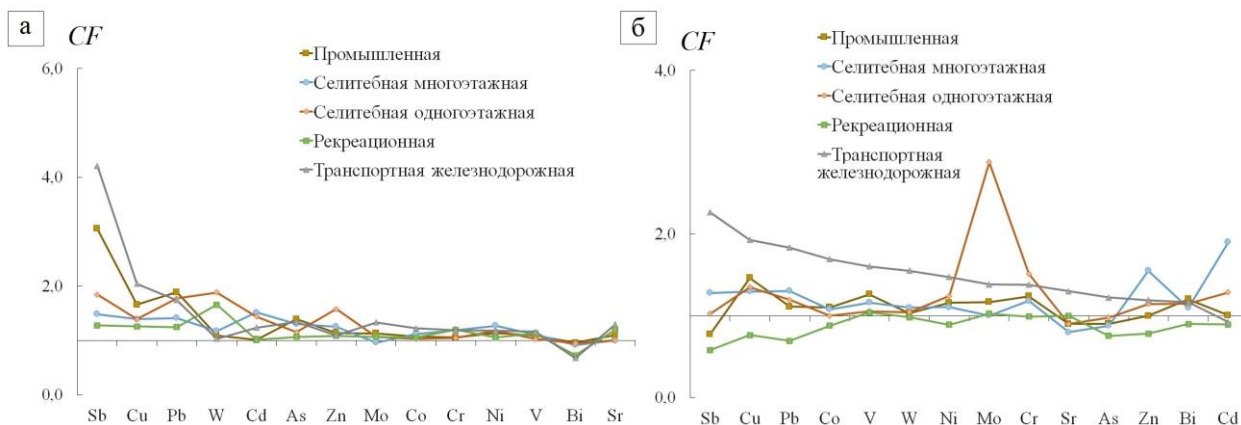


Рис. 51. Геохимические спектры почв (а) и фракции PM₁₀ почв (б) в функциональных зонах Северобайкальска

Расположение Центральной ТЭЦ и ЗШО вблизи БАМ осложняет идентификацию загрязнителей, поступающих непосредственно от сжигания угля. Предполагается, что накопление Sr, Co и Ni в железнодорожной зоне может быть связано с транспортировкой и рассыпанием перевозимого угля для ТЭЦ, а также пылением ЗШО. Так, концентрация Sr в Канско-Ачинских углей, сжигаемых на ТЭЦ Северобайкальска, максимальна и составляет 453 мг/кг, содержание Ni в золе ТЭЦ равно 79 мг/кг, а Co – 22 мг/кг. В жилотной одноэтажной зоне сжигание угля для отопления домов может являться источником Sb, Pb, Cu, Cr.

Влияние выхлопных и невыхлопных выбросов автомобильного транспорта проявляется во всей жилой зоне, в почвах и фракции PM₁₀ накапливаются Sb, Pb, Cd, Cu, Zn, W, Cr. В почвенном покрове промышленной зоны накопление Sb, Cu и Pb обусловлено деятельностью станций технического обслуживания автомобилей, а также складированием и переработкой металлолома. Мышьак и Bi могут накапливаться в почвах под влиянием стоков станции биологической очистки.

Складирование отходов хозяйственной деятельности приводит к поступлению в почвы частного сектора W, Sb, Pb, Cu и Mo. Наименьшее загрязнение свойственно почвам парков в рекреационной зоне, где накапливается лишь W, а фракция PM₁₀ обеднена всеми ТММ.

Геохимические аномалии ТММ в почвах Северобайкальска. В почвах Северобайкальска формирование техногенных аномалий связано, в первую очередь, с влиянием БАМ (рис. 52-54).

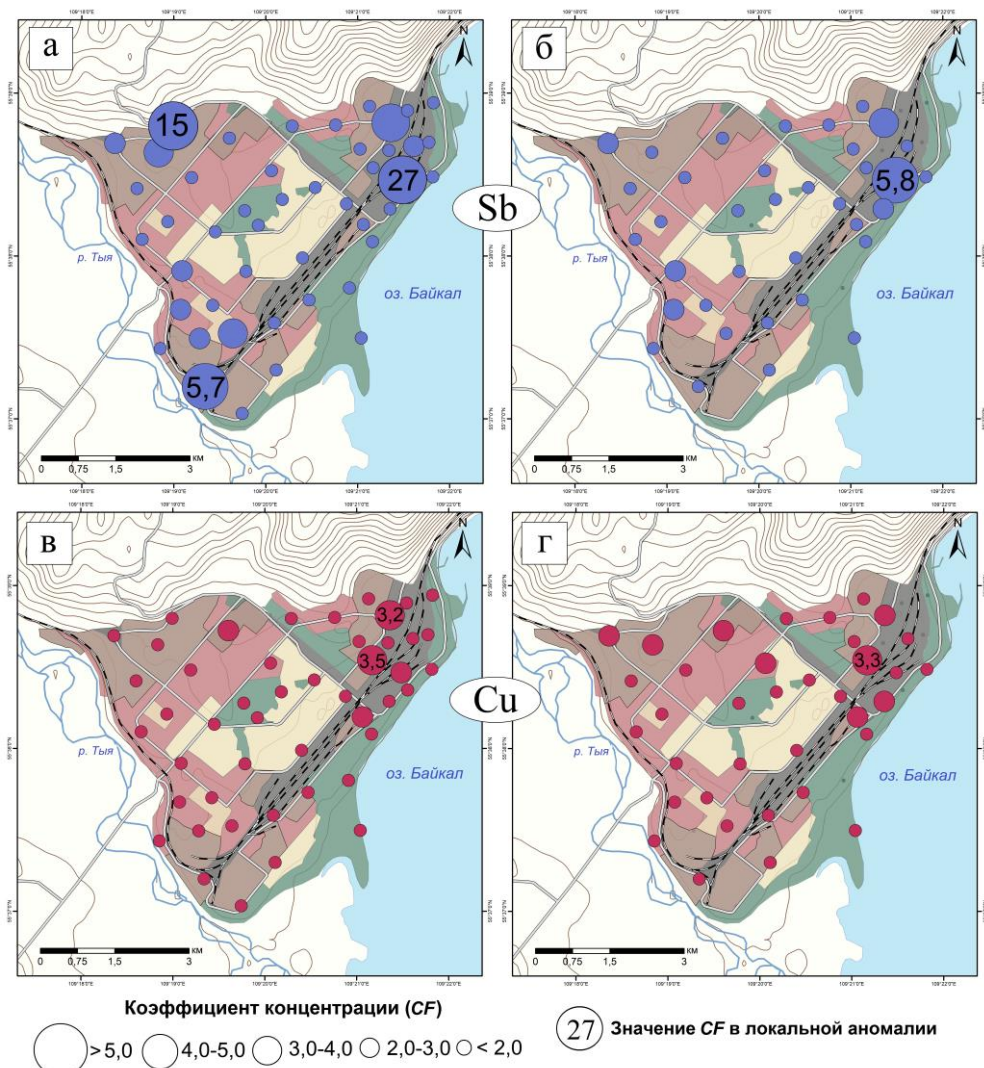


Рис. 52. Коэффициент концентрации (CF) Sb и Cu в верхних горизонтах почв (а, в) и их фракции PM₁₀ (б, г) в Северобайкальске

Так, вблизи подъездных путей к Центральной ТЭЦ и рядом с локомотивным депо, в 370 м от оз. Байкал установлено максимальное превышение над фоном для Sb ($CF = 27$) и Mo (2,0). Вблизи дистанции электроснабжения, которая обеспечивает техническое обслуживание контактной сети и тяговых подстанций, формируется локальная полиэлементная аномалия Pb ($CF = 4,5$), Cu (3,2-3,5), Sr (2,7), Co (2,4) и V (1,8).

На севере города рядом с автосервисом и пунктом сбора металлолома на ул. Объездная установлена локальная техногенная аномалия Sb ($CF = 5,7$) и Pb (4,9). Поллютанты поступают в почву с отработанными маслами и смазками, при обработке

деталей шлифовальной машиной, во время сварочных работ, при покраске и шпаклевочных работах, а также со стоками при мойке автомобилей.

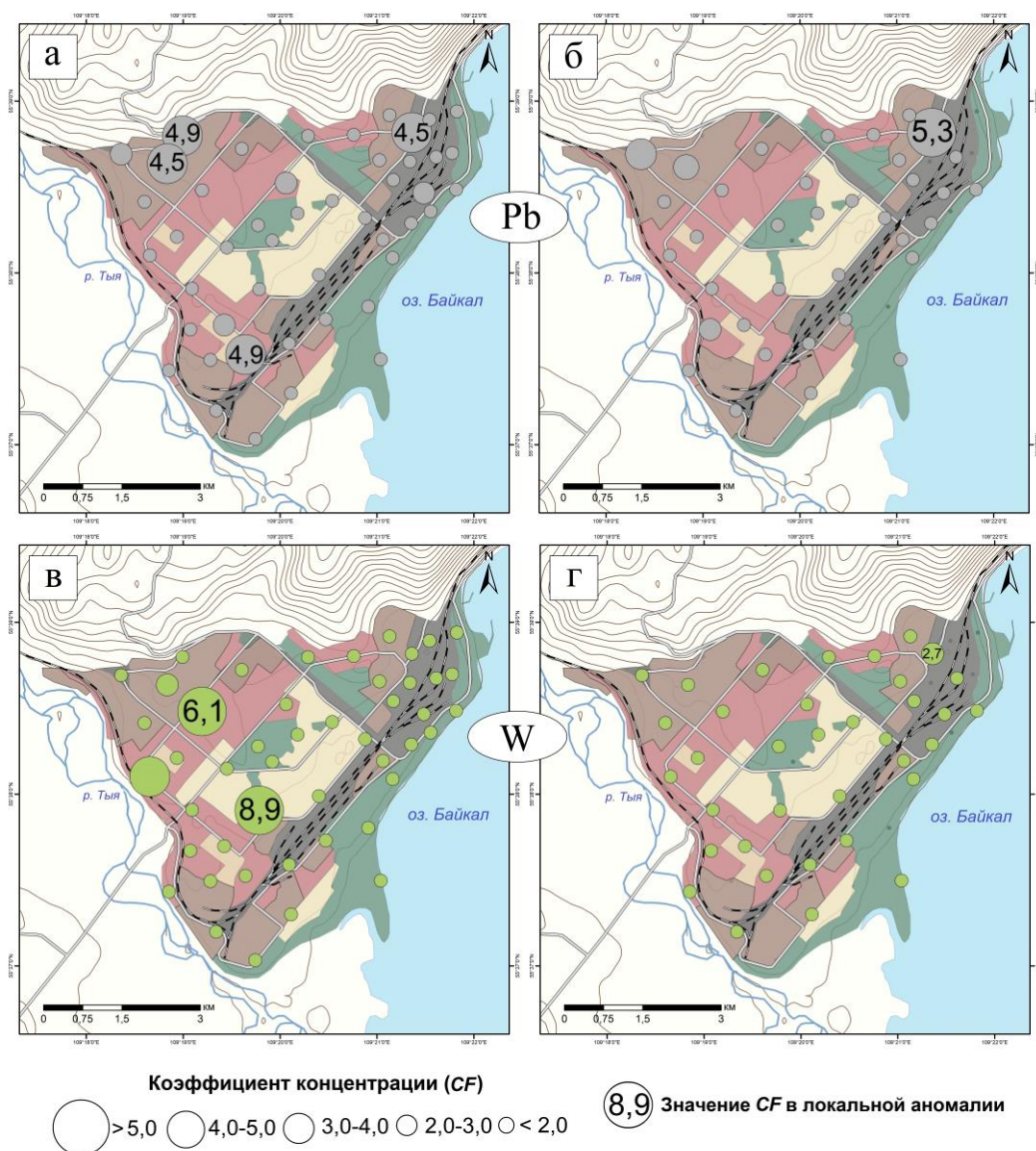


Рис. 53. Коэффициент концентрации (CF) Pb и W в верхних горизонтах почв (а, в) и их фракции PM₁₀ (б, г) в Северобайкальске

Превышение Sb над фоном в 15 раз, As и Bi в 3,1 и 2,1 раза установлено на территории очистных сооружений на юго-западе города, а именно, между сливной станцией и сварочным цехом. Sb поступает при обработке металла и со сварочными отходами (электроды, флюсы, отходы металла и др.), As и Bi – со стоками станции биологической очистки. Влияние складирования коммунально-бытовых отходов приводит к формированию локальных аномалий W (CF = 6,1), Zn (5,8), Pb (4,9), Cd (4,3) и Sb (3,7) в почвах частного сектора на юго-западе Северобайкальска на ул. Даванская.

Во фракции PM_{10} городских почв техногенные геохимические аномалии, как правило, имеют иное пространственное положение. Складирование и сжигание отходов приводит к накоплению во фракции PM_{10} Mo ($CF = 13$) на территории заброшенного участка в частном секторе. Влияние автотранспорта привело к формированию локальной аномалии во фракции PM_{10} Cd ($CF = 3,8$), Sb (2,8), Zn (2,1), W (1,9) и Pb (1,9) на перекрестке крупных автодорог ул. Мира и Дружбы. Другая локальная полиэлементная техногенная аномалия Pb ($CF = 3,0$), Cu (2,4), V (2,3), Sb (2,2), W (2,0) во фракции PM_{10} отмечена на западе города, вблизи предприятия «ЗапБамСтрой-Механизация», поступление ТММ связано с выхлопными газами, истиранием шин, тормозных колодок, асфальтового покрытия при эксплуатации предприятием строительной автотехники – автопогрузчиков, бульдозеров, автокранов, грейдеров и т.д.

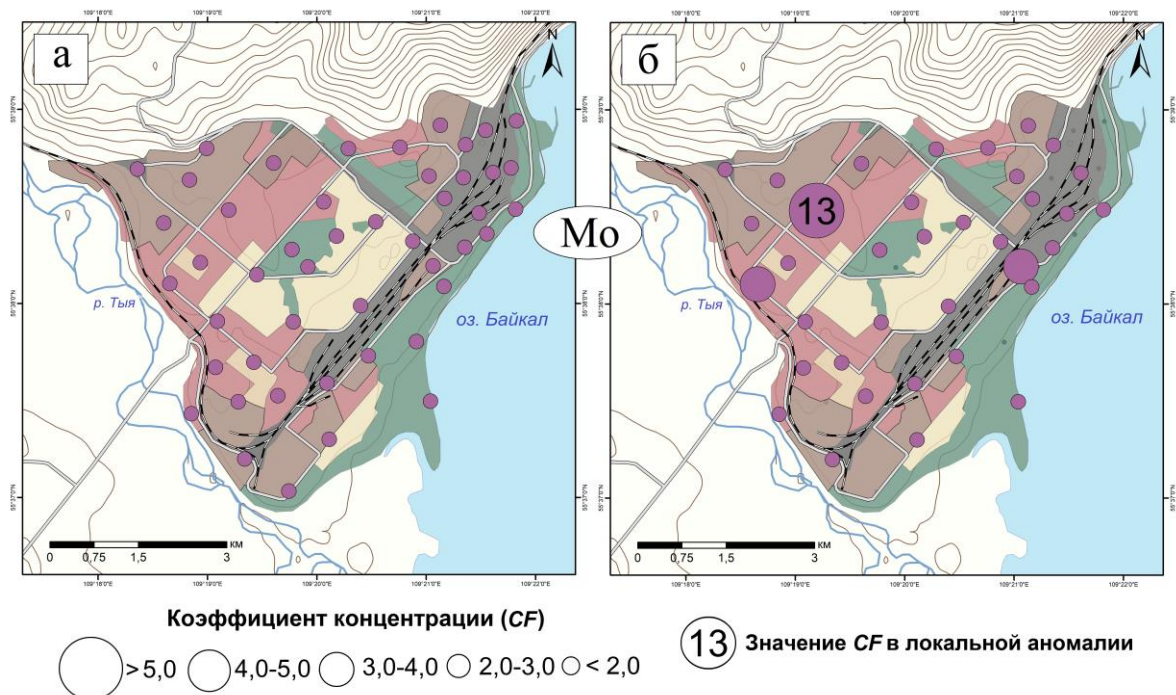


Рис. 54. Коэффициент концентрации (CF) Mo в верхних горизонтах почв (а) и их фракции PM_{10} (б) в Северобайкальске

5.3.2. Природные и антропогенные факторы аккумуляции ТММ в почвах

Гусиноозерск. В Гусиноозерске содержание почти всех ТММ контролируется, в первую очередь, физическими и химическими свойствами почв, для Cd ведущим фактором является принадлежность к функциональной зоне (табл. 30). Как показал анализ дендрограмм, ведущим фактором аккумуляции W, Sb, Co, Ni, V и Cr в почвах Гусиноозерска является содержание оксидов железа, участвующих в формировании хемосорбционного барьера в почвах (Глазовская, 2012). Так, при увеличении содержания

оксидов железа ($Fe_2O_3 > 4,3\%$) концентрации Co и V возрастают в 1,3-1,4 раза, Cr и Ni в 1,5 раза ($Fe_2O_3 > 5,3\%$), W в 1,9 раз ($Fe_2O_3 > 5,7\%$), Sb в 2,6 раз ($Fe_2O_3 > 5,9\%$) (Сычева, Кошелева, 2023).

Для Sb вторым по значимости фактором выступает принадлежность к функциональной зоне, во всей промышленной и селитебной одноэтажной зоне концентрация поллютанта в 1,3 раза выше, чем в селитебной многоэтажной, постагрогенной и зоне пустырей (рис. 56). Третьим и четвертым факторами накопления Sb является содержание PM_{10} и величина $EC_{1:5}$ – при концентрации физической глины более 26% и значениях удельной электропроводности более 158 мкСм/см содержание Sb возрастает в 1,4 раза. Таким образом, Sb накапливается в почвах Гусиноозерска на хемосорбционном с участием сорбционно-седиментационного геохимического барьера.

Таблица 30.

Факторы накопления ТММ в почвах Гусиноозерска

Факторы	Функциональная зона	Физические и химические свойства почв					
		$C_{орг}$	pH	$EC_{1:5}$	PM_{10}	Fe_2O_3	MnO
As				4-	1+ 3+	2+ 4+	
Pb	2	1+	3+		3+ 4+		
Bi			3-	2+ 4-	1+ 3+ 4+		
W	2			4+	3+	1+	
Sb	2			4+	3+	1+	
Cd	1	4-		4+	2- 3-		2+
Mo	3	3+	1-		2-		4-
Sr	4		3+	1+	2-		
Co	2			4+	2+	1+ 3+	3+
Ni	2			5+	4+	1+ 3+	4+
Cu	2	1+		3+ 4-			
Zn	2			1+4+	4+		3+
V				4-	2+	1+ 3+	3+
Cr	3		3-	2+	4+	1+	

Примечание: ранги от 1 до 4 показывают уменьшение значимости фактора; знаки “+” и “-” отражают прямую и обратную связь соответственно.

Мышьяк адсорбируется преимущественно илом и минералами, содержащими оксиды Fe и Mn (Перельман, Касимов, 1999). В глинистой фракции может сорбироваться 27-90% от валового содержания As (Мотузова, 2009). В Гусиноозерске накопление As связано в первую очередь с гранулометрическим составом почв, при содержании тонкой фракции PM_{10} свыше 40% концентрация As возрастает более чем в 2 раза – с 7,1 мг/кг до 15,5 мг/кг. Выявлена положительная связь между аккумуляцией As и содержанием в почвах

оксидов железа – при концентрации $\text{Fe}_2\text{O}_3 > 5,4\%$ содержание As увеличивается в 1,6 раза. Отсюда следует, что As аккумулируется в основном на комплексном сорбционно-седиментационном и хемосорбционном геохимическом барьере (Сычева, Кошелева, 2023).

Поведение Вi в окружающей среде изучено слабо, известно, что Вi способен образовывать карбонатные соединения ($\text{Вi}_2\text{O}_2\text{CO}_3$), что снижает его подвижность и биодоступность в почвах, а также активно сорбируется органическим веществом и оксидами металлов (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Hou et al., 2006). Для почв Восточного округа Москвы (Кошелева, Власов, 2013) было установлено, что концентрация Вi возрастает с ростом количества оксидов Fe и Mn. В почвах Гусиноозерска аккумуляция Вi связана с содержанием физической глины (рис. 56). При содержании фракции $\text{PM}_{10} > 40\%$ концентрации Вi увеличиваются в 1,5 раза, что обусловлено накоплением поллютанта на сорбционно-седиментационном геохимическом барьере. При более легком гранулометрическом составе Вi аккумулируется в слабощелочных, нейтральных и кислых почвах ($\text{pH} < 7,9$) с более высоким содержанием легкорастворимых соединений ($\text{ЕС}_{1:5} > 174$ мкСм/см) (Сычева, Кошелева, 2023).

Основные компоненты почвы, связывающие Pb и Cu – карбонаты, глинистые минералы, органическое вещество (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Установлено, что в почвах Гусиноозерска наибольшее влияние на аккумуляцию поллютантов оказывает $\text{С}_{\text{орг}}$. Концентрации Pb и Cu увеличиваются в 2,3 и 2,4 раза соответственно при содержании $\text{С}_{\text{орг}} > 5,7\%$. При более низком содержании органического вещества аккумуляция поллютантов определяется видом использования территории. Так, Pb активнее накапливается во всей промышленной и селитебной зонах при величине $\text{pH} > 8,3$, в зоне пустырей и постагрогенной зоне концентрация Pb положительно коррелирует с содержанием физической глины (рис. 56). Содержание Cu в 1,6 раза выше в почвах промышленной действующей и недействующей зоны. Во всей селитебной, постагрогенной зонах и зоне пустырей концентрация Cu в почвах возрастает с увеличением содержания легкорастворимых соединений $\text{ЕС}_{1:5} > 130$ мкСм/см (рис. 55). Таким образом, Pb и Cu накапливаются преимущественно на органо-минеральном геохимическом барьере.

Величина pH является ведущим фактором аккумуляции только для анионогенного Мо, который осаждается при увеличении кислотности среды. Анализ дендрограммы с дифференциацией содержания Мо в зависимости от почвенных свойств (рис. 55) показал, что в нейтральных и щелочных почвах концентрации Мо уменьшаются в 4,4 раза, что свидетельствует о миграции и выносе поллютанта из верхних горизонтов. При содержании

физической глины менее 22% концентрация Мо увеличивается. Третьим по значимости фактором накопления Мо в почвах является содержание $C_{орг}$, при увеличении которого свыше 2,1% концентрация Мо увеличивается на 1,2 мг/кг. Таким образом, Мо аккумулируется в основном на комплексном кислотном и биогеохимическом органо-минеральном барьере, хорошо выраженном при значении $pH < 7,1$ и при содержании органического вещества $> 2,1\%$.

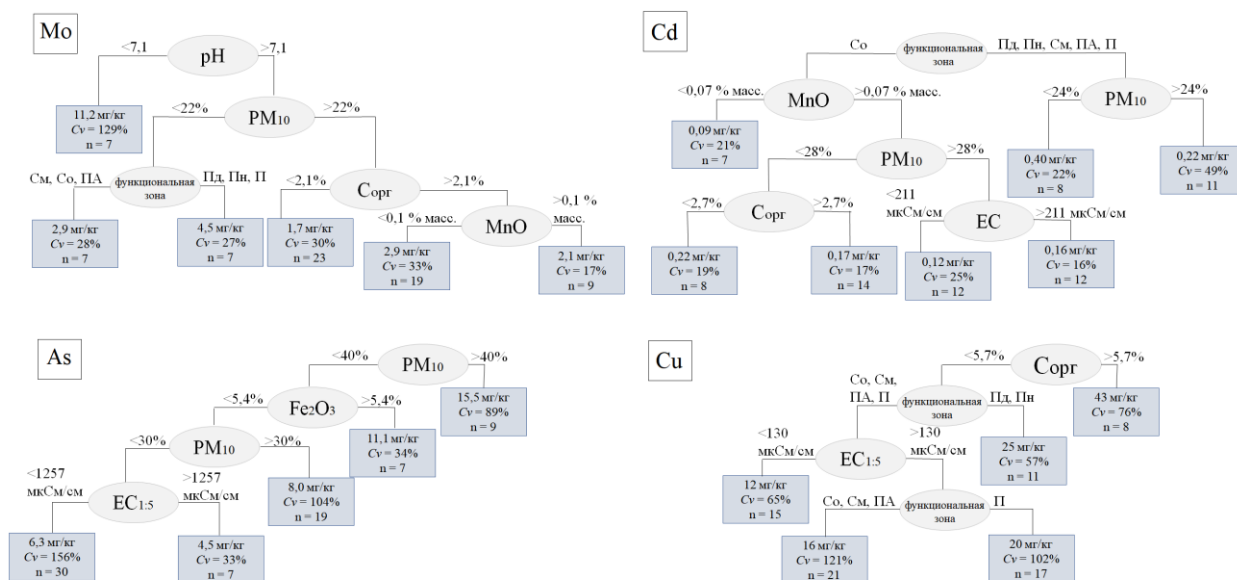


Рис. 55. Факторы накопления (в овалах) Мо, Cd, As и Cu в верхних горизонтах почв Гусиноозерска. Для каждого сочетания факторов приводится среднее содержание ТММ, коэффициент вариации Cv и число точек опробования. *Функциональные зоны*: Пд – промышленная действующая, Пн – промышленная недействующая, См – селитебная многоэтажная, Со – селитебная одноэтажная, ПА – постагрогенная, П – пустыри.

Удельная электропроводность водной вытяжки $EC_{1,5}$ выступает наиболее значимым фактором аккумуляции Sr и Zn, положительная корреляция халькофильного Zn с $EC_{1,5}$ обусловлена его способностью осаждаться в виде малорастворимых солей, таких как гидроксид цинка $Zn(OH)_2$ или карбонат цинка $ZnCO_3$, что может уменьшить его подвижность и биодоступность, а высокая концентрация сульфатов может привести к осаждению Zn в виде сульфата цинка $ZnSO_4$ (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). В почвах Гусиноозерска наибольшие значения $EC_{1,5} > 1000$ мкСм/см, а также локальные аномалии Sr ($CF = 18-26$) и Zn (13) приурочены к пойме р. Загустай. Для Sr установлена отрицательная связь с содержанием физической глины, концентрация Sr возрастает в 1,7 раза при содержании PM_{10} менее 20%.

Источники некоторых элементов приурочены к отдельным функциональным зонам, вызывая в них формирование техногенных аномалий высокой контрастности. Так, на

дендрограмме, показывающей дифференциацию содержания Cd при разных сочетаниях влияющих факторов (рис. 55), выделяется селитебная одноэтажная зона, в которой концентрации Cd по сравнению с другими зонами увеличиваются в 3 раза. В других функциональных зонах основными факторами накопления выступают содержание MnO, либо PM₁₀. При содержании фракции PM₁₀ более 24% и при росте содержания оксидов марганца (MnO > 0,07%) в почвах концентрация Cd возрастает почти в 1,7-2 раза, что связано с его осаждением на комплексном хемосорбционном и сорбционно-седиментационном геохимическом барьере (Сычева, Кошелева, 2023).

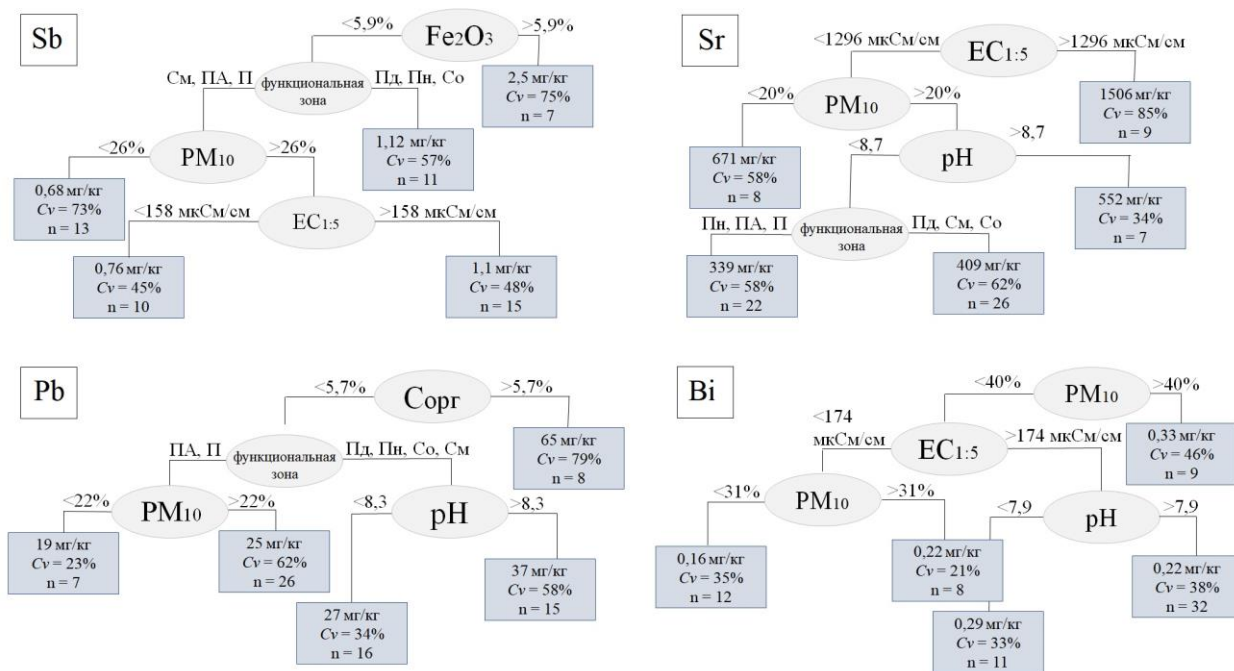


Рис. 56. Факторы накопления (в овалах) Sb, Sr, Pb и Bi в верхних горизонтах почв Гусиноозерска. Для каждого сочетания факторов приводится среднее содержание ТММ, коэффициент вариации Cv и число точек опробования. Функциональные зоны: Пд – промышленная действующая, Пн – промышленная недействующая, СМ – селитебная многоэтажная, Со – селитебная одноэтажная, ПА – постагрогенная, П – пустыри.

Северобайкальск. В отличие от Гусиноозерска, в Северобайкальске содержание оксидов железа не выступает ведущим фактором аккумуляции большинства элементов, оно определяет накопление лишь Pb и W (табл. 31). При высоком содержании Fe₂O₃ (> 6,9%) аккумуляция Pb зависит от физической глины, при PM₁₀ > 19% его концентрация возрастает в 2 раза (рис. 57). При низком содержании Fe₂O₃ накопление Pb определяет органическое вещество и вид использования территории – более высокие концентрации Pb приурочены к среднегумусным почвам (С_{орг} > 2,4%) промышленной и селитебной одноэтажной зон, куда поллютант поступает с выбросами транспортных средств, мастерских по ремонту и обслуживанию автомобилей и фабрик. Для W вторым по значимости фактором

аккумуляции выступает содержание оксидов Mn, при $MnO > 0,10\%$ концентрация W увеличивается в 1,2 раза (рис. 58). Таким образом, W аккумулируется на хемосорбционном геохимическом барьере с участием оксидов Fe и Mn, а Pb на комплексном хемосорбционном и сорбционно-седиментационном барьере, где он фиксируется оксидами Fe и частицами PM_{10} .

Таблица 31.

Факторы накопления ТММ в почвах Северобайкальска

Факторы	Функциональная зона	Физические и химические свойства почв					
		$C_{орг}$	pH	$EC_{1:5}$	PM_{10}	Fe_2O_3	MnO
V		2-	3+	4-	1+		
Cr	4			1+ 2-	3+		
Co	4	1+		2+			3+
Ni		3-	1+	2+	4-		2-
Cu	3	3+	1+ 2+				
Zn		1+	3- 4+			2+	3+
As		2+	1-				3+
Mo	1 4	2+		3+			
Cd		1+ 3+	2+ 3+				
Sr		1+		2+	3-		
Sb	2	1+ 4+	3+				
W						1+	2+ 3+
Pb	3	3+			2+	1+	
Bi	1		3-	2+		3+	2+

Примечание: ранги от 1 до 4 показывают уменьшение значимости фактора; знаки “+” и “-” отражают прямую и обратную связь соответственно.

Содержание V в почвах Северобайкальска возрастает при утяжелении грансостава, т.е. доли физической глины (рис. 58). Если содержание $PM_{10} < 24\%$, накопление V протекает более интенсивно в почвах с содержанием органического вещества более 3,8%. В почвах с меньшим количеством $C_{орг}$ отчетливо проявляется влияние на поведение V щелочно-кислотных условий: в нейтральных и щелочных почвах ($pH < 7,2$) он накапливается в 1,2 раза интенсивнее, что обусловлено снижением подвижности металлов в щелочных условиях. При $pH > 7,2$ содержание V в почвах слабо меняется в зависимости от величины удельной электропроводности, поллютант сильнее аккумулируется при $EC_{1:5} < 112$ мкСм/см. Таким образом, накопление V в почвах Северобайкальска связано с влиянием комплексного сорбционно-седиментационного, биогеохимического органо-минерального и в меньшей степени щелочного геохимического барьера в почвах.

Главным фактором аккумуляции As, Cu и Ni выступают щелочно-кислотные условия. Аниогенный As активнее накапливается на кислом геохимическом барьере, низкий pH способствует адсорбции мышьяка на оксидах металлов и органическом веществе, что уменьшает его подвижность – при pH < 7,0 концентрация As возрастает в 1,6 раза. В нейтральных и щелочных почвах его аккумуляция зависит от содержания органического вещества и оксидов Mn. Таким образом, As преимущественно накапливается на кислом геохимическом барьере и в меньшей степени на биогеохимическом органо-минеральном и хемосорбционном барьерах.

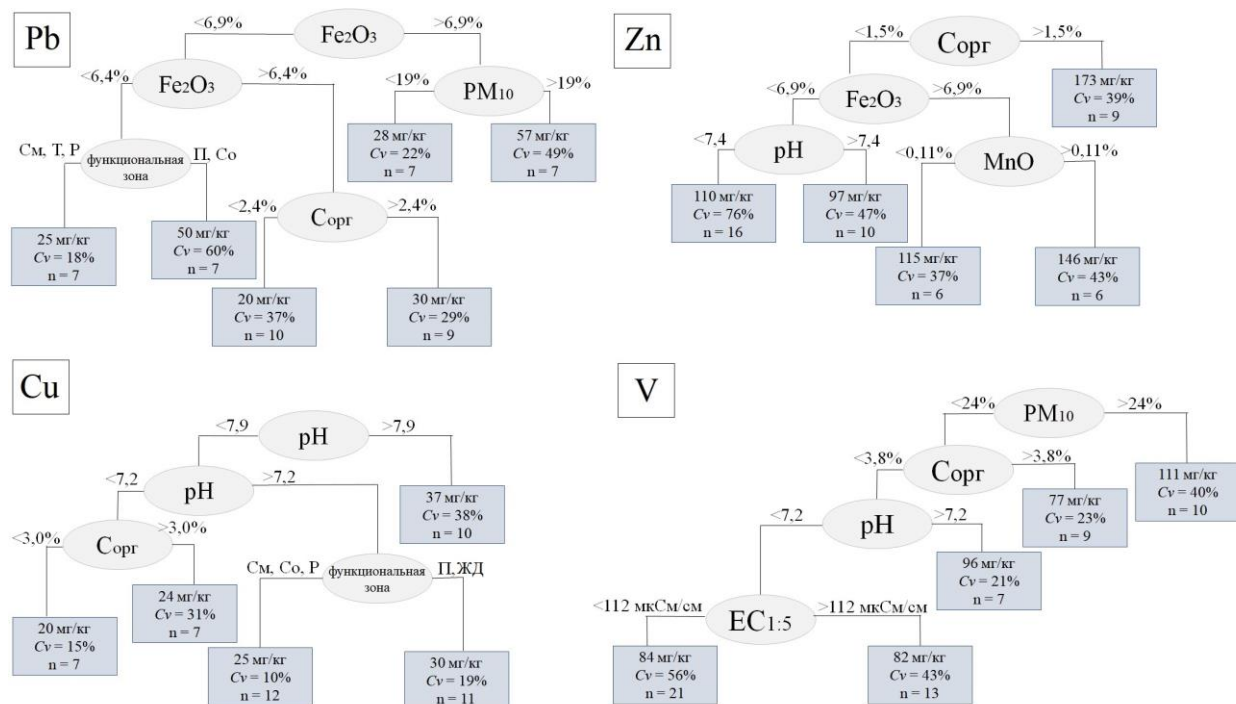


Рис. 57. Факторы накопления (в овалах) Pb, Zn, Cu и V в верхних горизонтах почв Северобайкальска. Для каждого сочетания факторов приводится среднее содержание ТММ, коэффициент вариации Cv и число точек опробования n. *Функциональные зоны*: П – промышленная, См – селитебная многоэтажная, Со – селитебная одноэтажная, Р – рекреационная, ЖД – транспортная железнодорожная.

Скорость миграции катионогенных Cu и Ni снижается при увеличении щелочности среды, при pH > 7,9 концентрация Cu увеличивается в 1,4 раза, а содержание Ni при pH > 7,2 возрастает в 1,2 раза (рис. 57, 58). В слабощелочных, нейтральных и кислых почвах (pH < 7,9) Cu активнее накапливается в почвах промышленной и транспортной зоны с содержанием органического вещества Co_{org} > 3,0%. Таким образом, Cu аккумулируется на щелочном и биогеохимическом органо-минеральном геохимических барьерах.

В кислых и нейтральных почвах (pH < 7,2) Ni интенсивнее накапливается при величине ES_{1:5} > 110 мкСм/см, а в нейтральных и щелочных (pH > 7,2) – при более низком

содержании оксидов Mn ($< 0,11\%$), органического вещества ($< 2,9\%$) и доли физической глины ($< 21\%$). Согласно полученным результатам, Ni активнее всего накапливается в почвах на щелочном барьере.

Моделирование валового содержания ТММ в почвах Северобайкальска выявило увеличение концентраций наибольшего числа поллютантов V, Co, Ni, Zn, Cd, Sr и Sb при возрастании содержания органического вещества. Чаще всего зависимость между более высокими концентрациями данных ТММ и $C_{\text{орг}}$ наблюдается в почвах промышленной и железнодорожной зоны. Вероятно, это связано с осаждением частиц угля и золы, которые поступают при транспортировке топлива по БАМ и при сжигании его на Центральной ТЭЦ. При содержании $C_{\text{орг}} < 1,5\%$ содержание Zn прямо контролируется оксидами Fe и Mn. При концентрации $\text{Fe}_2\text{O}_3 < 6,9\%$ Zn активнее накапливается при значениях $\text{pH} < 7,4$.

Удельная электропроводность выступает наиболее значимым фактором лишь для Sr (рис. 57), при увеличении содержания легкорастворимых соединений $\text{ЕС}_{1:5} > 95$ мкСм/см его аккумуляция протекает интенсивнее при доли физической глины $\text{PM}_{10} > 25\%$. В почвах с меньшим содержанием PM_{10} концентрация Sr выше в селитебной многоэтажной, рекреационной и транспортной зонах. Таким образом, в почвах Северобайкальска Sr накапливается на биогеохимическом органо-минеральном барьере.

Валовое содержание Mo и Bi в почвах контролируется, в первую очередь, видом использования территории. Более интенсивная аккумуляция Mo в почвах транспортной железнодорожной зоны обусловлена влиянием выбросов железнодорожного транспорта. В почвах всех остальных функциональных зон Северобайкальска концентрация Mo возрастает при содержании органического вещества более $3,6\%$ и величине удельной электропроводности свыше 131 мкСм/см. При низких значениях $\text{ЕС}_{1:5} (< 131$ мкСм/см) содержание Mo выше в почвах селитебной одноэтажной и рекреационной зонах. Висмут активнее аккумулируется в нейтральных и кислых почвах ($\text{pH} < 7,2$) промышленной, селитебной многоэтажной и одноэтажной зон при более высоком содержании легкорастворимых соединений ($\text{ЕС}_{1:5} > 138$ мкСм/см). Таким образом, аккумуляция Mo в почвах Северобайкальска протекает на биогеохимическом органо-минеральном геохимическом барьере, а Bi – на щелочном и в меньшей степени на хемосорбционном геохимическом барьере.

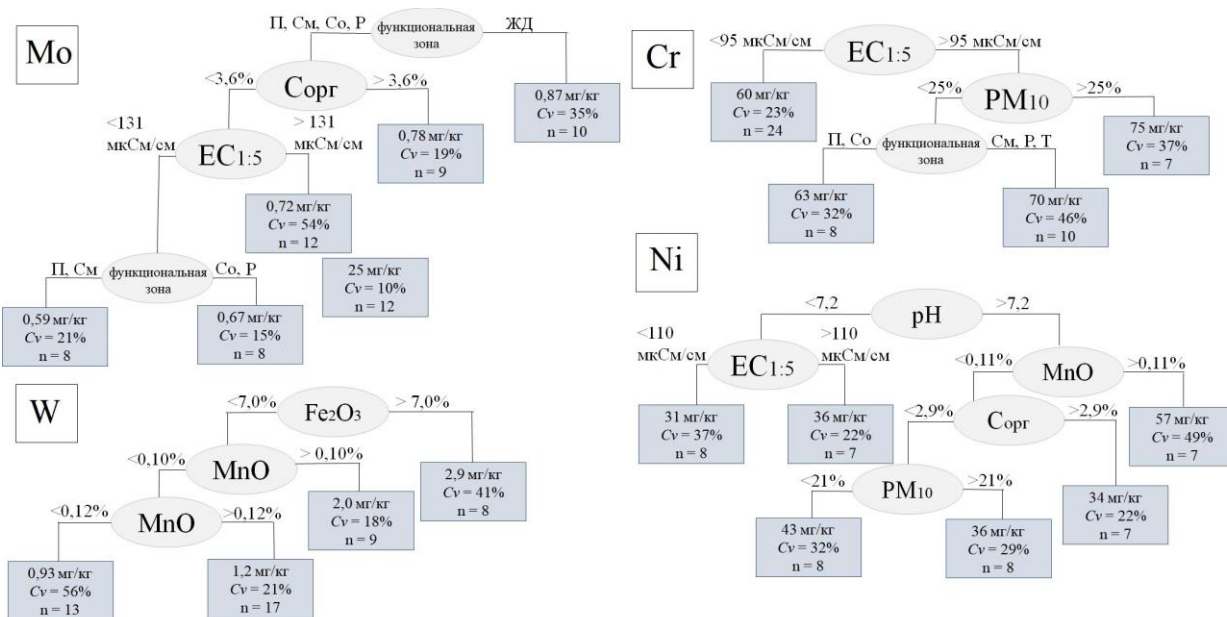


Рис. 58. Факторы накопления (в овалах) Mo, Cr, W и Ni в верхних горизонтах почв Северобайкальска. Для каждого сочетания факторов приводится среднее содержание ТММ, коэффициент вариации C_v и число точек опробования n . *Функциональные зоны*: П – промышленная, См – селитебная многоэтажная, Со – селитебная одноэтажная, Р – рекреационная, ЖД – транспортная железнодорожная.

Для верхних горизонтов почв Гусиноозерска и Северобайкальска удалось выявить ведущие геохимические барьеры, на которых протекает аккумуляция поллютантов (табл. 32).

Таблица 32.

Геохимические барьеры (по Глазовской, 2012) в верхних горизонтах почв Гусиноозерска и Северобайкальска и накапливающиеся элементы

Геохимический барьер	Накапливающиеся элементы	
	Гусиноозерск	Северобайкальск
Хемосорбционный	W, Sb, Co, Ni, V, Cr, Cd, Zn	W, Pb, Bi
Биогеохимический органо-минеральный	Pb, Cu	Co, Zn, Cd, Sr, Sb, Mo
Сорбционно-седиментационный	As, Bi	V, Cr
Кислотный	Mo	As
Щелочной	Sr	Ni, Cu

Так, в накоплении ТММ в почвах Гусиноозерска ведущее значение имеет хемосорбционный барьер с участием оксидов Fe, на котором аккумулируются W, S, Co, Ni, V, Cr, Cd и Zn. В Северобайкальске накопление наибольшего числа ТММ (Co, Zn, Cd, Sr, Sb и Mo) протекает на биогеохимическом органо-минеральном барьере.

5.3.3. Источники ТММ в почвах и их фракции PM₁₀

Гусиноозерск. Для почв в целом значения коэффициента R² для As, Bi, W, Sb, Cd, Ni, Zn и Cr составили 0,52-0,76, для Pb, Co, V 0,84-0,88, для Mo, Sr, Cu 0,92-0,97. Для фракции PM₁₀ почв значения R² составили для Cr, Zn, Ni, Cd, Pb As, Bi, W, Sb, 0,61-0,77, для Co, Cu и V 0,82-0,89, для Mo и Sr 0,96-0,98.

Для почв в целом выявлено пять основных факторов (рис. 59, 60б). Первый фактор включает V (70,8% суммарной концентрации), As (63,2), Co (62,0), Ni (53,4), Bi (51,5), Cr (50,1), W (44,6), на долю которых приходится в сумме **37,4%** общей дисперсии.

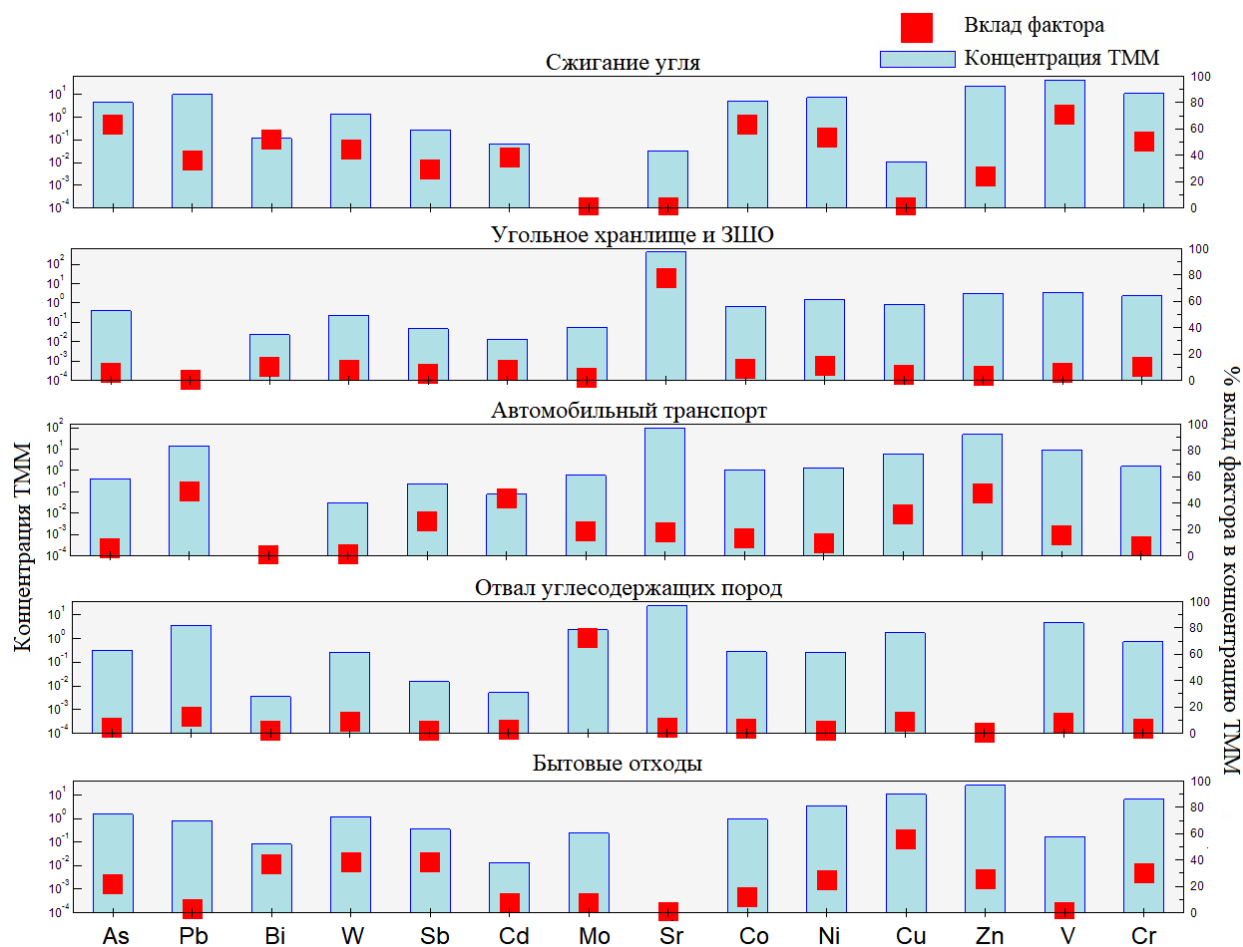


Рис. 59. Профили факторов и процент вклада факторов в накопление ТММ в почвах Гусиноозерска согласно модели PMF

Для Co, Ni, Bi, Cr выявлен низкий ($C_v = 24-50\%$), а для As средний (60%) уровень вариабельности в почвах, что свидетельствует об относительно равномерном распределении концентраций загрязнителей по территории города без контрастных локальных аномалий. Высокие доли V (70,8%) и As (63,2%) с участием Cr, Ni и Bi

указывают на фактор выбросов угольной ГРЭС и при печном отоплении, где эти элементы являются индикаторами продуктов сгорания.

Второй фактор включает один Sr (77,9%) и описывает **11,3%** общей дисперсии. Для Sr характерны высокие коэффициенты вариации в почвах ($C_v = 107\%$), что свидетельствует о техногенном источнике загрязнителя, локальные аномалии Sr в почвах Гусиноозерска вблизи ГРЭС характеризуются превышением его концентраций над фоном до 26 раз. Поступление Sr, вероятно, связано с пылением ЗШО и угольного хранилища, поступлением частиц угля при разгрузке вагонов.

Вклад *третьего фактора* в общую дисперсию составляет **20,4%**, он объясняет накопление Pb (48,9%), Zn (47,5), Cd (43,9), Cu (31,1) и Sb (25,9). Для Pb, Zn, Cd и Cu установлены средние коэффициенты вариации ($C_v = 60-81\%$), для Sb – высокие (103%). Вероятнее всего, данный фактор связан с влиянием выбросов автотранспорта (Limbeck, Puls, 2011; Roy et al., 2023; Wagner et al., 2024).

На *четвертый фактор* приходится меньше всего (**9,5%**) общей дисперсии, он включает один Mo (72,8%), для которого характерны максимальные уровни вариативности ($C_v = 158\%$) среди изученных ТММ в почвах Гусиноозерска. Это обусловлено формированием локальной аномалии Mo ($CF = 25$) в почвах на юге города вблизи отвала вскрышных пород бурогоугольного месторождения. Таким образом, основным источником Mo является отвал углесодержащих пород.

Пятый фактор включает Cu (55,4%), W (38,3), Bi (36,8), Sb (38,0), Cr (29,5) и Zn (25,7) и описывает **21,4%** общей дисперсии. Источниками данных ТММ могут выступать многочисленные стихийные свалки бытовых отходов. Так, Cu и Sb содержатся в проводах, кабелях, аккумуляторах, полупроводниках, W – в нитях накаливания, Bi – в косметике и медицинских изделиях, Cr – в хромированных деталях, кожаных изделиях, прошедших хромирование, красках и флюсах, Zn применяется при гальванизации, содержится в кремах и мазях (Akanchise et al., 2020; Wang et al., 2022; Mavakala et al., 2022).

При анализе пространственного распределения факторов учитывался их вклад в накопление ТММ для каждой функциональной зоны города (рис. 60а).

На почвы промышленной действующей зоны наибольшее влияние (27% от суммы вкладов источников) оказывает фактор, связанный с пылением угля и ЗШО. Второй по значимости фактор – влияние вскрышных угольных пород – составляет 21% от суммы вкладов источников, он связан с влиянием отвала на юге Гусиноозерска. На почвы промышленной недействующей зоны одинаковое воздействие оказывают три фактора:

складирование отходов (22%), выбросы автотранспорта и влияние выбросов при сжигании угля (24%). Для селитебной многоэтажной и одноэтажной зон вклад выбросов автотранспорта максимален и составляет 36 и 33% соответственно. В постагрогенной зоне максимальный вклад (33%) дает фактор, связанный с сжиганием угля.

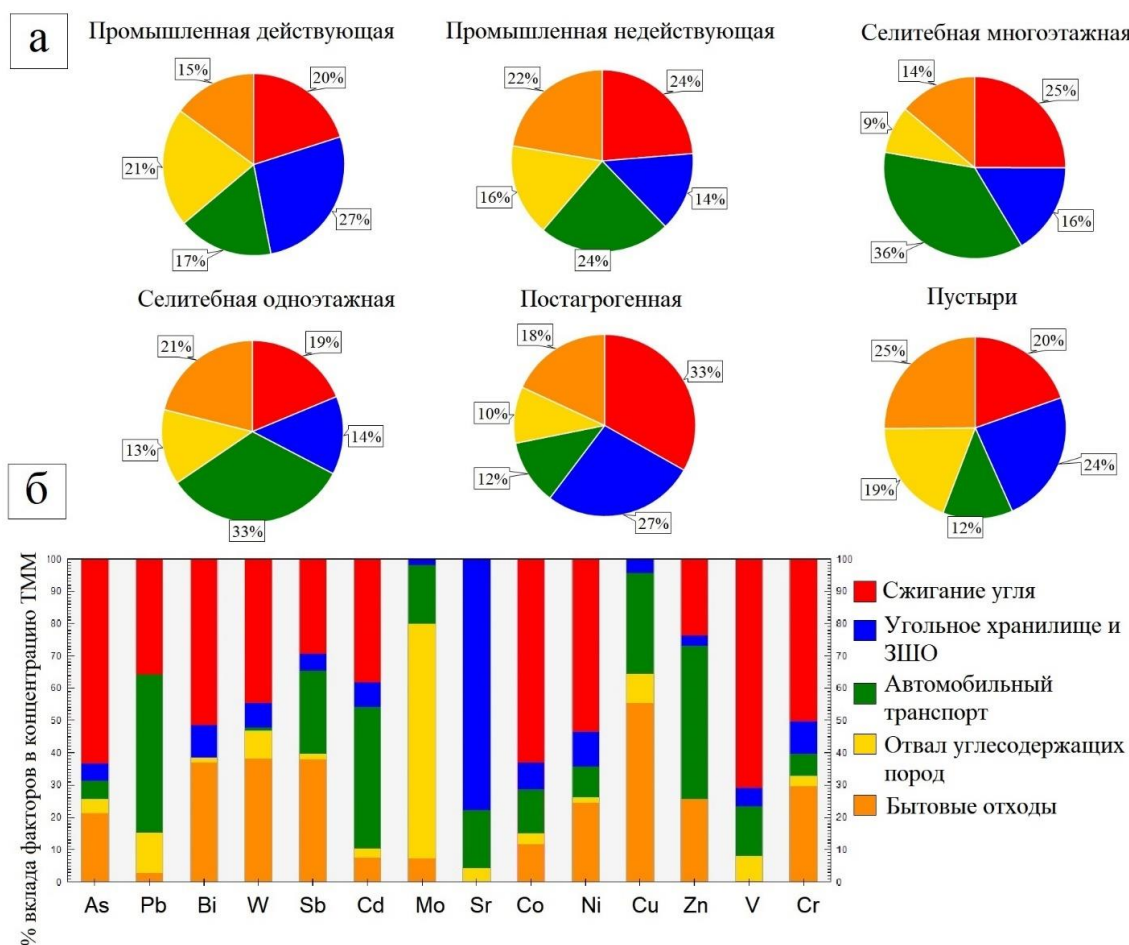


Рис. 60. а) Средние относительные вклады факторов в аккумуляцию ТММ в почвах функциональных зон Гусиноозерска; б) процентный вклад факторов в накопление ТММ в почвах Гусиноозерска

Для фракции PM_{10} почв Гусиноозерска установлено также пять основных факторов, совпадающих с почвами в целом (рис. 61, 62б). Вклад *первого фактора* в общую дисперсию минимальный и составляет **6,2%**, что ниже, чем для почв в целом. Наибольшая факторная нагрузка установлена для одного Sr (66,1%). Во фракции PM_{10} почв для Sr также характерна высокая вариабельность концентраций ($C_v = 147\%$) и формирование локальных геохимических аномалий вблизи железной дороги, ЗШО и рядом с промзоной ГРЭС. Таким образом, источником Sr во фракции PM_{10} почв Гусиноозерска выступает пыление угля и ЗШО.

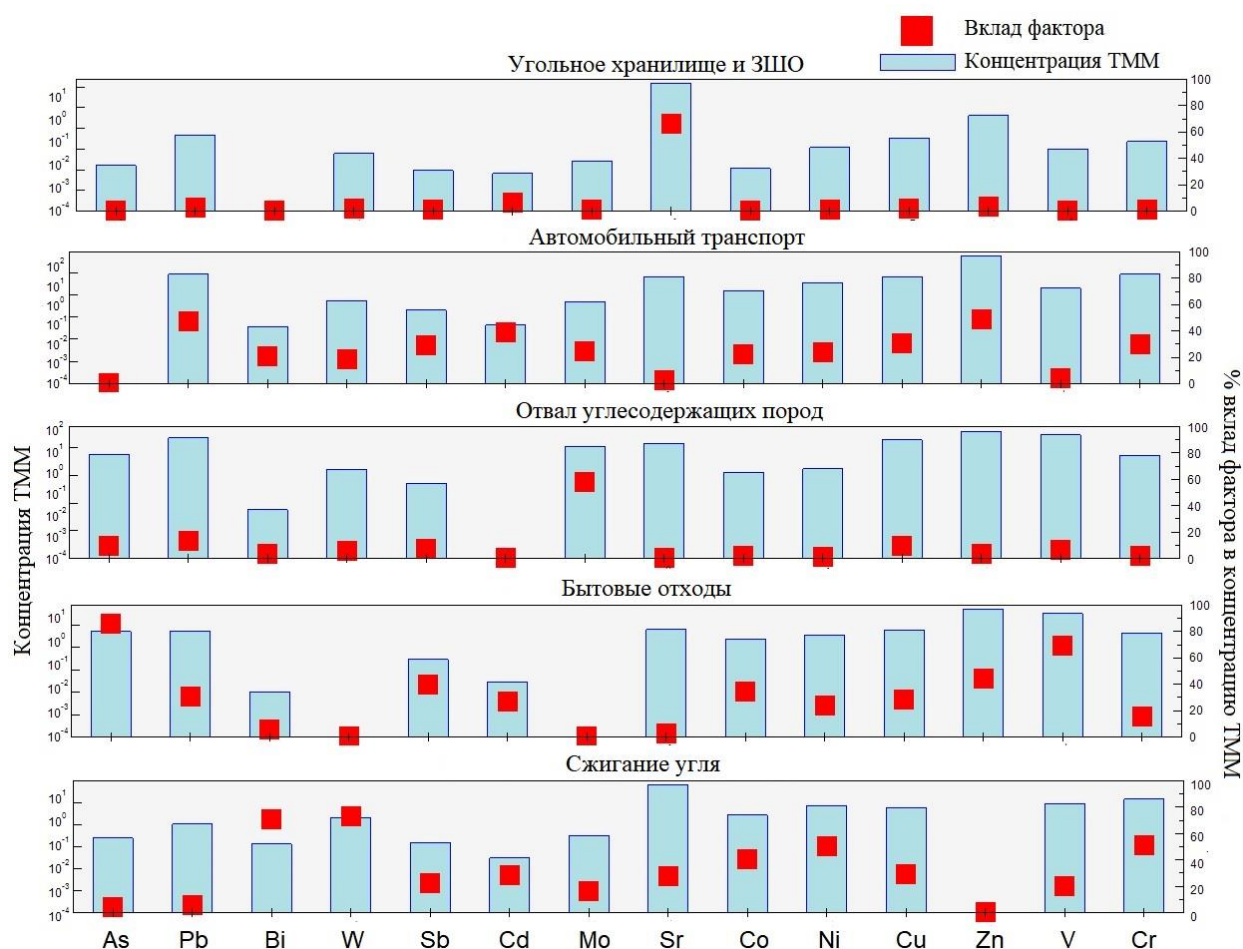


Рис. 61. Профили факторов и процент вклада факторов в накопление ТММ во фракции PM_{10} почв Гусиноозерска согласно модели PMF

На второй фактор приходится **24,4%** общей дисперсии, он включает Zn (48,8%), Pb (47,3), Cd (38,9), Cu (31,0), Cr (30,1), Sb (28,9) и Mo (24,5). Максимальные коэффициенты вариации у Sb ($Cv = 202\%$) и Mo (198%), средние уровни вариабельности характерны для Zn, Pb, Cd и Cu (52-88%), для Cr коэффициент вариации низкий (41%). Также как и для почв в целом, данный фактор можно идентифицировать как выбросы автомобильного транспорта. Для фракции PM_{10} вклад данного фактора в накопление ТММ несколько выше, чем для почв в целом (20,4%), кроме того, он включает Cr и Mo, которые выбрасываются в атмосферу при износе металлических деталей транспортных средств, истирании шин и дорожного полотна (Amato et al., 2009). Молибден используется в моторных маслах и смазочных материалах в качестве присадки для улучшения смазочных свойств и уменьшения износа. По данным (Sanders et al., 2003), Mo и Cr поступают в почву при истирании шин и тормозных колодок, при этом около 60-85% образующихся частиц имеют размер < 10 мкм.

Третий фактор включает один Mo (58,0%) с высокой вариабельностью ($C_v = 198\%$), его вклад в общую дисперсию составляет **8,7%**. Третий фактор связан с воздействием отвала вскрышных буругольных пород. По сравнению с почвами в целом, он вносит меньший вклад в накопление Mo в тонкой фракции – около 42,0% концентрации Mo обусловлены другими источниками загрязнения, в том числе выбросами автотранспорта.

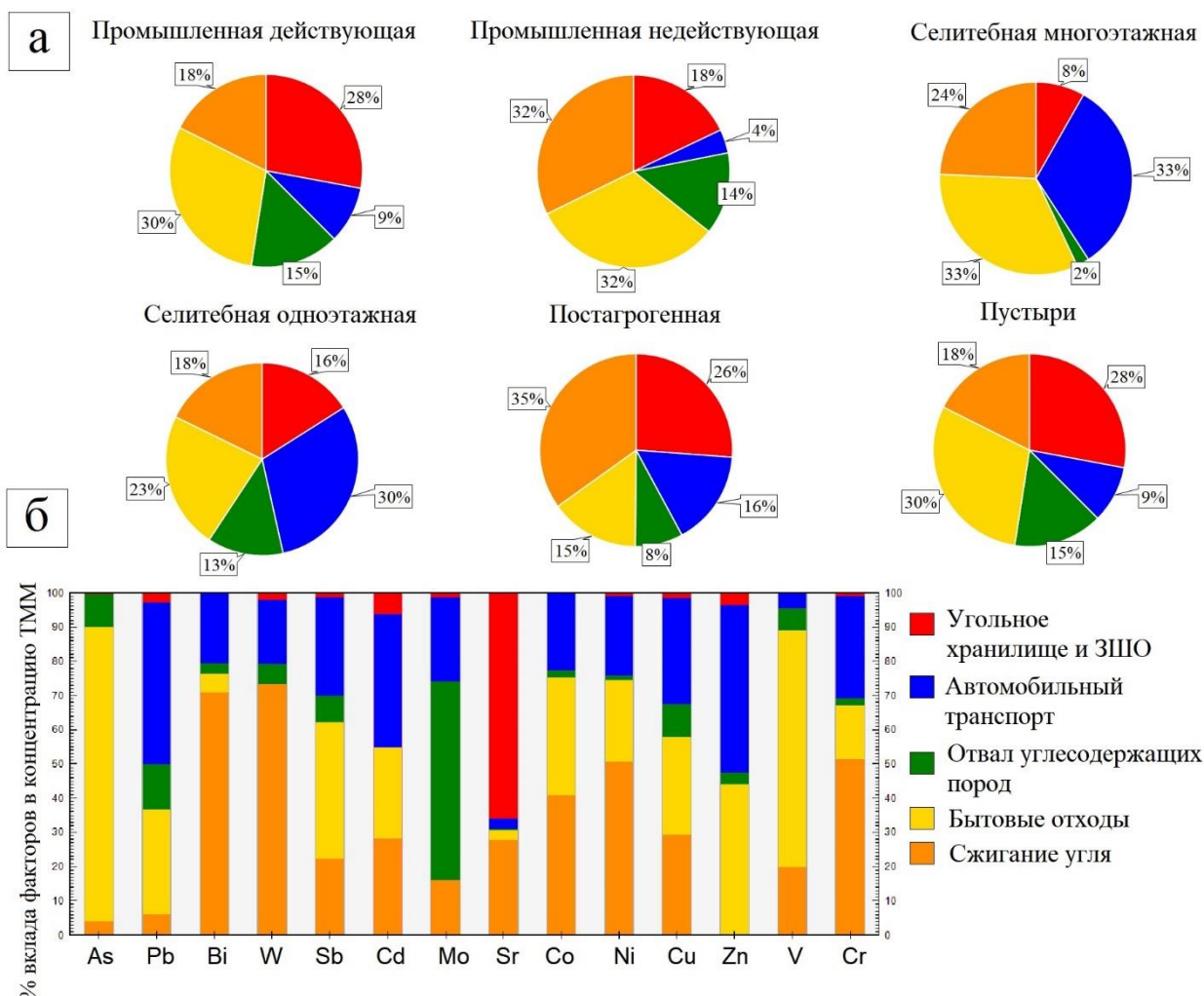


Рис. 62. а) Средние относительные вклады факторов в аккумуляцию ТММ во фракции PM_{10} почв функциональных зон Гусиноозерска; б) процентный вклад факторов в накопление ТММ во фракции PM_{10} почв Гусиноозерска

На четвертый фактор приходится **29,1%** общей дисперсии, он включает As (85,9%), V (69,3), Zn (44,1), Sb (40,1), Co (34,4), Cd (30,0). Скорее всего, данный фактор связан с воздействием стихийных свалок, для которых характерен полиэлементный состав загрязнения.

Пятый фактор включает W (73,5%), Bi (70,8), Cr (51,4), Ni (50,7), Co (40,9) и описывает максимальную долю **31,5%** общей дисперсии. Для W выявлен средний уровень

вариабельности концентраций во фракции PM_{10} ($Cv = 93\%$), для остальных металлов – низкий (41-42%), что обусловлено слабой контрастностью распределения содержания ТММ в тонкой фракции почв по территории города. Аналогично почвам в целом, данный фактор связан с сжиганием бурого угля.

Анализ пространственного распределения факторов в накопление ТММ во фракции PM_{10} почв по функциональным зонам Гусиноозерска (рис. 62а) показал, что на фракцию PM_{10} почв промышленной действующей зоны наибольшее влияние оказывают факторы, связанные со складированием отходов, а также пыление угля и золошлаков (30% и 28% от суммы вкладов источников соответственно). В промышленной недействующей зоне одинаковый вклад в накопление поллютантов вносят выбросы при сжигании угля и складирование отходов. Для фракции PM_{10} почв жилой многоэтажной и одноэтажной зон наибольший вклад вносят выбросы автотранспорта (33 и 30%) и складирование отходов (33 и 23%). Сжигание угля оказывает наибольшее влияние на аккумуляцию ТММ во фракции PM_{10} почв в постагрогенной зоне (35%). Влияние складирования отходов максимально (30%) в тонкой фракции пустырей. Наименьший вклад в накопление поллютантов в данных зонах вносят вскрышные породы (2-15%).

Северобайкальск. По результатам расчетов с помощью модели PMF, коэффициенты R^2 наблюдаемых и прогнозируемых значений для почв в целом составили 0,50-0,78 для V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sb, W, Bi, Sr, 0,89 для As, 0,97 для Pb. Для фракции PM_{10} почв значения R^2 составили 0,61-0,77 для Cr, Zn, Ni, Cd, Pb As, Bi, W, Sb, 0,82-0,89 для Co, Cu и V, 0,96-0,98 для Mo и Sr.

Для почв в целом выявлено четыре основных фактора (рис. 63, 64б). *Первый фактор* включает наибольшее число элементов: Cr (56,1%), Bi (52,1), Ni (45,5), V (44,1), Co (41,3), Cd (38,2), Zn (34,0), их вклад в общую дисперсию составляет **28,0%**. Данные элементы, кроме Zn, имеют низкие уровни вариабельности концентраций в почвах ($Cv = 18-36\%$), для Zn выявлен средний уровень (60%). Смешанный вклад V (44,1%), Co, Cr и Ni, а также наличие Zn и Cd указывают на техногенный фактор, аналогичный Улан-Удэ и Гусиноозерску, который связан с выбросами при сжигании угля. Присутствие Zn и Cd, которые ассоциируются с железнодорожным транспортом, обусловлены пространственной близостью БАМ и Центральной ТЭЦ. В результате, зольные компоненты угольной ТЭЦ, которые изначально доминируют, "смешиваются" с элементами от других источников, в данном случае, с выбросами БАМ. Это приводит к вариативности профиля ТММ в

зависимости от преобладания локальных эмиссий и метеорологических условий, влияющих на перенос загрязнителей.

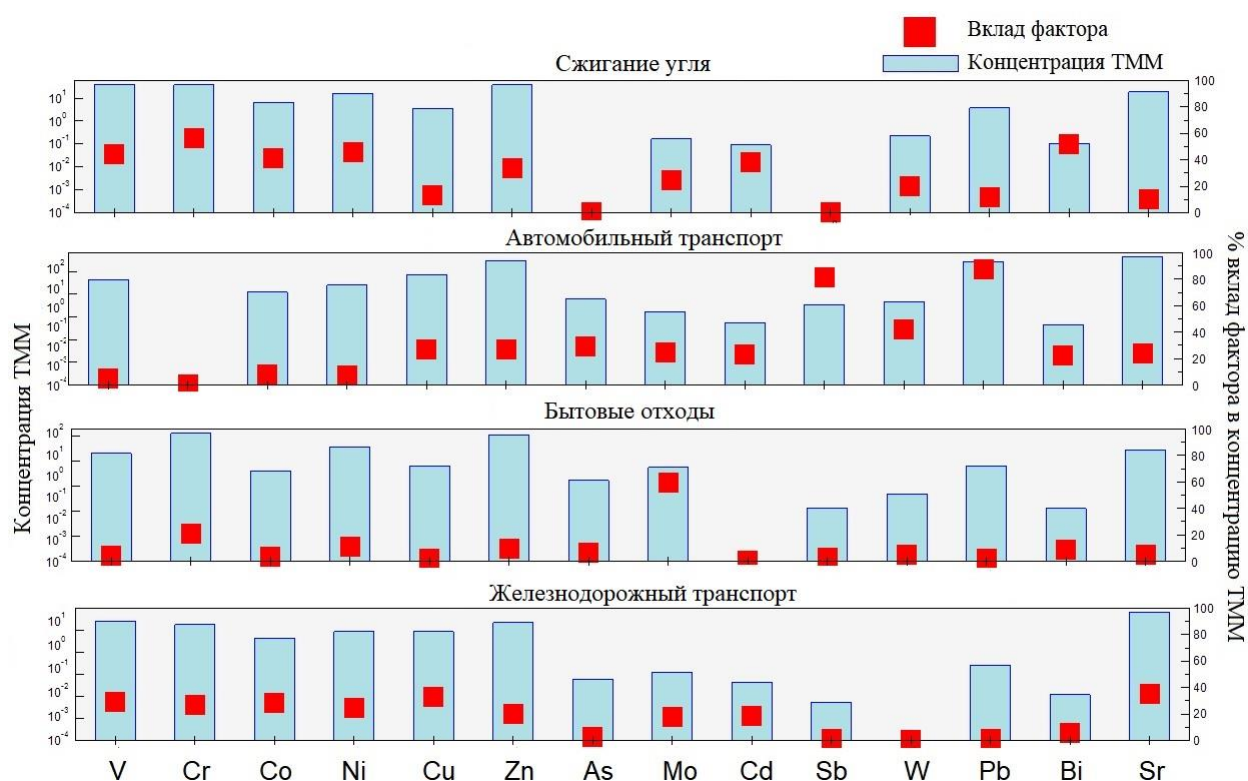


Рис. 63. Профили факторов и процент вклада факторов в накопление ТММ в почвах Северобайкальска согласно результатам расчетов по модели PMF

Второй фактор включает Pb (87,3%), Sb (81,6), W (41,5), Zn (26,9) и описывает **29,1%** общей дисперсии. Для Sb и W выявлены наибольшие значения коэффициента вариации в почвах Северобайкальска – 176 и 106% соответственно, средние уровни характерны для Pb и Zn (60-65%) и низкий для Cu (34%). Контрастные техногенные аномалии Sb ($CF = 5,7$) и Pb (4,9) сформировались на севере города рядом с автосервисом. Для Pb, Sb, W, Zn установлена значимая корреляционная связь ($r = 0,40-0,57$), их источником могут являться выбросы автомобильного транспорта.

Третий фактор включает As (67,8%), W (37,9), Mo (33,4), Sr (30,8) и описывает **25,5%** общей дисперсии. Данные ТММ аккумулируются преимущественно вблизи стихийных свалок хозяйственно-бытовых отходов.

На *четвертый фактор* приходится **17,4%** общей дисперсии, он включает Sr (35,3%), Cu (33,0), V (28,9), Co (28,1). Наибольшие средние превышения концентраций над фоном для данных ТММ приурочены к почвам железнодорожной зоны. Локальная техногенная аномалия с максимальными коэффициентами концентраций для Cu ($CF = 3,5$), Sr (2,7), Co (2,4) и V (1,8) выявлена на востоке города вблизи железной дороги и дистанции

электроснабжения. Данный фактор, вероятнее всего, характеризует воздействие железнодорожного транспорта.

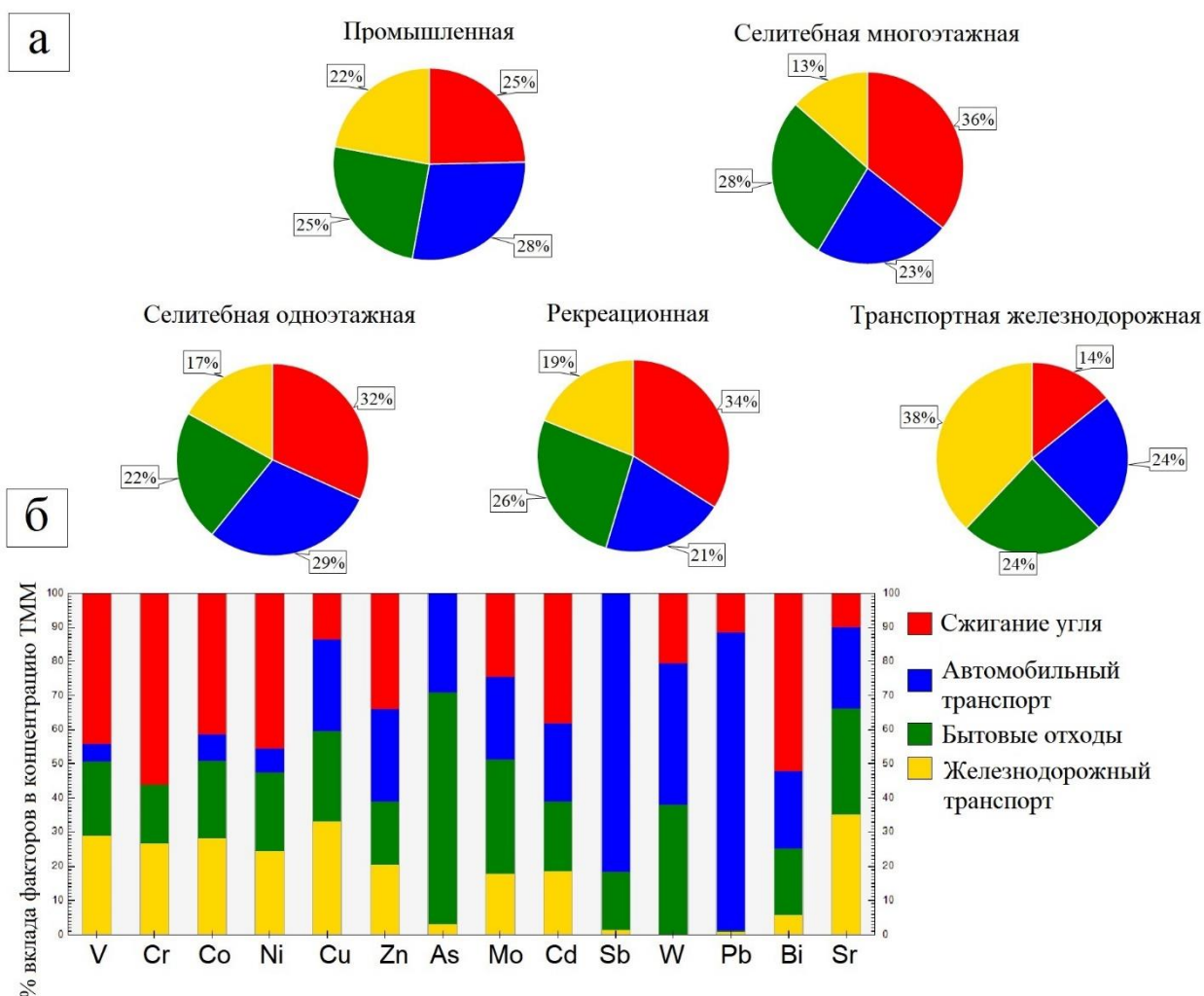


Рис. 64. а) Средние относительные вклады факторов в аккумуляцию ТММ в почвах функциональных зон Северобайкальска; б) процентный вклад факторов в накопление ТММ в почвах Северобайкальска

Анализ пространственного распределения факторов в накопление ТММ в почвах по функциональным зонам Северобайкальска (рис. 64а) показал, что в промышленной зоне наблюдается практически одинаковый вклад всех источников (22-28%). В селитебной многоэтажной зоне выделяется сжигание угля (36%), а наименьшая доля характерна для выбросов железнодорожного транспорта (13%). Примерно одинаковый вклад выбросов золы (32%) и автотранспорта (29%) в накопление ТММ в почвах выявлен в жилой одноэтажной зоне. В железнодорожной зоне воздействие БАМа прослеживается наиболее сильно (38%).

Для фракции PM_{10} почв Северобайкальска идентифицировано пять основных факторов (рис. 65, 66б). Вклад *первого фактора* в общую дисперсию составляет **27,1%**, он

включает Cu (59,4%), Co (50,8), V (46,1), Ni (46,1), Cr (38,0), Zn (32,6), As (27,1), Bi (22,6). Почти для всех ТММ характерны низкие уровни вариабельности концентраций ($C_v = 38-49\%$) и, в среднем, очень слабая аккумуляция по сравнению с фоном ($CF = 1,1-1,2$), лишь для Cu выявлен средний уровень вариабельности ($C_v = 52\%$) и более интенсивное накопление ($CF = 1,6$). Аналогично почвам в целом, данный фактор связан с выбросами при сжигании угля. Увеличение доли Cu (59,4%) и Zn (32,6%) говорит об увеличении влияния железнодорожного транспорта.

Второй фактор включает Bi (38,5%), W (37,7), Sr (33,4), V (31,1), As (29,1), Co (26,9) и Cd (26,9) и описывает **20,9%** общей дисперсии. Для Cd установлен высокий уровень вариабельности концентраций ($C_v = 84\%$), для остальных поллютантов – низкий (39-46%). Данный фактор указывает на поступление элементов смешанного техногенного происхождения. Источником Bi являются сточные воды очистных сооружений, вблизи которых его концентрация во фракции PM_{10} в 3,1 раза выше по сравнению с фоном, с остальными ТММ Bi коррелирует сравнительно слабо ($r < 0,4$). Аккумуляция W, Sr, As и Cd связана, вероятно, с эксплуатацией железной дороги, для данных поллютантов выявлена сильная корреляция $r = 0,67-0,77$, Sr и As поступают в составе угля при его рассыпании во время транспортировки (Li, Liao, 2018), а W и Cd – при истирании металлических деталей подвижных составов (Wang et al., 2022). Источниками V и Co ($r = 0,85$) являются строительные материалы из глины, бетона, цемента и т.д. (Domone, Illston, 2018; Oteyola, Ola-Oladimeji, 2022).

Третий фактор включает один Mo (58,0%) с наиболее высоким коэффициентом вариации ($C_v = 133\%$), вклад данного фактора в общую дисперсию составляет **9,9%**. Во фракции PM_{10} почв сформированы локальные аномалии Mo на территории заброшенных участков в частном секторе ($CF = 3,2-13$). Источником Mo, вероятно, является складирование коммунально-бытовых отходов.

На *четвертый фактор* приходится **22,9%** общей дисперсии, он включает Sb (60,2%), Pb (50,8), Sr (40,9), W (35,9) и As (28,7). Поступление данных ТММ от техногенного источника подтверждается средними уровнями вариабельности концентраций для Sb, Sr, Pb ($C_v = 52-98\%$) с наиболее интенсивным накоплением во фракции PM_{10} почв по сравнению с фоновыми условиями ($CF = 1,6-2,4$) и более низкой вариабельностью для As и W (40-45%) со средними значениями $CF = 1,1-1,2$. Локальные аномалии данных поллютантов выявлены вблизи железной дороги и обслуживающих ее предприятий.

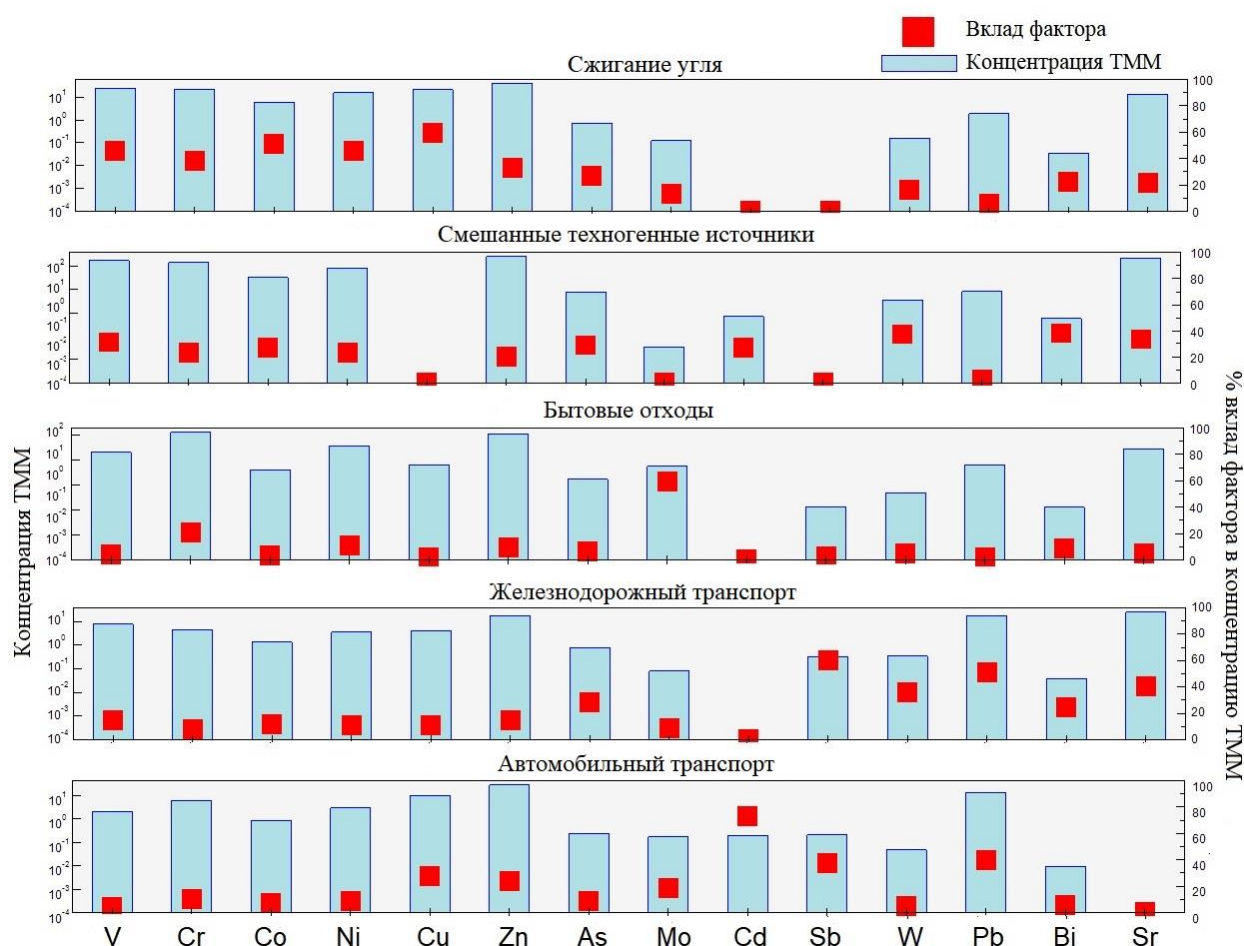


Рис. 65. Профили факторов и процент вклада факторов в накопление ТММ во фракции PM_{10} почв Северобайкальска согласно результатам модели PMF

Вклад *пятого фактора* в общую дисперсию составляет **19,3%**, наибольшая факторная нагрузка установлена для Cd (73,1%), Pb (39,6), Sb (37,3), Cu (27,7) и Zn (23,5). Данный фактор связан с воздействием выбросов автотранспорта (Limbeck, Puls, 2011; Roy et al., 2023; Wagner et al., 2024). Во фракции PM_{10} почв Гусиноозерска и Улан-Удэ также выявлен источник, связанный с выбросами автотранспорта, который оказывает наибольшее воздействие на аккумуляцию этих же ТММ.

На накопление ТММ в PM_{10} почв промышленной зоны наибольшее влияние оказывают выбросы железнодорожного транспорта (26%) и влияние смешанных техногенных источников (27%) (рис. 66а). Складирование отходов оказывает наименьший вклад в загрязнение почв селитебной многоэтажной (6%) зоны. В жилой зоне с многоэтажной застройкой, к которой приурочены крупные автодороги, преобладает вклад выбросов автотранспорта (39%), а также смешанных техногенных источников (29%). В жилой одноэтажной зоне установлено наибольшее влияние на аккумуляцию ТММ фактора, связанного со складированием отходов (41%), остальные факторы вносят примерно

одинаковый вклад (12-19%). Влияние выбросов железнодорожного транспорта (35%) на загрязнение ТММ фракции PM_{10} наиболее сильно прослеживается в железнодорожной функциональной зоне.

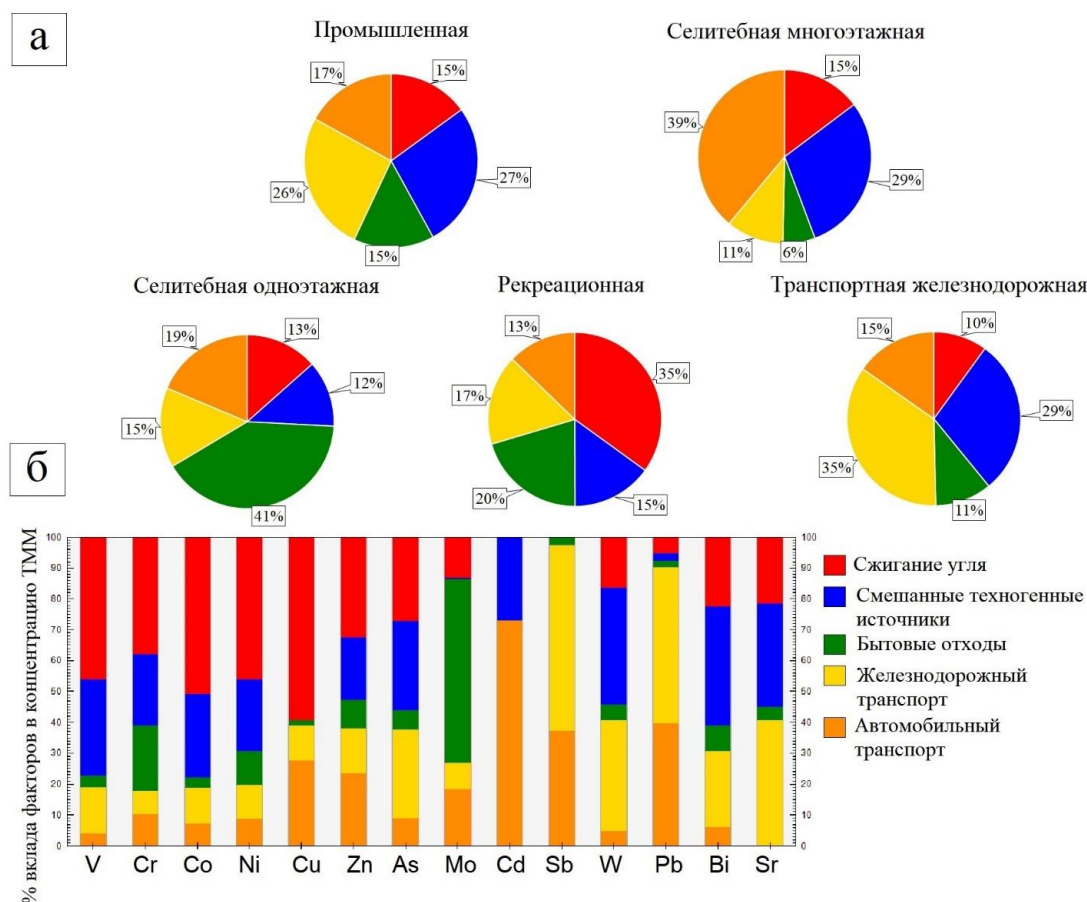


Рис. 66. а) Средние относительные вклады факторов в аккумуляцию ТММ во фракции PM_{10} почв функциональных зон Севербайкальска; б) процентный вклад факторов в накопление ТММ во фракции PM_{10} почв Севербайкальска

Таким образом, можно сформулировать основные выводы 5 главы:

В Гусиноозерске наиболее заметно проявляется негативное воздействие объектов теплоэнергетики, связанное как с добычей бурого угля, так и его сжиганием на ГРЭС и в частном секторе. Оно приводит к изменению физических и химических свойств верхних горизонтов почв (значительному увеличению значений рН, $EC_{1:5}$, возрастает содержание $C_{орг}$ и PM_{10}) и к накоплению в них Sr, As, Mo. Все изученные поллютанты активнее аккумулируются в почвах в целом, чем во фракции PM_{10} . Однако для некоторых элементов (Sr, Mo, As, Sb) в частицах PM_{10} отмечаются более контрастные локальные аномалии с максимальными концентрациями. Помимо добычи и сжигания угля, они связаны со складированием бытового мусора.

В Северобайкальске отмечается техногенное воздействие, связанное с функционированием Байкало-Амурской магистрали, по которой транспортируется уголь до Центральной ТЭЦ. Расположение ТЭЦ, угольного хранилища и ЗШО рядом с БАМ затрудняет идентификацию загрязнителей, связанных непосредственно с сжиганием угля. Также, как в Гусиноозерске, отмечается загрязнение почв частного сектора при сжигании угля в отопительных котлах. Физические и химические свойства верхних горизонтов почв Северобайкальска меньше отличаются от фоновых аналогов по сравнению с Гусиноозерском. Приоритетными поллютантами почв Северобайкальска являются Sb, Pb, Cu, уровни накоплений и вариабельность концентраций ТММ ниже, чем в Гусиноозерске. Поллютанты также интенсивнее аккумулируются в почвах в целом, чем в частицах PM_{10} . Локальные аномалии ТММ зачастую связаны с эксплуатацией железной дороги, влиянием коммунально-бытовых отходов и воздействием автотранспорта.

В Гусиноозерске наибольшее число ТММ (W, S, Co, Ni, V, Cr, Cd, Zn) в почвах накапливается на хемосорбционном геохимическом барьере с участием оксидов Fe. В Северобайкальске аккумуляция Co, Zn, Cd, Sr, Sb и Mo протекает на биогеохимическом органо-минеральном барьере.

По данным моделирования с помощью метода PMF удалось идентифицировать следующие источники загрязнения почв и фракции PM_{10} Гусиноозерска (в порядке убывания вклада в общую дисперсию): сжигание угля (37,4% и 31,5% соответственно) > бытовые отходы (21,4% и 29,1%) > автомобильный транспорт (20,4% и 24,4%) > угольное хранилище и ЗШО (11,3% и 6,2%) > углесодержащий отвал вскрышных пород (9,5% и 8,7%).

В Северобайкальске порядок выявленных источников ТММ в почвах и их фракции PM_{10} следующий: сжигание угля (28,0% и 27,1%) > автомобильный транспорт (29,1% и 19,3%) > бытовые отходы (25,5% и 9,9%) > железнодорожный транспорт (17,4% и 22,9%) > смешанные техногенные источники (бытовые отходы, очистные сооружения, БАМ) (20,9% для PM_{10}).

Глава 6. Эколого-геохимическая оценка загрязнения Улан-Удэ, Гусинозерска и Северобайкальска

6.1. Суммарное загрязнение почвенного покрова и дорожной пыли ТММ

Оценка загрязнения почв трех городов проводилась с помощью суммарного показателя загрязнения (Z_c) и коэффициента экологической опасности (K_o). Для дорожной пыли гигиенические нормативы не разработаны, поэтому концентрации ТММ в них сравнивались с ПДК и ОДК, принятыми для почв.

Улан-Удэ. Для общего содержания ТММ в почвах Улан-Удэ выявлен средний суммарный уровень загрязнения ($Z_c = 18$), во фракции PM_{10} он возрастает в два раза – до высокого уровня ($Z_c = 38$). За последние 10 лет суммарное загрязнение почв Улан-Удэ заметно усилилось, в 2014 г. среднее значение составляло всего $Z_c = 6,3$ (Корляков и др., 2019). Максимальный, чрезвычайно опасный уровень загрязнения почв ($Z_c > 128$) выявлен только в жилой одноэтажной зоне, где формируются локальные техногенные аномалии ТММ. Очень высокий уровень загрязнения ($Z_c = 64-128$) почв выявлен лишь на 1% территории, а во фракции PM_{10} он возрастает до 19%. Это также значительная часть жилой одноэтажной зоны, а также промышленной. Высокий уровень загрязнения почв ($Z_c = 32-64$) установлен на 4%, фракции PM_{10} – на 14% территории, а средний ($Z_c = 16-32$) на 13 и 26% территории соответственно. Низкий уровень загрязнения ($Z_c < 16$) почв в целом и фракции PM_{10} выявлен на 74 и 33% территории соответственно, это большая часть селитебной одноэтажной и рекреационной зон.

Показатель Z_c для почв в целом убывает в ряду: селитебная одноэтажная зона ($Z_c = 24$) > железнодорожная (14) > промышленная (14) > автотранспортная (12) > рекреационная (12) > многоэтажная селитебная (7,4). Для фракции PM_{10} : железнодорожная (46) > селитебная одноэтажная (41) > промышленная (32) > автотранспортная (31) > рекреационная зона (30) > многоэтажная селитебная (30).

В почвенном покрове Улан-Удэ сформировались локальные контрастные техногенные аномалии, что связано с воздействием различных источников загрязнения. Три техногенные геохимические аномалии с максимальным уровнем загрязнения образовались в почвах частного жилого сектора (рис. 67а).

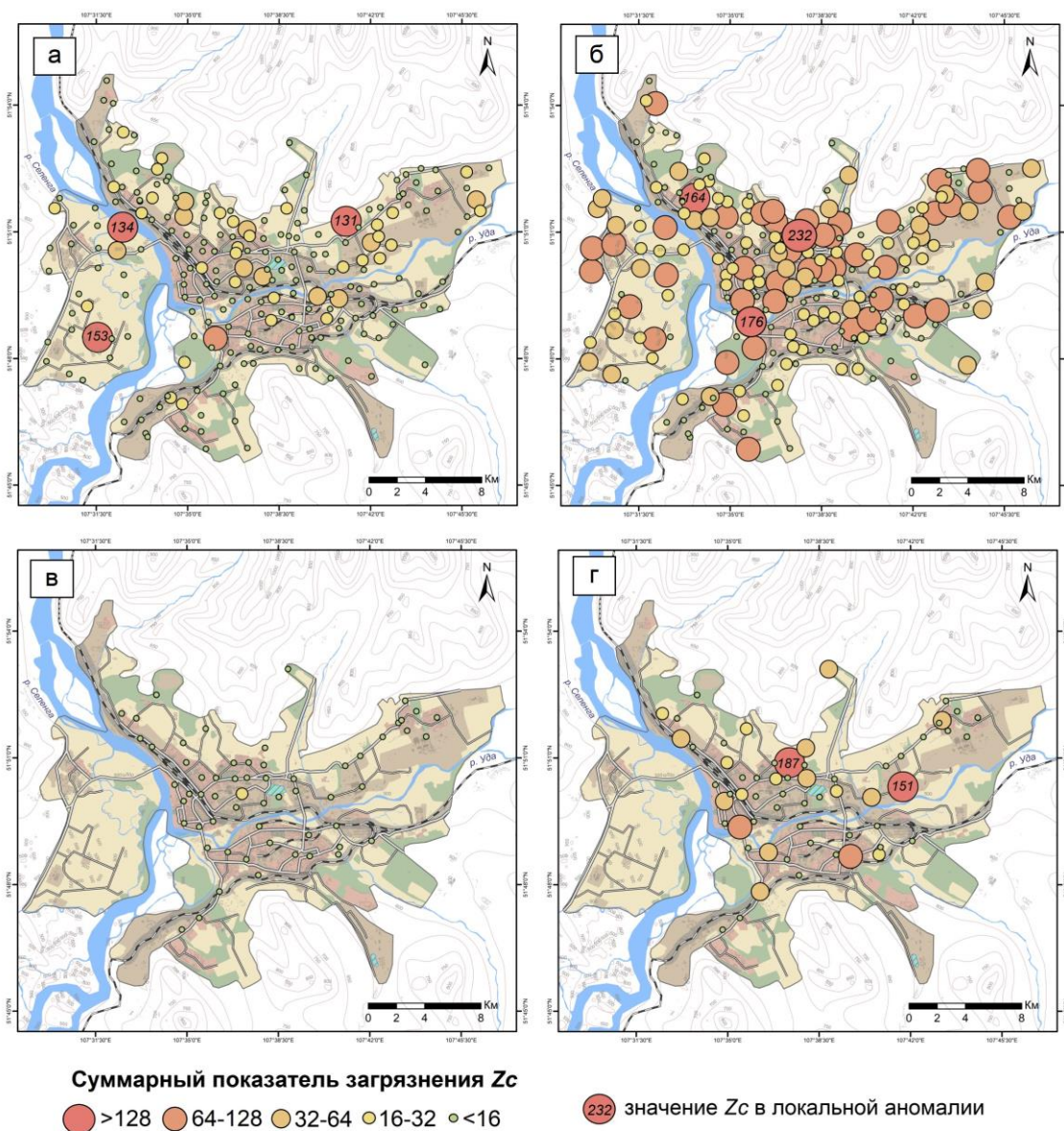


Рис. 67. Суммарное загрязнение ТММ почв (а), фракции PM_{10} почв (б), дорожной пыли (в) и фракции PM_{10} пыли (г) в Улан-Удэ

Максимальный уровень загрязнения ($Z_c = 153$) выявлен в почвах рядом с автосервисом и заброшенным зданием в Школьном пер., в с. Поселье на западе Улан-Удэ, где накапливаются $Ni_{66}W_{46}Pb_{19}Cd_{13}Cu_{6,1}Cr_{4,7}$ (нижние индексы – величина CF). Другая полиэлементная аномалия $Sb_{48}Cu_{39}Pb_{31}Zn_{7,4}Bi_{5,5}Ni_{3,1}W_{2,7}$ ($Z_c = 134$) расположена в мкр. Левый Берег, в пер. Грачевский, она связана с бесконтрольными источниками загрязнения – несанкционированными свалками твердых бытовых отходов, сжиганием угля для отопления домов и использованием золы в качестве удобрений. Третья локальная аномалия с приоритетными поллютантами $Pb_{92}Sb_{23}Cd_{8,5}Bi_{3,7}Zn_{2,7}Cr_{2,4}Cu_{2,1}W_{2,0}$ и $Z_c = 131$ образовалась в поселке Зеленый вблизи гаражей под воздействием автомобильного транспорта.

Во фракции PM_{10} полиэлементная аномалия с максимальным уровнем загрязнения с $Z_c = 232$ и приоритетными поллютантами $W_{150}Zn_{46}Mo_{13}Pb_{6,3}Bi_{5,8}Sb_{4,0}V_{3,5}As_{3,2}Cu_{3,1}$ образовалась на ул. Красногвардейская в частном жилом секторе, вблизи гаражей, заброшенного участка со сгоревшим домом и свалкой коммунально-бытовых отходов. Локальная техногенная аномалия с $Z_c = 176$ зафиксирована в сквере ветеранов, расположенном на пересечении крупных дорог – ул. Терешковой и Бабушкина (рис. 67б). Интенсивное транспортное движение, наличие крупного перекрестка и большого количества остановок общественного транспорта приводят к частым заторам на данных улицах и поступлению загрязненных $Zn_{92}Bi_{19}Cd_{16}Cu_{12}Pb_{10}Sb_{9,8}Mo_{6,1}Cr_{6,0}W_{5,7}Ni_{3,8}As_{3,6}$ тонких частиц. Третья полиэлементная аномалия ($Z_c = 164$) так же сформировалась в частном секторе в пос. Стеклозавод, где накапливаются $Zn_{100}Sb_{24}Pb_{10}Bi_{10}Cu_{7,6}Cd_{5,3}W_{2,8}Ni_{2,7}As_{2,7}Mo_{2,6}$. Рядом с местом отбора пробы расположен разброшенный участок со стихийной свалкой строительных и бытовых отходов.

Сравнение концентраций ТММ в почвах Улан-Удэ с гигиеническими нормативами показало, что 2% территории загрязнены Pb (среднее $Ko = 2,4$), Sb (1,7) и Zn (1,3), 1% – Ni, Cu, As и Cd. Максимальное превышение в 2,7 раза над ПДК Sb и в 3,2 раза над ОДК Pb выявлено в почвах частного сектора в пер. Грачевский. Во фракции PM_{10} городских почв концентрация Zn превысила норматив на 18% территории со средним значением $Ko = 1,4$, содержание As и Pb – на 5% ($Ko = 1,3$), Cu, Cd и Sb – на 1%. Наибольшее превышение над ОДК Cd ($Ko = 4,2$) выявлено во фракции PM_{10} почв в сквере Ветеранов, на пересечении крупных автодорог.

В отличие от почв, средний суммарный показатель загрязнения дорожной пыли гораздо ниже, он составил всего $Z_c = 3,4$ для пыли в целом и $Z_c = 22$ для фракции PM_{10} , что соответствует очень низкому и среднему уровню загрязнения соответственно. Дорожная пыль в целом практически на всех дорогах Улан-Удэ характеризуется низким уровнем загрязнения. Лишь на ул. Тракторной в промышленной зоне ТЭЦ-1 выявлена аккумуляция со средним уровнем загрязнения ($Z_c = 20$), образованная $Sb_{13}Zn_{3,1}Cd_{2,6}Pb_{1,9}$, которые поступают с выбросами автомобильного транспорта и золы-уноса ТЭЦ (рис. 67в).

Максимальный, чрезвычайно опасный и очень высокий уровень загрязнения фракции PM_{10} дорожной пыли выявлен на 7% дорог, большая часть которых относится к крупным дорогам с интенсивным движением. Высокий и средний уровень загрязнения установлен на 15 и 12% дорог Улан-Удэ. Низкий уровень загрязнения фракции PM_{10} пыли характерен для большей части автодорог (66%). Во фракции PM_{10} полиэлементная

аномалия с максимальным уровнем загрязнения $Z_c = 187$ сформировалась ул. Буйко, где интенсивно накапливаются $Zn_{51}Sb_{46}W_{38}Cu_{14}Bi_{10}Cd_{7,5}Pb_{6,6}Co_{4,7}$. Другая локальная аномалия с $Z_c = 151$ и аккумуляцией $Cd_{102}Bi_{16}Zn_{10}Cu_{8,6}Pb_{5,0}Cr_{4,8}W_{4,1}$ зафиксирована на крупной дороге (ул. Комарова) вблизи заправочной станции, эксплуатация которой сопровождается эмиссией автомобильного топлива и масел, содержащих ТММ (рис. 67Г).

Превышение концентраций Zn и Sb над гигиеническими нормативами в дорожной пыли установлено на 1% территории города с $K_o = 1,2$. Во фракции PM_{10} дорожной пыли превышение концентраций над нормативами выявлено на 38% территории для Zn и As, на 13% – Sb, на 12% – V и Ni и на 8% территории Улан-Удэ – Cu, Cd и Pb. Максимальные превышения над гигиеническими нормативами для Zn ($K_o = 19$), Sb (8,9), Cu (2,9) и V (2,1) обнаружены во фракции PM_{10} дорожной пыли в сквере на севере города. Во фракции PM_{10} пыли вблизи железнодорожного переезда и автодороги превышены ОДК по Zn в 9,6 раза, Pb – 1,9 раза.

Гусиноозерск. Средний интегральный показатель загрязнения почвенного покрова в Гусиноозерске составил $Z_c = 11$, что свидетельствует низкой степени загрязнения ($Z_c < 16$). Для фракции PM_{10} этот показатель равен $Z_c = 13$, что также относится к низкому уровню. Высокая степень загрязнения ($Z_c > 32$) выявлена примерно на 2% территории для почв в целом и на 6% – для фракции PM_{10} . Среднее загрязнение ($Z_c = 16-32$) зафиксировано на 13% площади для почвенного покрова в целом и на 17% территории для фракции PM_{10} . Основная часть городской территории (85% для почв и 77% для PM_{10}) характеризуется низкой степенью загрязнения (Sycheva, Kosheleva, 2023).

Средние значения Z_c варьируются по функциональным зонам, уменьшаясь в следующем порядке: промышленная действующая зона ($Z_c = 14$) > селитебная одноэтажная зона (13) > пустыри (13) > промышленная недействующая зона (13) > селитебная многоэтажная зона (7,8) > постагрогенная зона (7,4). Для фракции PM_{10} сохраняется аналогичная последовательность, однако контраст между значениями увеличивается: промышленная действующая зона (18) > селитебная одноэтажная (17) > пустыри (15) > промышленная недействующая (14) > селитебная многоэтажная (7,8) > постагрогенная (4,8) (Sycheva, Kosheleva, 2023).

Наибольшие уровни загрязнения верхних горизонтов почв отмечены на участках с полиэлементными геохимическими аномалиями (рис. 68а). Максимальный показатель $Z_c = 48$, соответствующий опасному уровню загрязнения, зафиксирован в зоне частной жилой застройки по улице Мичурина, где аккумуляция $Sb_{14}Mo_{8,3}Zn_{4,8}Cu_{4,5}Sr_{4,5}Cd_{3,5}Pb_{3,1}$ (нижние

индексы – величина CF) обусловлена складированием и сжиганием бытового мусора и применением нестандартизированных удобрений. Другая аномалия с $Zc = 48$ и приоритетными поллютантами $Mo_{25}Cu_{7,1}As_{4,2}Pb_{4,0}W_{3,7}Sr_{2,7}Sb_{2,6}$ сформировалась вблизи отвала вскрышных буроугольных пород на юге города.

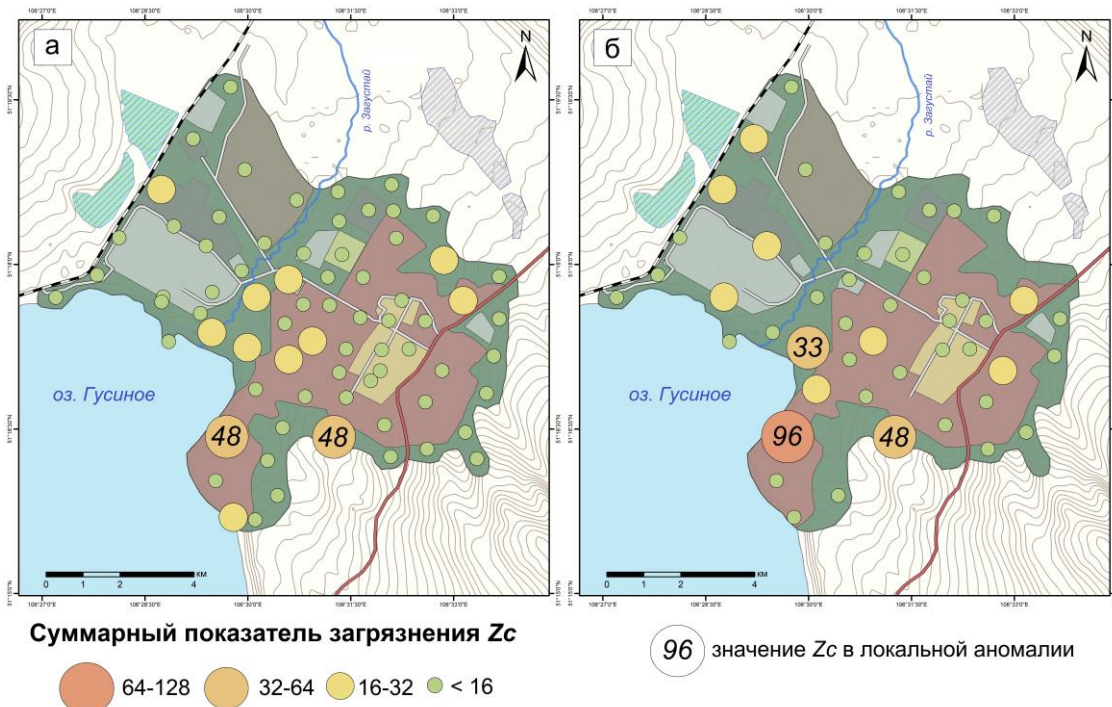


Рис. 68. Суммарное загрязнение ТММ почв (а) и фракции PM_{10} почв (б) в Гусиноозерске

Геохимические аномалии во фракции PM_{10} почв имеют большую контрастность (рис. 68б). В частном секторе на ул. Мичурина уровень загрязнения фракции PM_{10} почв возрастает до $Zc = 96$, приоритетными поллютантами являются $Sb_{29}Mo_{17}As_{10}W_{10}Sr_{7,8}Co_{6,5}Cu_{5,9}V_{4,5}Zn_{4,1}Ni_{3,5}Cr_{3,0}$. Техногенная аномалия во фракции PM_{10} , приуроченная к углесодержащему отвалу, имеет такой же уровень загрязнения, что и в почвах в целом ($Zc = 48$).

По сравнению с гигиеническими нормативами в почвах Гусиноозерска превышены значения для As (на 17% территории города) со средним $Ko = 1,6$ и максимальным $Ko = 3,7$ в почвах вблизи стихийной свалки отходов. Превышение концентрации Zn выявлено на 4% территории, а Sb и Pb – на 1% территории. Наибольшее значение $Ko = 3,9$ для Zn выявлено в почвах поймы р. Загустай рядом с Гусиноозерской ГРЭС. Во фракции PM_{10} городских почв концентрация As превысила норматив на 10% территории со средним значением $Ko = 1,5$ и максимальным $Ko = 2,6$ в частной застройке на заброшенном участке на ул. Мичурина.

На 6% территории превышены ПДК Zn с максимальным $Ko = 4,0$ на пойме р. Загустай, на 1% – ОДК Sb.

Северобайкальск. Наиболее низкое значение суммарного загрязнения почв ТММ выявлено в Северобайкальске, оно составило $Zc = 6,0$ и для почв, и для фракции PM_{10} . На небольшой площади города (около 7% территории) установлен высокий и средний уровень загрязнения ($Zc > 16$), для частиц PM_{10} – на 6% территории. Почти 93 и 94% отобранных проб почв и фракции PM_{10} соответственно характеризуется низким уровнем загрязнения ($Zc < 16$) (Сычева, Кошелева, 2024).

Средние значения показателя Zc загрязнения ТММ почв в целом уменьшаются в ряду функциональных зон: железнодорожная ($Zc = 8,5$) > селитебная одноэтажная (6,6) > промышленная (6,3) > селитебная многоэтажная (4,4) > рекреационная (3,8). Для фракции PM_{10} почв контрастность значений показателя Zc увеличивается в ряду: железнодорожная зона (9,3) > селитебная одноэтажная (7,2) > селитебная многоэтажная (5,6) > промышленная (4,9) > рекреационная (3,2) (Сычева, Кошелева, 2024).

В почвах Северобайкальска сформировалась всего одна геохимическая аномалия с высоким уровнем загрязнения – в зоне БАМ, рядом с локомотивным депо накапливаются $Sb_{27}Cu_{3,5}Sn_{2,7}Pb_{2,6}Co_{2,4}$ ($Zc = 35$) (рис. 69а).

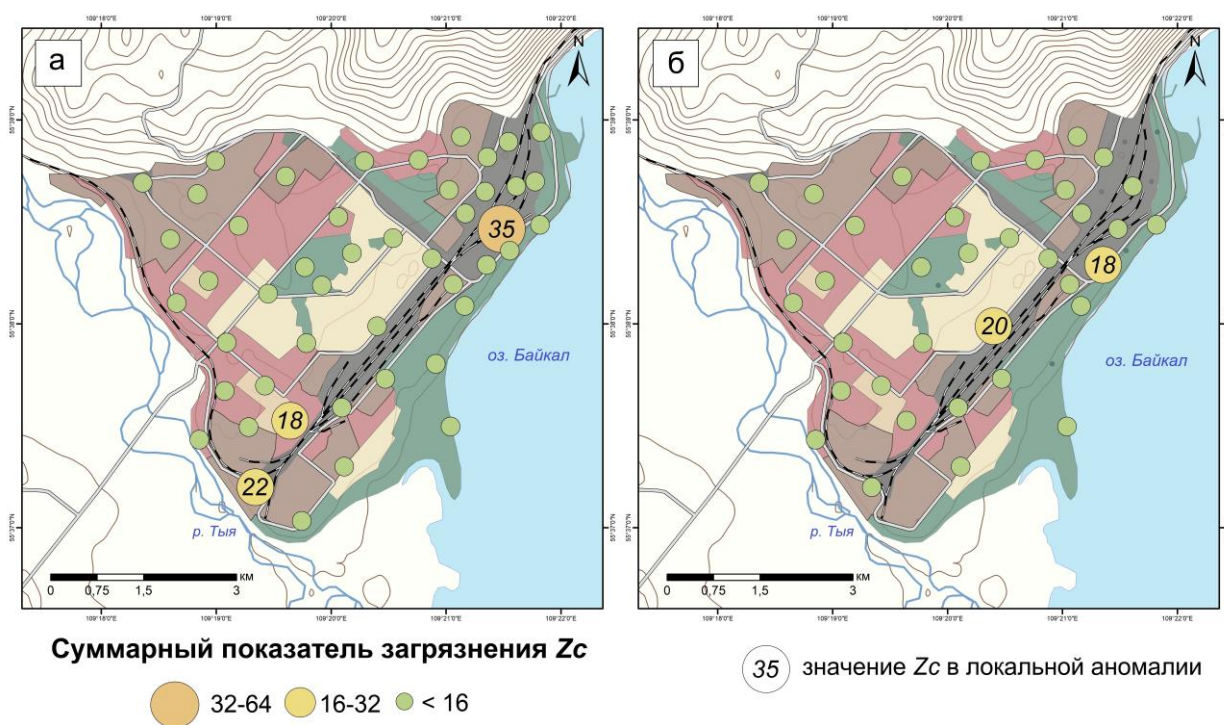


Рис. 68. Суммарное загрязнение ТММ почв (а) и фракции PM_{10} почв (б) в Северобайкальске

Наиболее обширная геохимическая аномалия с $Zc = 18-22$ расположена на пересечении промышленной и селитебной одноэтажной зоны, где аккумулируются Sb ($CF = 3,7-15$), Zn (1,4-5,8), Pb (1,5-4,9), Cd (1,4-4,3), As (1,1-3,1), Bi (1,1-2,1).

В частицах PM_{10} почв Северобайкальска уровни накопления ТММ ниже, чем установлено для общего содержания (рис. 69б). Геохимическая аномалия с наибольшим уровнем загрязнения ($Zc = 20$) во фракции PM_{10} почв выявлена вблизи БАМ и частной застройки, там накапливаются $Mo_{13}Cr_{4,3}Ni_{2,1}$. Полиэлементная техногенная аномалия с $Zc = 18$ установлена также вблизи БАМ, где аккумулируются $Pb_{5,3}Sb_{3,7}W_{2,7}Cu_{2,6}Ni_{2,1}V_{2,0}$.

Сравнение концентраций ТММ с ПДК(ОДК) в почвах Северобайкальска показало, что лишь 1% территории загрязнен Zn и Sb, для остальных поллютантов не обнаружено превышения над гигиеническими нормативами. Во фракции PM_{10} городских почв концентрация Zn превысила норматив на 10% территории со средним значением $Ko = 1,2$, а содержание Pb – на 5%. Максимальное превышение над ОДК Zn в 1,4 раза выявлено в почвах на ул. Мира вблизи автомобильной дороги и жилого дома.

6.2. Оценка экологического риска для здоровья населения Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска

Улан-Удэ. Оценка неканцерогенного риска. Рассчитана среднесуточная потенциальная доза ТММ (ADD) – количество химического вещества, которое проглатывается (ADD_{ingest}), вдыхается (ADD_{inhal}) или находится в соприкосновении с кожей (ADD_{dermal}), усредненное с учетом массы тела и времени воздействия. Неканцерогенный эффект характеризует возрастание вероятности развития заболеваний различной природы, за исключением злокачественных новообразований, например, повреждения почек, печени, нервной системы (US EPA, 1989, 2002; P 2.1.10.3968-23). Данный параметр отличается для детей и взрослых, что обусловлено различными физиологическими и поведенческими особенностями.

Для почв г. Улан-Удэ среднесуточная потенциальная доза ТММ при проглатывании ADD_{ingest} для взрослых и детей уменьшается в ряду: Sr>Zn>V>Cr>Ni>Pb>Cu>Co>As>W>Mo>Sb>Cd>Bi и изменяется для взрослого населения от $5,9 \cdot 10^{-5}$ для Sr до $1,9 \cdot 10^{-8}$ мг/кг*сутки для Bi, для детей – от $5,5 \cdot 10^{-4}$ для Sr до $1,7 \cdot 10^{-7}$ мг/кг*сутки для Bi. Средние значения среднесуточной потенциальной дозы ТММ при контакте с кожей (ADD_{dermal}) уменьшаются в ряду Sr>Zn>V>Ni>Cr>Pb>Cu>Co>As>W>Mo>Sb>Cd>Bi, для Sr значение ADD_{dermal} составляет

$7,1 \cdot 10^{-5}$ и $4,7 \cdot 10^{-4}$ мг/кг*сутки для взрослых и детей соответственно, для Bi – $7,4 \cdot 10^{-10}$ и $4,9 \cdot 10^{-9}$ мг/кг*сутки для взрослых и детей соответственно. Минимальные значения ADD установлены при вдыхании ТММ, для всех элементов $ADD_{inhal} < 1,0 \cdot 10^{-13}$ мг/кг*сутки для взрослых и детей (табл. 33).

Таблица 33.

Среднесуточная доза при проглатывании (ingest), кожном контакте (dermal), вдыхании (inhal) ТММ с почвой для взрослых и детей, суммарные неканцерогенные риски (HI) с учетом всех путей воздействия в Улан-Удэ

Элемент	Взрослые			Дети		
	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}	ADD_{inhal}	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}	ADD_{inhal}
V	1,2E-05	1,4E-05	1,3E-14	1,1E-04	9,5E-05	3,3E-14
Cr	9,7E-06	7,8E-06	1,1E-14	9,1E-05	5,1E-05	2,7E-14
Co	2,2E-06	2,6E-06	2,4E-15	2,0E-05	1,7E-05	6,0E-15
Ni	5,0E-06	8,1E-06	5,6E-15	4,7E-05	5,3E-05	1,4E-14
Cu	3,8E-06	4,6E-06	4,2E-15	3,5E-05	3,0E-05	1,0E-14
Zn	1,7E-05	2,0E-05	1,9E-14	1,6E-04	1,3E-04	4,6E-14
As	4,6E-07	1,1E-06	5,1E-16	4,3E-06	7,2E-06	1,3E-15
Sr	5,9E-05	7,1E-05	6,5E-14	5,5E-04	4,7E-04	1,6E-13
Mo	1,7E-07	2,1E-07	1,9E-16	1,6E-06	1,3E-06	4,7E-16
Cd	3,8E-08	3,0E-09	4,2E-17	3,5E-07	2,0E-08	1,0E-16
Sb	1,5E-07	1,8E-07	1,7E-16	1,4E-06	1,2E-06	4,2E-16
W	4,5E-07	5,4E-07	5,0E-16	4,2E-06	3,5E-06	1,2E-15
Pb	4,7E-06	5,6E-06	5,2E-15	4,4E-05	3,7E-05	1,3E-14
Bi	1,9E-08	7,4E-10	2,1E-17	1,7E-07	4,9E-09	5,1E-17
HI	0,299			1,992		

Распределение средних значений ADD по функциональным зонам Улан-Удэ демонстрирует высокую вариабельность. Наибольшие значения ADD для Cr, Ni, Cu, As, Mo, Sb и Bi для взрослого населения и детей выявлены в железнодорожной функциональной зоне, для Co, V и Cd – в промышленной, Zn, W и Pb – автотранспортной, Sr – селитебной одноэтажной. Это обусловлено наличием множества техногенных источников с широким спектром загрязняющих веществ, расположенных в разных частях города, и их влияние проявляется не только в рассматриваемой функциональной зоне, но и в соседних зонах.

Рассчитан индекс опасности HQ_i , представляющий собой отношение ADD к пороговой дозе, называемой референтной дозой (RfD). Референтная доза – это максимальная доза вещества, которая, по оценкам экспертов, не вызывает вредных эффектов при длительном воздействии.

В Улан-Удэ HQ_{ingest} и HQ_{inhal} всех изученных ТММ для взрослого населения не

превышали допустимого уровня 0,1 в 100% проб, т.е. риск развития неканцерогенных эффектов путем проглатывания и вдыхания ТММ отсутствует. Значения HQ_{dermal} оказались выше, средний по городу показатель соответствует 0,28, что относится к низкому риску (HQ 0,1-1,0). Для детей Улан-Удэ отсутствует риск при вдыхании ТММ ($HQ < 0,1$), пероральный путь поступления ТММ также соответствует низкому риску ($HQ = 0,13$). Наибольшую опасность представляет кожный контакт с ТММ – выявлен средний потенциальный неканцерогенный уровень риска $HQ_{dermal} = 1,86$.

Сумма индивидуальных HQ , определяющая суммарный неканцерогенный риск HI , соответствует низкому уровню ($HI = 0,299$) для взрослого населения. Для детей превышен допустимый уровень, значение HI в среднем составило 1,992, что относится к среднему неканцерогенному риску. Результаты показывают, что неканцерогенный риск для здоровья детей в Улан-Удэ оказался выше, чем расчетные риски, проведенные в исследовании (Minkina et al., 2021), где изучались почвы вблизи угольной Новочеркасской ГРЭС. Риски неканцерогенных эффектов для детей оценивались как низкие ($HI = 0,34-0,88$), а их возникновение связывают с поступлением Mn, Ni и Pb.

Максимальные значения HI в частном секторе Улан-Удэ составляют 3,130-3,086, что более чем в 10 раз превышает опасность возникновения неканцерогенного риска по сравнению с взрослыми. Организмы детей более чувствительны к воздействию поллютантов. У них быстрее происходит обмен веществ, они активно развиваются, и их иммунная система еще не полностью сформирована, что делает их более уязвимыми к воздействию ТММ.

Оценка канцерогенного риска. Под канцерогенным эффектом понимают возникновение злокачественных новообразований при воздействии факторов окружающей среды. Известно, что канцерогенные эффекты приближаются к прямой зависимости: чем выше доза, тем сильнее эффект. Как правило, канцерогены вызывают также побочные неканцерогенные эффекты (US EPA, 1989, 2002; P 2.1.10.3968-23). Канцерогенный риск $ILCR$ показывает вероятность того, что у человека разовьется рак в течение его жизни вследствие воздействия определенного канцерогенного вещества. Показатели $ILCR$ были рассчитаны для ТММ, обладающих канцерогенными свойствами (Co, Ni, As, Cd и Pb), при поступлении поллютантов в организм через проглатывание, вдыхание и кожный контакт с частицами почвы.

Канцерогенный риск $ILCR_{ingest}$, связанный с пероральным попаданием в организм Pb и As оказался очень низким, средние значения $ILCR_{ingest}$ равны $8,4 \cdot 10^{-8}$ и $1,5 \cdot 10^{-11}$.

Ингаляционный путь поступления Co, Ni, As, Cd и Pb также не вызывает канцерогенных эффектов, $ILCR_{inhal}$ составляют от $5,6 \cdot 10^{-8}$ для Co до $7,3 \cdot 10^{-10}$ для Cd. Канцерогенный риск, вызванный поступлением As и Pb через кожный покров, оказался самым высоким. Для As средние значения $ILCR_{dermal} = 1,1 \cdot 10^{-5}$, для Pb $ILCR_{dermal} = 3,5 \cdot 10^{-7}$, что, тем не менее, соответствуют низкому и очень низкому уровню. Максимальные значения $ILCR_{dermal} = 7,1 \cdot 10^{-4}$ - $8,4 \cdot 10^{-4}$ для As выявлены в частной застройке и в промышленной зоне – между ЗШО ТЭЦ-1 и железнодорожными путями, а также на территории закрытого Стекольного завода, где данный уровень характеризуется как средний.

Значение показателя суммарного риска развития злокачественных опухолей TR населения Улан-Удэ составило в среднем $5,4 \cdot 10^{-5}$, что относится к низкому уровню риска. Наибольший средний уровень установлен в автотранспортной зоне ($7,2 \cdot 10^{-5}$), наименьший – в рекреационной ($3,0 \cdot 10^{-5}$). Наибольший вклад в формирование суммарного канцерогенного риска вносит As (95%), доля Pb составила 4%, на Co, Cd и Ni в сумме приходится около 1%.

Гусиноозерск. Оценка неканцерогенного риска. Анализ почв Гусиноозерска показал, что для взрослого населения значения показателя ADD_{ingest} уменьшаются в ряду: Sr>Zn>V>Pb>Cr>Cu>Ni>Co>As>Mo>W>Sb>Bi>Cd и изменяются от $7,7 \cdot 10^{-5}$ для Sr до $2,6 \cdot 10^{-8}$ мг/кг*сутки для Cd. Средние значения ADD_{dermal} уменьшаются в ряду Sr>Zn>V>Pb>Cu>Ni>As>Cr>Co>Mo>W>Sb>Bi со значениями $9,2 \cdot 10^{-5}$ для Sr до $1,3 \cdot 10^{-9}$ мг/кг*сутки для Bi. Для детей порядок элементов сохраняется, величина ADD_{ingest} изменяется от $7,2 \cdot 10^{-4}$ для Sr до $2,5 \cdot 10^{-7}$ мг/кг*сутки для Cd, а значения ADD_{dermal} варьируют от $6,0 \cdot 10^{-4}$ для Sr до $8,5 \cdot 10^{-9}$ мг/кг*сутки для Bi. Минимальные значения ADD для детей и взрослых установлены при вдыхании ТММ, для всех элементов $ADD_{inhal} < 1,0 \cdot 10^{-14}$ мг/кг*сутки для взрослых и детей (табл. 34).

Наибольшие значения ADD_{ingest} , ADD_{dermal} и ADD_{inhal} для V, Cr, Ni, Cd и Bi для взрослого населения и детей выявлены в промышленной действующей функциональной зоне, что обуславливает наибольшее негативное воздействие ТММ на здоровье работников Гусиноозерской ГРЭС, железнодорожной станции Загустай, городских очистных сооружений и других предприятий. Для Sb, W и Pb максимальные значения среднесуточной потенциальной дозы приурочены к селитебной одноэтажной зоне, Cu, Zn, As – к многоэтажной зоне, Co и Mo – к зоне пустырей, Sr – к промышленной недействующей.

Таблица 34.

Среднесуточная доза при проглатывании (ingest), кожном контакте (dermal), вдыхании (inhal) ТММ с почвой для взрослых и детей, суммарные неканцерогенные риски (*HI*) с учетом всех путей воздействия в Гусиноозерске

Элемент	Взрослые			Дети		
	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}	ADD_{inhal}	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}	ADD_{inhal}
V	8,4E-06	1,0E-05	9,3E-15	7,9E-05	6,6E-05	2,3E-14
Cr	3,2E-06	2,6E-06	3,6E-15	3,0E-05	1,7E-05	8,9E-15
Co	1,1E-06	1,4E-06	1,2E-15	1,1E-05	8,8E-06	3,1E-15
Ni	2,0E-06	3,2E-06	2,2E-15	1,9E-05	2,1E-05	5,5E-15
Cu	2,8E-06	3,3E-06	3,1E-15	2,6E-05	2,2E-05	7,7E-15
Zn	1,6E-05	1,9E-05	1,7E-14	1,5E-04	1,2E-04	4,3E-14
As	1,1E-06	2,7E-06	1,2E-15	1,0E-05	1,7E-05	3,1E-15
Sr	7,7E-05	9,2E-05	8,5E-14	7,2E-04	6,0E-04	2,1E-13
Mo	4,6E-07	5,5E-07	5,1E-16	4,3E-06	3,6E-06	1,3E-15
Cd	2,6E-08	2,1E-09	2,9E-17	2,5E-07	1,4E-08	7,2E-17
Sb	1,0E-07	1,2E-07	1,1E-16	9,7E-07	8,1E-07	2,9E-16
W	2,6E-07	3,2E-07	2,9E-16	2,5E-06	2,1E-06	7,3E-16
Pb	4,3E-06	5,2E-06	4,8E-15	4,0E-05	3,4E-05	1,2E-14
Bi	3,2E-08	1,3E-09	3,6E-17	3,0E-07	8,5E-09	8,9E-17
<i>HI</i>	0,282			1,906		

В Гусиноозерске HQ_{ingest} и HQ_{inhal} всех изученных ТММ для взрослого населения, также, как и для Улан-Удэ, не превышали допустимого уровня 0,1 в 100% проб. Значения HQ_{dermal} оказались выше, средний по городу показатель соответствует 0,27, что относится к низкому риску (HQ 0,1-1,0).

Для детей Гусиноозерска отсутствует риск при вдыхании ТММ ($HQ < 0,1$), пероральный путь поступления ТММ соответствует низкому риску ($HQ = 0,11$). Наибольшую опасность представляет кожный контакт с ТММ – выявлен средний потенциальный неканцерогенный уровень риска $HQ_{dermal} = 1,80$. Сумма индивидуальных HQ , определяющая суммарный неканцерогенный риск HI , соответствует низкому уровню ($HI = 0,282$) для взрослого населения. Для детей превышен допустимый уровень, значение HI в среднем составило 1,906, что относится к среднему неканцерогенному риску.

Оценка канцерогенного риска. Для населения Гусиноозерска во всех функциональных зонах отсутствует риск возникновения злокачественных новообразований при поступлении As и Pb через проглатывание (средний $ILCR_{ingest} = 2,0 \cdot 10^{-11}$ и $6,0 \cdot 10^{-8}$ соответственно). Ингаляционный путь поступления Co, Ni, As, Cd и Pb также не вызывает канцерогенных эффектов, $ILCR_{inhal}$ составляют от $4,8 \cdot 10^{-8}$ для Co до $6,4 \cdot 10^{-11}$ для Pb. Значения $ILCR_{dermal}$ для As и Pb составляют $1,4 \cdot 10^{-5}$ и $3,3 \cdot 10^{-7}$

соответственно – этот уровень риска считается низким. Максимальное значение $ILCR_{dermal}$ для As ($7,9 \cdot 10^{-5}$) установлено в частном секторе на ул. Мичурина вблизи стихийной свалки бытовых отходов.

Рассчитанные значения суммарного риска развития злокачественных опухолей TR , который используется для оценки совокупного канцерогенного риска от воздействия Co, Ni, As, Cd и Pb одновременно, как при проглатывании, вдыхании, так и при кожном контакте составили в среднем $5,3 \cdot 10^{-5}$, что также, как и для Улан-Удэ, считается низким риском. Наибольшее среднее значение $TR = 6,3 \cdot 10^{-5}$ установлено в селитебной одноэтажной зоне, наименьшее – в постагрогенной ($4,2 \cdot 10^{-5}$). Наибольший вклад в формирование суммарного канцерогенного риска вносят As (97%), доля Pb 2%, суммарный вклад Co, Cd, Ni – около 1%.

Северобайкальск. Оценка неканцерогенного риска. Для почв г. Северобайкальска значения показателя ADD_{ingest} для взрослых и детей уменьшаются в ряду: Sr>Zn>V>Pb>Cr>Cu>Ni>Co>As>W>Mo>Sb>Bi>Cd. Значения этих параметров сильно различаются для разных элементов, для взрослого населения – от $2,6 \cdot 10^{-5}$ для Sr до $1,1 \cdot 10^{-8}$ мг/кг*сутки для Cd, для детей – от $2,4 \cdot 10^{-4}$ для Sr до $2,0 \cdot 10^{-7}$ мг/кг*сутки для Cd. Средние значения ADD_{dermal} уменьшаются в ряду Sr>Zn>V>Pb>Cr>Ni>Cu>Co>As>W>Mo>Sb>Cd>Bi, для Sr значение ADD_{dermal} составляет $3,1 \cdot 10^{-5}$ и $2,1 \cdot 10^{-4}$ мг/кг*сутки для взрослых и детей соответственно, для Bi – $1,2 \cdot 10^{-9}$ и $8,0 \cdot 10^{-9}$ мг/кг*сутки для взрослых и детей соответственно. Минимальные значения ADD для детей и взрослых установлены при вдыхании ТММ, для всех элементов $ADD_{inhal} < 1,0 \cdot 10^{-14}$ мг/кг*сутки для взрослых и детей (табл. 35).

В Северобайкальске HQ_{ingest} и HQ_{inhal} всех изученных ТММ для взрослого населения, также, как и для Улан-Удэ и Гусиноозерска, не превышали допустимого уровня 0,1 на 100% территории города. Значения HQ_{dermal} оказались выше, средний по городу показатель соответствует 0,19, что относится к низкому риску (HQ 0,1-1,0). Для детей Северобайкальска отсутствует риск при вдыхании и проглатывании ТММ ($HQ < 0,1$). Наибольшую опасность представляет кожный контакт с ТММ – выявлен средний потенциальный неканцерогенный уровень риска $HQ_{dermal} = 1,21$. Суммарный неканцерогенный риск HI соответствует низкому уровню ($HI = 0,193$) для взрослого населения. Для детей превышен допустимый уровень, значение HI в среднем составило 1,279, что относится к среднему неканцерогенному риску.

Таблица 35.

Среднесуточная доза при проглатывании (ingest), кожном контакте (dermal), вдыхании (inhal) ТММ с почвой для взрослых и детей, суммарные неканцерогенные риски (HI) с учетом всех путей воздействия в Северобайкальске

Элемент	Взрослые			Дети		
	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}	ADD_{inhal}	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}	ADD_{inhal}
V	7,0E-06	8,4E-06	7,8E-15	6,6E-05	5,5E-05	1,9E-14
Cr	4,1E-06	3,3E-06	4,5E-15	3,8E-05	2,1E-05	1,1E-14
Co	8,2E-07	9,8E-07	9,0E-16	7,6E-06	6,4E-06	2,2E-15
Ni	2,0E-06	3,1E-06	2,2E-15	1,8E-05	2,1E-05	5,4E-15
Cu	2,1E-06	2,6E-06	2,4E-15	2,0E-05	1,7E-05	5,9E-15
Zn	1,1E-05	1,4E-05	1,3E-14	1,1E-04	8,9E-05	3,1E-14
As	2,8E-07	6,8E-07	3,1E-16	2,6E-06	4,4E-06	7,7E-16
Sr	2,6E-05	3,1E-05	2,9E-14	2,4E-04	2,1E-04	7,2E-14
Mo	1,0E-07	1,2E-07	1,1E-16	9,3E-07	7,8E-07	2,7E-16
Cd	2,1E-08	1,7E-09	2,3E-17	2,0E-07	1,1E-08	5,8E-17
Sb	9,4E-08	1,1E-07	1,0E-16	8,6E-07	7,2E-07	2,5E-16
W	2,1E-07	2,5E-07	2,3E-16	2,0E-06	1,7E-06	5,8E-16
Pb	4,6E-06	5,5E-06	5,1E-15	4,3E-05	3,6E-05	1,3E-14
Bi	3,0E-08	1,2E-09	3,4E-17	2,9E-07	8,0E-09	8,4E-17
HI	0,193			1,279		

Оценка канцерогенного риска. Канцерогенный риск $ILCR_{ingest}$ для взрослого населения, связанный с пероральным попаданием в организм As и Pb оказался очень низким, средние значения $ILCR_{ingest}$ составили $1,2 \cdot 10^{-11}$ и $6,2 \cdot 10^{-8}$ соответственно. Ингаляционный путь поступления Co, Ni, As, Cd и Pb также не вызывает канцерогенных эффектов, $ILCR_{inhal}$ составляют от $5,6 \cdot 10^{-8}$ для Co до $7,3 \cdot 10^{-10}$ для Pb. Канцерогенный риск, вызванный поступлением As и Pb через кожный покров, также характеризуется как низкий ($ILCR_{dermal} = 8,9 \cdot 10^{-6}$ и $1,5 \cdot 10^{-7}$).

Максимальные значения $ILCR_{dermal}$ ($1,8 \cdot 10^{-5}$) для As установлены в транспортной функциональной зоне, вблизи железной дороги и в 300 м от Центральной ТЭЦ. Значение показателя суммарного риска развития злокачественных опухолей TR составило в среднем $4,4 \cdot 10^{-5}$, что также, как для Улан-Удэ и Гусиноозерска относится к низкому уровню риска. Наибольший вклад в формирование суммарного канцерогенного риска вносят As (94%) и Pb (5%), суммарный вклад Co, Cd, Ni равен около 1%.

6.3. Сравнительный анализ загрязнения почвенного покрова Улан-Удэ, Гусинозерска и Северобайкальска

Сравнение загрязнения почв трех городов и дорожной пыли Улан-Удэ проводилось на основе кларка концентрации (СС), который служат универсальным параметром, нивелирующим региональные различия в фоновых содержаниях элементов (табл. 36).

Таблица 36.
Геохимическая специализация почв, дорожной пыли и фракции РМ₁₀ в Улан-Удэ, Гусинозерске и Северобайкальске

Город	Компонент	СС средние	СС в локальных аномалиях
Улан-Удэ	почвы	Pb ₄ Cu ₃ Cd ₃ Zn ₂ Sr ₂	Pb ₂₂ W ₂₁ Sb ₁₈ Bi ₁₃ Cd ₁₀
	PM ₁₀	Cd ₅ Pb ₄ Cu ₃ Zn ₃ Sb ₂ Mo ₂	W ₅₄ Bi ₃₇ Pb ₃₆ Cd ₂₅ Sb ₁₃ Cu ₁₁ Zn ₁₀
	дорожная пыль	Pb ₂	Sb ₁₃
	PM ₁₀	Cd ₈ Zn ₅ Sb ₃ Pb ₃ Cu ₂ W ₂ As ₂	Cd ₁₀₁ Zn ₅₁ Sb ₄₆ W ₃₈ Bi ₁₆ Pb ₁₅ Cu ₁₄ Mo ₁₁
Гусинозерск	почвы	Mo ₃ Sr ₃ Cd ₂ Pb ₂	Mo ₄₁ Sr ₁₄ Sb ₁₂ Zn ₁₁ Pb ₁₁
	PM ₁₀	Mo ₂ Zn ₂ W ₂ Cd ₂	Mo ₂₆ Sb ₁₈ W ₁₁ Zn ₁₁
Северобайкальск	почвы	Pb ₂ Zn ₂ Sb ₂ Cd ₂	Cd ₁₁ Zn ₈ Pb ₆ Sb ₆
	PM ₁₀	Pb ₂ Zn ₂ Sb ₂ Cd ₂	Cd ₁₀ Pb ₁₀ Mo ₈

Примечание. Цифры в нижнем индексе – величина СС.

В отличие от малых городов Гусинозерска и Северобайкальска для Улан-Удэ характерно обогащение почв широким спектром элементов с более высокими уровнями накопления. Выявлена универсальная парагенетическая ассоциация Cd, Pb, Zn, Cu, Sb в почвах, дорожной пыли и их фракции РМ₁₀ Улан-Удэ, связанная с промышленными и транспортными выбросами.

Наиболее контрастные аномалии Cd, Zn и Sb характерны для фракции РМ₁₀ дорожной пыли, Pb и Cu – для фракции РМ₁₀ почв. Пространственное распределение ассоциации Cd, Pb, Zn, Cu, Sb в почвах, дорожной пыли и их фракции РМ₁₀ отражают картограммы, показывающие вклад этих ТММ в суммарное загрязнение Улан-Удэ. При максимальном, чрезвычайно опасном уровне загрязнения ($Z_c > 128$) почв и дорожной пыли доля ассоциации Cd, Pb, Zn, Cu, Sb превышает 80% (рис. 70).

В почвах Гусинозерска отмечены наибольшие уровни накопления Mo и Sr. Несмотря на то, что концентрация всех элементов, кроме Ni, в золе Гусинозерской ГРЭС

и объемы ее выбросов значительно выше, чем в Северобайкальске и Улан-Удэ, почвы Гусиноозерска не обогащены ТММ.

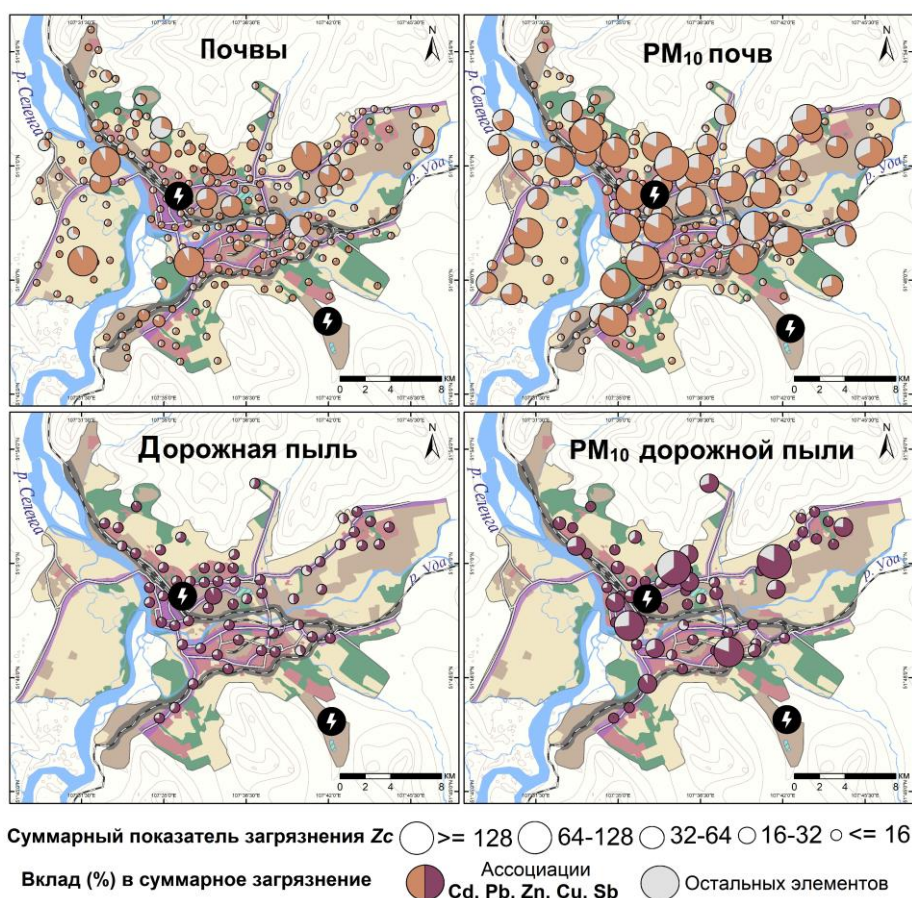


Рис. 70. Вклад ассоциации Cd, Pb, Zn, Cu, Sb в суммарное загрязнение почв, дорожной пыли и их фракции PM₁₀ в Улан-Удэ

Технические характеристики Гусиноозерской ГРЭС, а именно использование третьей по величине дымовой трубы в России с высотой 330 м, снижает антропогенную нагрузку на окружающую среду Гусиноозерска. При увеличении высоты трубы продукты сгорания, включая золу, выбрасываются на большую высоту. Это способствует их рассеиванию в атмосфере и переносу на значительные расстояния от источника выброса. В результате загрязняющие вещества могут выпадать на землю далеко за пределами источника, снижая локальную концентрацию золы вблизи трубы, но увеличивая вероятность выпадения золы на больших расстояниях. Поэтому локальные аномалии ТММ в почвах Гусиноозерска, связанные с воздействием топливной энергетики, приурочены к зоне влияния ЗШО, хранилища угля на территории ГРЭС, отвала углесодержащих пород. Наибольшие уровни накопления Sr ($CC = 9,0-14$) выявлены вблизи ЗШО, зоны разгрузки и площадки хранения угля на территории ГРЭС. Аномально высокое накопление Mo ($CC =$

41), вызванное, вероятно, выщелачиванием металла из нерекультивированного углесодержащего отвала вскрышных пород, установлено на юге Гусиноозерска.

Для Северобайкальска характерны наименьшие уровни накопления ТММ в почвах среди трех городов, кларки концентрации большинства поллютантов не превышают 2,0 (табл. 32). Объем поступающих в атмосферный воздух Северобайкальска загрязняющих веществ ниже в 10 раз по сравнению с Гусиноозерском и в 6 раз по сравнению с Улан-Удэ, что объясняется малым количеством промышленных предприятий, слабой обогащенностью ТММ Канско-Ачинских углей и золы Центральной ТЭЦ и меньшей мощностью котельных. При незначительных выбросах ТММ Центральной ТЭЦ и котельных загрязнение городских почв в основном обусловлено влиянием БАМ. Установлено, что в почвах и фракции PM_{10} железнодорожной зоны формируются локальные аномалии Cd, Zn, Pb вдоль БАМ и вблизи подъездных путей к Центральной ТЭЦ, что связано не только с эксплуатацией железнодорожных путей, но и рассыпанием угля при его транспортировке в открытых вагонах, разгрузке на территории ТЭЦ и пылением ЗШО.

Сравнение суммарного загрязнения почв и их фракции PM_{10} трех городов ТММ показало, что наименьший уровень загрязнения характерен для Северобайкальска ($Z_c = 6$ для почв и частиц PM_{10}), наибольший – для столицы Бурятии Улан-Удэ ($Z_c = 18$ и 38 для почв и частиц PM_{10} соответственно), что обусловлено более интенсивной и длительной антропогенной нагрузкой, приводящей к устойчивому многолетнему загрязнению окружающей среды (рис. 71).

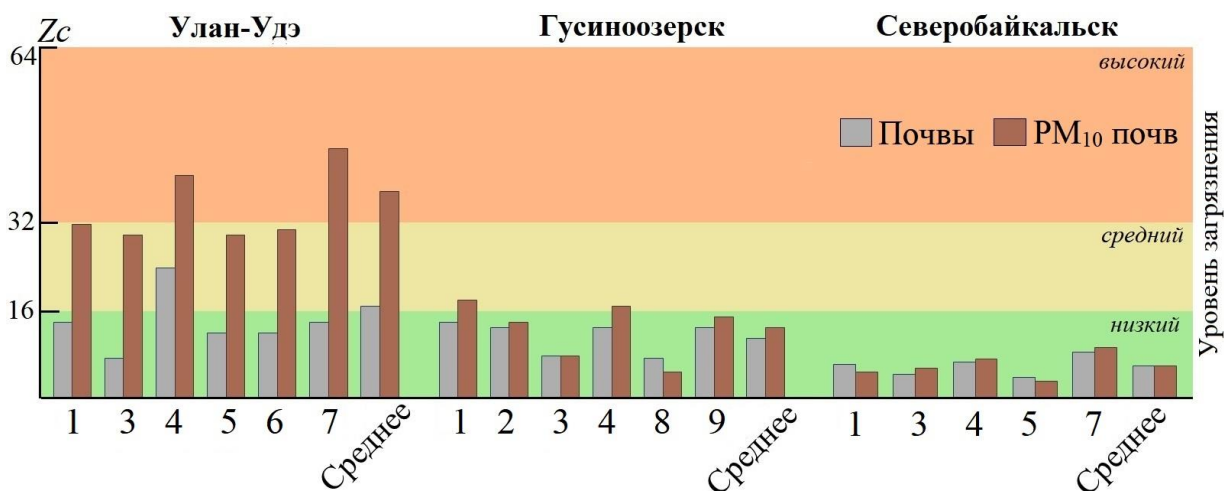


Рис. 71. Суммарное загрязнение верхних горизонтов почв и частиц PM_{10} (Z_c) в функциональных зонах Гусиноозерска, Северобайкальска и Улан-Удэ: 1 – промышленной; 2 – промышленной недействующей; 3 – селитебной многоэтажной; 4 – селитебной одноэтажной; 5 – рекреационной; 6 – автотранспортной; 7 – железнодорожной; 8 – постагрогенной; 9 – пустырей

В Улан-Удэ частицы PM_{10} сильнее аккумулируют ТММ во всех функциональных зонах города, в Гусиноозерске отмечено меньшее накопление поллютантов в тонкой фракции почв в постагрогенной и жилой многоэтажной зоне, а в Северобайкальске – в промышленной и рекреационной зоне.

С помощью модели PMF идентифицированы три общих источника ТММ в Улан-Удэ, Гусиноозерске и Северобайкальске: сжигание угля, автомобильный транспорт и бытовые отходы. Фактор, связанный с сжиганием угля на ТЭС и при печном отоплении, вносит наибольший вклад в содержание ТММ: 28% в Северобайкальске, 33% в Улан-Удэ и 37% в Гусиноозерске (рис. 72). Данный фактор составляет наибольшую долю V, Co, Cr, Ni в почвах трех городов. В Улан-Удэ с сжиганием угля дополнительно ассоциируется Sr, в Гусиноозерске – As, Bi и W, в Северобайкальске – Bi, Cd и Zn.

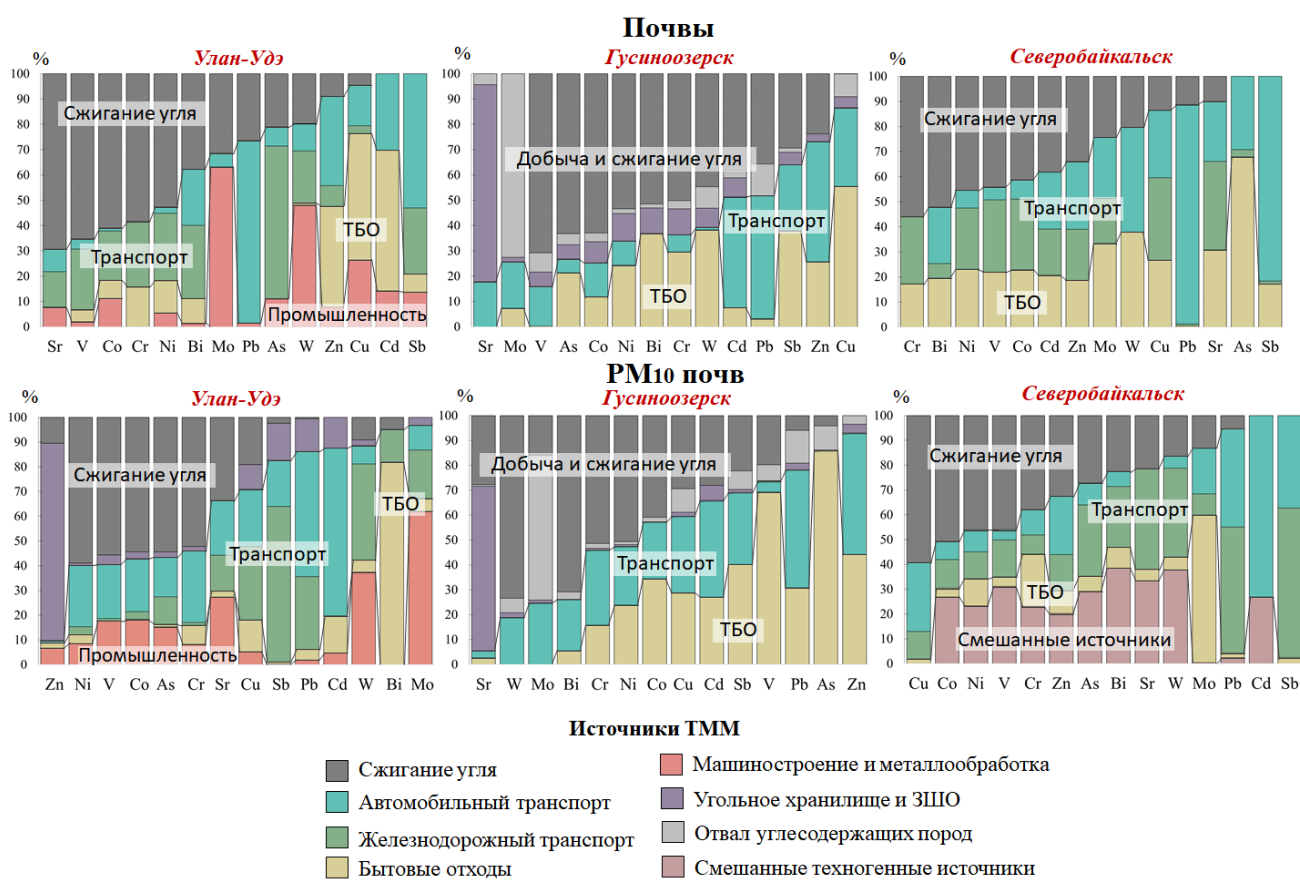


Рис. 72. Вклад источников в накопление ТММ в почвах и их фракции PM_{10} Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска

Набор элементов в профилях загрязнения зависит от химического состава и условий сжигания углей при участии других локальных источников, что приводит к вариативности профиля ТММ. В Северобайкальске при наименьшем среди трех городов вкладе данного фактора в общую дисперсию ТММ, что обусловлено низкой мощностью Центральной ТЭЦ

и меньшим количеством частных домовладений, в профиле фактора присутствуют Zn и Cd, которые поступают от БАМ, проходящей поблизости от электростанции.

Вклад фактора, связанного с выбросами автомобильного транспорта, составляет 29% общей дисперсии ТММ в Северобайкальске, 20% в Гусиноозерске и 19% в Улан-Удэ, с ним ассоциированы Pb, Sb, Zn, Cd. Третий фактор – стихийные свалки бытовых отходов – характеризуется полиэлементным составом загрязнителей, общими для трех городов поллютантами являются Cu, Zn, W, вклад этого фактора в дисперсию ТММ составляет 26% в Северобайкальске, 21% в Гусиноозерске, 15% в Улан-Удэ. В Улан-Удэ и Северобайкальске выделен общий фактор, характеризующий выбросы железнодорожного транспорта, на него приходится 18% общей дисперсии ТММ в Улан-Удэ и 17% в Северобайкальске.

Остальные техногенные источники ТММ различаются и обусловлены спецификой промышленного производства. В Улан-Удэ наибольшую долю Mo и W дает фактор машиностроения и металлообработки, его вклад в общую дисперсию ТММ составляет 15%. В Гусиноозерске вклад факторов, связанных с влиянием отвала углесодержащих пород и пыления угля и ЗШО, составляет 10 и 11% соответственно, данные факторы объясняют максимальную долю Mo и Sr.

Во фракции PM_{10} почв Гусиноозерска выделяются те же источники, что и для почв в целом. Значительно, почти в два раза возрастает вклад фактора, связанного с бытовыми отходами – до 29%. В Улан-Удэ для частиц PM_{10} выделен шестой фактор – влияние ЗШО (его вклад составляет 11%), с которым ассоциируется 80% содержания Zn. В Северобайкальске для фракции PM_{10} идентифицирован пятый фактор с вкладом 21%, он представляет сразу несколько техногенных источников – очистные сооружения, выбросы железнодорожного транспорта, золы при сжигании угля, бытовые отходы.

Таким образом, в Гусиноозерске выявлен наибольший вклад топливно-энергетического комплекса, а в Северобайкальске – транспортного сектора в накопление ТММ в почвах и их частицах PM_{10} . Для Улан-Удэ характерна наиболее сильная дифференция факторов, что связано с большим количеством и разнообразием антропогенных источников.

Для анализа пространственных закономерностей воздействия идентифицированных источников на накопление ТММ в почвах построены карты, отражающие их вклад в каждой точке опробования в Улан-Удэ, Гусиноозерске и Северобайкальске (рис. 73).

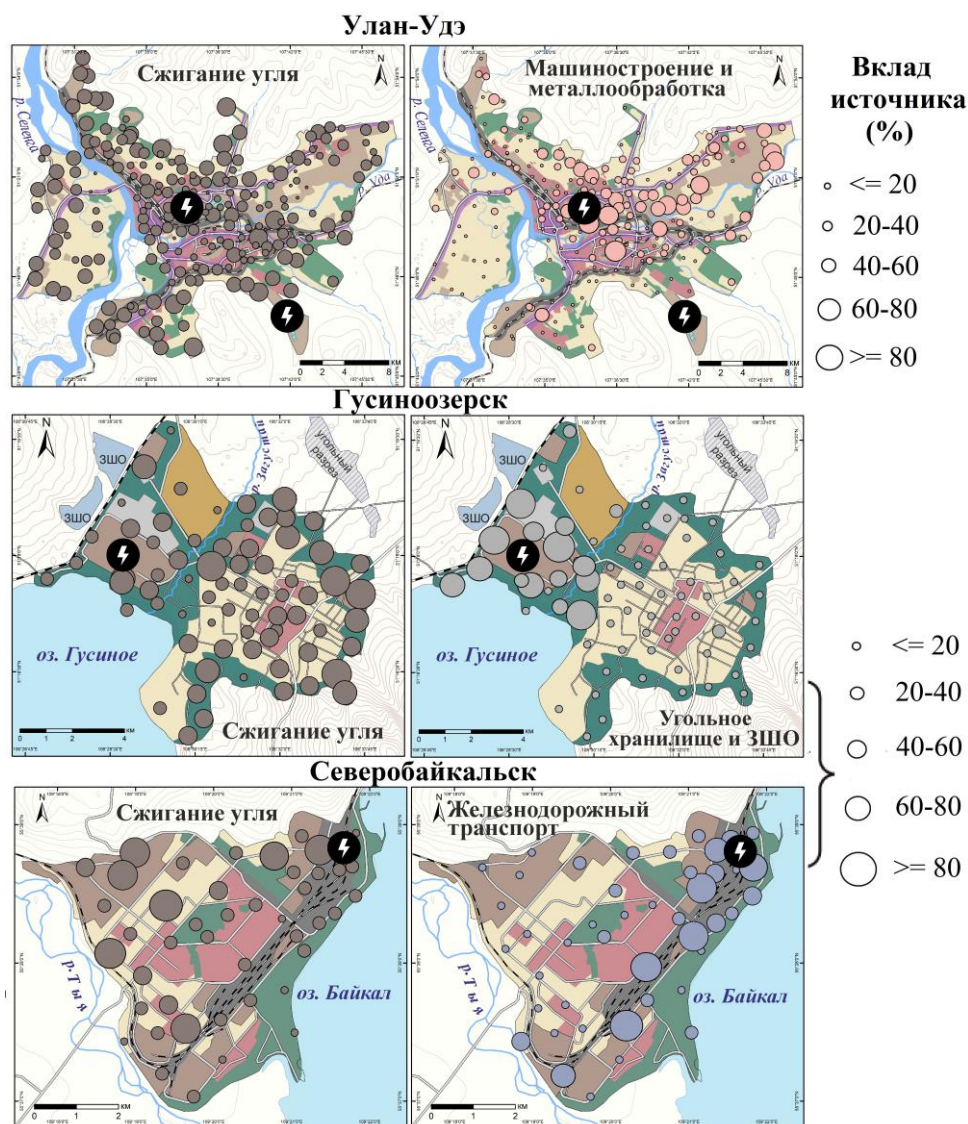


Рис. 73. Пространственное распределение вкладов источников в накопление ТММ в почвах Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска

Фактор, связанный с сжиганием угля, вносит наибольший вклад ($> 80\%$) в аккумуляцию ТММ в частном жилом секторе трех городов и вблизи небольших котельных в Улан-Удэ и Северобайкальске, где низкая высота дымовых выбросов приводит к выпадению и накоплению поллютантов вблизи источника. В Улан-Удэ максимальный вклад выбросов предприятий машиностроения и металлообработки прослеживается во всей центральной промышленной зоне, в наиболее удаленных от промзоны районах частного жилого сектора он сводится к минимуму ($< 20\%$). Факторы, связанные с выбросами автомобильного и железнодорожного транспорта, имеют наибольшие вклады в центре города, где наблюдается наибольшая плотность автодорог и расположен железнодорожный узел. В Гусиноозерске вблизи ГРЭС отмечен наибольший вклад источника, связанного с пылением ЗШО и угля. Рядом с отвалом углесодержащих пород на юге города установлен

максимальный вклад одноименного фактора (93%). Фактор автомобильного транспорта оказывает наибольшее влияние в жилой многоэтажной и одноэтажной зоне и сводится к минимуму в постагрогенной и зоне пустырей. В Северобайкальске максимальный вклад фактора, связанного с выбросами железнодорожного транспорта, отмечается вдоль БАМ и вблизи Центральной ТЭЦ, вклад фактора, описывающего выбросы автотранспорта, находится на одном уровне практически на всей территории, достигая наибольших значений вблизи автомастерских на севере города.

Оценка экологического риска для здоровья жителей Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска, связанная с загрязнением ТММ верхних горизонтов почв, показала, что в трех городах значения хронической суточной дозы ТММ через все пути воздействия для детей выше, чем для взрослого населения. Суммарный неканцерогенный риск *HI* соответствует низкому уровню во всех городах (*HI* 0,1-1,0) для взрослого населения. Для детей допустимый уровень превышен во всех городах, значения индексов *HI* в среднем составили 1,992 в Улан-Удэ, 1,906 в Гусиноозерске и 1,279 в Северобайкальске, что соответствует среднему неканцерогенному риску (рис. 74).

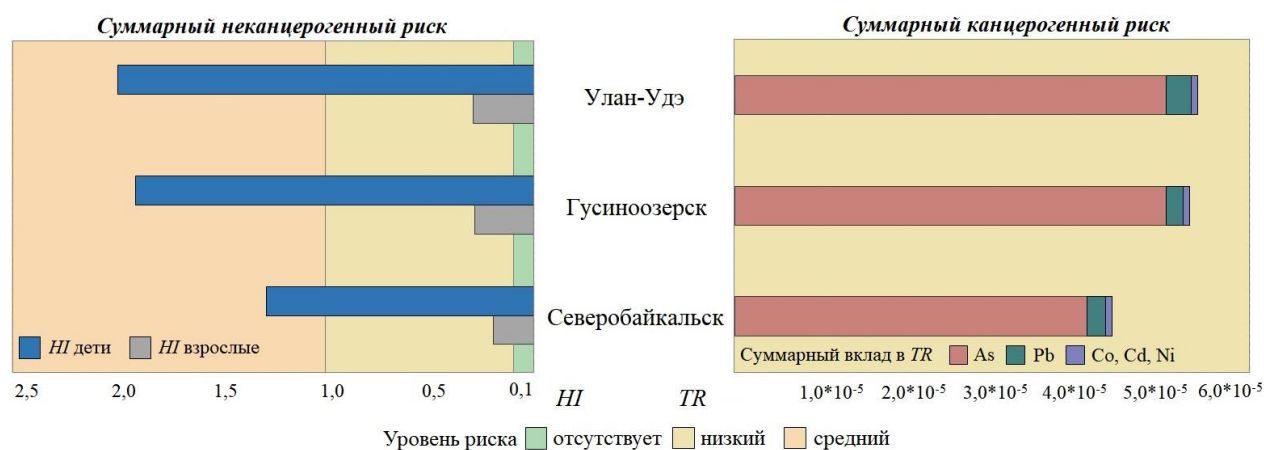


Рис. 74. Индексы опасности суммарного неканцерогенного риска (*HI*) для взрослых и детей и суммарного риска развития злокачественных опухолей (*TR*) Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска

Суммарный канцерогенный риск *TR* для населения Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска соответствует низкому, предельно допустимому уровню ($TR = 1 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-4}$) и изменяется от $4,4 \cdot 10^{-5}$ в Северобайкальске до $5,4 \cdot 10^{-5}$ в Улан-Удэ. Наибольший вклад в формирование канцерогенного риска вносит As, его доля изменяется от 94% в Северобайкальске до 97% в Гусиноозерске, на долю Pb приходится от 2% в Гусиноозерске до 5% в Северобайкальске, суммарный вклад Co, Cd, Ni в трех городах составляет около 1%.

Пространственное распределение TR в почвах Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска показало, что на большей части территорий городов характерен низкий уровень риска (рис. 75).

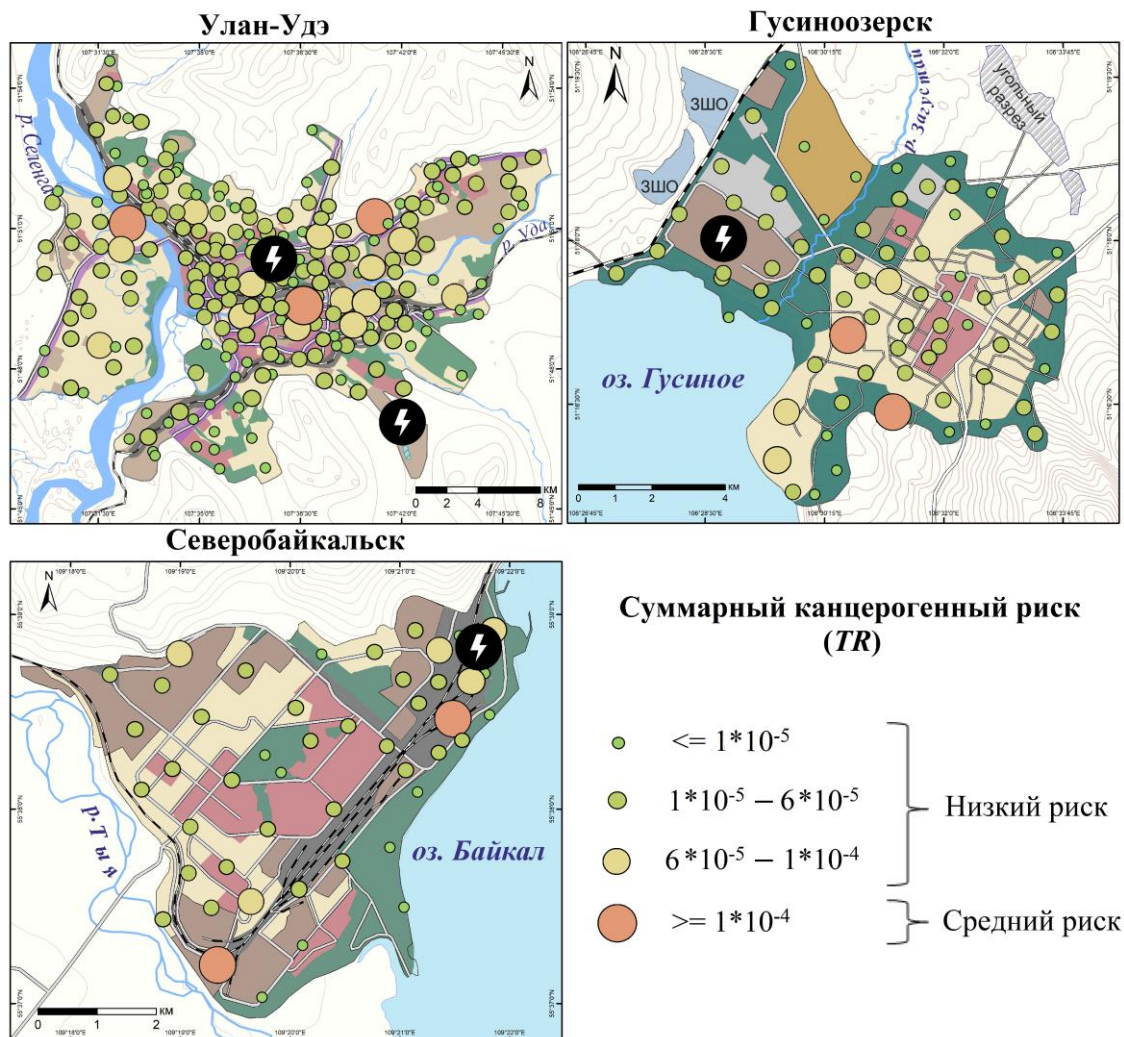


Рис. 75. Пространственное распределение суммарного канцерогенного риска (TR) ТММ в почвах Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска

В Улан-Удэ значения TR возрастают до среднего уровня ($> 1 \cdot 10^{-4}$) вблизи стихийных свалов бытовых отходов в жилой зоне, в промзоне ТЭЦ-1 и вблизи железнодорожных путей. В Гусиноозерске наиболее высокие значения TR также связаны с влиянием несанкционированных свалок отходов и углесодержащего отвала вскрышных пород на юге города. В Северобайкальске средний суммарный уровень канцерогенного риска выявлен вблизи ЗШО ТЭЦ-1 и локомотивного депо, на значительной части территории города значения TR более низкие по сравнению с Улан-Удэ и Гусиноозерском.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Оценка эколого-геохимического состояния Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска произведена на основе данных о загрязнении ТММ городских почв, дорожной пыли и их фракции PM_{10} . В результате установлены уровни накопления загрязняющих веществ в почвах, определена экологическая опасность загрязнения ТММ. Идентифицированы основные источники загрязнения и определен их количественный вклад. Путем геохимического картографирования территории городов проанализирована пространственная структура загрязнения почвенного покрова и дорожной пыли поллютантами, определены техногенные аномалии ТММ с выделением различных типов загрязнения. Получена оценка канцерогенного и неканцерогенного риска для здоровья жителей Гусиноозерска, Северобайкальска и Улан-Удэ при проглатывании, вдыхании и кожном контакте с ТММ.

На основе проведенных исследований можно сделать следующие выводы:

1. В Улан-Удэ наблюдается значительное загрязнение почв ТММ, что связано с интенсивным воздействием ТЭЦ, промышленности и транспорта. В отличие от малых городов Гусиноозерска и Северобайкальска, где загрязнение менее выражено, в Улан-Удэ образовались обширные зоны с высоким и максимальным уровнем загрязнения, особенно в центральной части города, где сосредоточены основные источники выбросов. Суммарное загрязнение городских почв (средний $Z_c = 18$) формируется при наибольшем вкладе Cd, Pb, Zn, Cu, Sb, которое увеличивается до высокого уровня ($Z_c = 38$) в частицах PM_{10} .
2. Большинство ТММ (Co, Sr, Sb, Zn, Cd, Cu, Mo) в почвах Улан-Удэ и Северобайкальска накапливается на биогеохимическом органо-минеральном барьере при увеличении содержания органического вещества, а в Гусиноозерске (Co, Ni, V, Cr, W, Sb) – на хемосорбционном барьере с участием оксидов Fe. Функциональное назначение территории оказывает наибольшее влияние на аккумуляцию почти всех ТММ в Гусиноозерске и около половины изученных ТММ в Северобайкальске, в то время как в Улан-Удэ только содержание W зависит от вида использования территории.
3. Интенсивность промышленной и транспортной нагрузки оказывает прямое воздействие на уровень аккумуляции и характер распределения ТММ между фракциями почв и дорожной пыли. Улан-Удэ, как крупный промышленный центр, отличается наиболее высоким уровнем накопления ТММ в мелкодисперсной фракции PM_{10} с большей аккумуляцией ТММ в PM_{10} дорожной пыли по сравнению с почвами. В Гусиноозерске

- и Северобайкальске, где антропогенная нагрузка меньше, накопление ТММ в РМ₁₀ почв менее выражено, с более равномерным распределением элементов между фракциями.
4. Впервые с помощью рецепторной модели РМФ определены основные источники ТММ в почвах Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска и рассчитан их количественный вклад. Дополнение результатов РМФ пространственным анализом вкладов факторов обеспечило высокую достоверность идентификации источников и позволило определить наиболее проблемные места в городах с максимальными выбросами из того или иного вида источников. Приоритетным источником ТММ в почвах и фракции РМ₁₀ трех городов является сжигание угля на ТЭС и при печном отоплении, что объясняет 28-37% общей дисперсии ТММ. В Улан-Удэ источники загрязнения наиболее разнообразны и многочисленны, значительный вклад вносят выбросы авто- и железнодорожного транспорта, предприятий машиностроения и металлообработки. В Гусиноозерске влияние сжигания угля дополняется факторами, связанными с пылением угля и золошлаковых отвалов, а также выбросами автотранспорта, в Северобайкальске – факторами авто- и железнодорожного транспорта.
 5. Оценка рисков для здоровья человека с использованием модели ННРА показала, что основной путь воздействия ТММ на взрослых и детей Улан-Удэ, Гусиноозерска и Северобайкальска – кожный контакт, при этом риск для детей выше из-за их физиологических и поведенческих особенностей. Неканцерогенный риск для детей в трех городах достигает среднего уровня с наибольшими значениями $HI = 1,99$ в Улан-Удэ. Канцерогенный риск для населения всех городов остается на низком уровне, наибольший вклад в его формирование вносит мышьяк As. Наибольшие уровни риска наблюдаются вблизи промышленных зон, стихийных свалок и транспортных узлов, что подчеркивает необходимость усиления мер по снижению загрязнения почв и защиты здоровья населения в зонах с высокой геохимической нагрузкой.

ЛИТЕРАТУРА

1. Арбузов С.И., Рихванов Л.П., Ершов В.В. Редкометалльный потенциал углей Средней Сибири // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2001. – Т. 304. – № 1. – С. 130–147.
2. Афолина Т.Е., Иващенко А.А. Экологическая ситуация в центральной экологической зоне оз. Байкал // Актуальные вопросы аграрной науки. – 2014. – № 11. – С. 5–9.
3. Базаров А.Б., Баранов А.О., Павлов В.Н., Слепенкова Ю.М., Тагаева Т.О. Анализ и прогноз состояния окружающей среды Республики Бурятия в новых условиях // Мир экономики и управления. – 2022. – Т. 22. – № 2. – С. 36–54.
4. Байчоров Р.А. Действие нефти и нефтепродуктов на свойства почв и продуктивность растений // E-Scio. – 2020. – № 2 (41). – С. 143–148.
5. Безбердая Л.А., Енчилик П.Р., Кошелева Н.Е., Васильчук Дж.Ю., Семенов И.Н., Власов Д.В., Касимов Н.С. Методика выделения гранулометрических фракций почв и пыли методом центрифугирования // Доклады Международного симпозиума «Инженерная экология – 2023». – Москва: РНТОРЭС им. А.С. Попова, 2023. – С. 178–182.
6. Безрукова Е.В., Белов А.В., Летунова П.П., Абзаева А.А., Кулагина Н.В., Фишер Е.Э., Орлова Л.А., Шейфер Е.В., Воронин В.И. Биостратиграфия торфяных отложений и климат Северо-Западной части горного обрамления озера Байкал в голоцене // Геология и геофизика. – 2008. – Т. 49. – № 6. – С. 547–558.
7. Белоголовов В.Ф. Геохимический атлас Улан-Удэ. – Улан-Удэ: Бурят. кн. изд-во, 1989. – 52 с.
8. Белозерцева И.А., Сороковой А.А., Доржготов Д., Батхишиг О., Убугунов Л.Л., Бадмаев Н.Б., Убугунова В.И., Гынинова А.Б., Балсанова Л.Д., Убугунов В.Л., Гончиков Б.Н., Цыбикдоржиев Ц.-Д.-Ц. Почвы бассейна озера Байкал и их картографирование на территории России и Монголии // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. – 2014. – № 5. – С. 114–120.
9. Битюкова В.Р., Дехнич В.С., Петухова Н.В. Влияние ГРЭС на загрязнение воздуха городов России // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2021. – № 4. – С. 38–51.
10. Битюкова В.Р., Дехнич В.С., Кравчик А.И., Касимов Н.С. Оценка влияния автономных систем отопления жилых строений на загрязнение воздуха в муниципальных образованиях (на примере Байкальского региона) // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2024. – № 1. – С. 22–36.
11. Битюкова В.Р., Кравчик А.И. Загрязнение атмосферы от сжигания топлива на стационарных источниках в регионах России: масштабы и динамика // Экология и промышленность России. – 2023. – Т. 27. – № 11. – С. 46–53.
12. Бойко С.М., Сутурин А.Н., Парадина Л.Ф., Куликова Н.Н. Геохимические особенности золы углей Ирша-Бородинского месторождения (Канско-Ачинский бассейн) // География и природные ресурсы. – 2003. – № 2. – С. 82–88.
13. Борисенко И.М., Пронин Н.М., Шайбонов Б.Б. Экология озера Гусиное. – Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 1994. – 199 с.
14. Борхонова Е.В. Подтопление г. Гусиноозерска грунтовыми водами (Селенгинский район, РБ) // Вестник Бурятского государственного университета. Биология. География. – 2004. – № 4. – С. 68–74.
15. Бурятия: К 350-летию вхождения Бурятии в состав Российского государства. Энциклопедический справочник в двух томах. Том 1 / Правительство Республики Бурятия, Народный Хурал Республики Бурятия, Сибирское отделение Российской

- академии наук, Байкальский институт природопользования, Фонд содействия сохранению озера Байкал. – Улан-Удэ: ЭКОС, 2011. – 328 с.
16. Валова Е.Э. Эколого-геохимические особенности городских ландшафтов степной и лесостепной зон межгорной котловины (на примере г. Улан-Удэ): дис. ... канд. геогр. наук. – Улан-Удэ, 2003. – 158 с.
 17. Власов Д.В., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Геохимия дорожной пыли (Восточный округ Москвы) // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2015. – № 1. – С. 23–33.
 18. Власов Д.В., Кукушкина О.В., Кошелева Н.Е., Касимов Н.С. Уровни и факторы накопления металлов и металлоидов в придорожных почвах, дорожной пыли и их фракции PM10 в Западном округе Москвы // Почвоведение. – 2022. – № 5. – С. 538–555.
 19. Воложжина С.Ж. Оценка загрязнения воздушного бассейна г. Улан-Удэ // Известия Иркутского государственного университета. Серия: Науки о Земле. – 2011. – Т. 4. – № 1. – С. 48–59.
 20. Волошин А.Л. Причины и некоторые аспекты настоящего снижения водности рек Западного Забайкалья // Материалы IX Междунар. конф. «Реки Сибири и Дальнего Востока». – Улан-Удэ, 2015. – С. 124–128.
 21. Вязова Н.Г., Крюкова В.Н., Писарькова Е.А., Латышев В.П. Адсорбция тяжелых металлов золой-уноса и шлаком, полученными от сжигания углей на Ново-Иркутской ТЭЦ // Химия твердого топлива. – 2006. – № 1. – С. 70–74.
 22. Генеральный план „Городского округа Улан-Удэ“. – Улан-Удэ, 2007. – 87 с.
 23. Генеральный план муниципального образования „Город Северобайкальск“ / под ред. Ханджапова С.О., Елаевой А.Э. – Улан-Удэ: ООО «Центр Кадастровых Работ», 2020. – 28 с.
 24. Напрасников А.Т., Белозерцева И.А., Напрасникова Е.В. География и экология почв. – Иркутск: Изд-во ИГУ, 2016. – 189 с.
 25. Геология СССР. Т. 35. Бурятская АССР. Ч. 1. Геологическое описание. – М.: Недра, 1964. – 628 с.
 26. Сает Ю.Е., Ляхин Ю.И., Буровский С.М., Соловов В.П. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
 27. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация: учебное пособие. – Смоленск: Ойкумена, 2003. – 268 с.
 28. Голубцов В.А., Рыжов Ю.В., Кобылкин Д.В. Почвообразование и осадконакопление в Селенгинском среднегорье в позднеледниковье и голоцене. – М.: МГУ, 2015. – 26 с.
 29. ГОСТ Р 51591-2000. Угли бурые, каменные и антрацит. Общие технические требования. – М.: Изд-во стандартов, 2000. – 105 с.
 30. Государственный доклад «О состоянии озера Байкал и мерах по его охране в 2022 году». – Иркутск: ИНЦХТ, 2023. – 372 с.
 31. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды Республики Бурятия в 2023 году». – Улан-Удэ, 2024. – 411 с.
 32. Гусиноозерская экспедиция П.С. Михно 1927 г. (Динамика природных комплексов Гусиноозерской котловины и аспекты культурного наследия Селенгинского среднегорья) / под ред. Э.А. Батоцыренова. – Улан-Удэ: ЭКОС, 2016. – 168 с.
 33. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. – М.: Высшая школа, 1988. – 328 с.
 34. Дегтярева М.А. Об особенностях морфологической структуры ландшафтов Гусиноозерской котловины (Республика Бурятия) // Материалы IV Международной заочной научно-практической конференции «Географические проблемы

- сбалансированного развития староосвоенных регионов» (г. Брянск, 20 декабря 2016 г.). – Брянск: Изд-во «Курсив», 2017. – С. 79–83.
35. Ежегодник загрязнения атмосферы в городах на территории России за 2023 год. – СПб., 2024. – 265 с.
 36. Енчилик П.Р., Семенов И.Н., Безбердая Л.А., Васильчук Д.Ю., Касимов Н.С. Влияние параметров ультразвукового диспергирования при гранулометрическом фракционировании на содержание элементов в микрочастицах почв и дорожной пыли // Инженерная экология-2023. – 2023. – С. 206–211.
 37. Еремченко О.З., Москвина Н.В. Свойства почв и техногенных поверхностных образований в районах многоэтажной застройки г. Пермь // Почвоведение. – 2005. – № 7. – С. 782–789.
 38. Жаров Ю.Н. Малые элементы в твердых каустобиолитах // Российский химический журнал (Ж. Рос. хим. О-ва им. Д.И. Менделеева). – 1994. – № 5. – С. 12–19.
 39. Журавлева М.А., Зубрев Н.И., Кокин С.М. Загрязнение полосы отвода // Мир транспорта. – 2016. – № 3. – С. 112–118.
 40. Информация о выбросах загрязняющих веществ в атмосферный воздух от стационарных источников (2ТП (воздух)) за 2022 г. // База данных Росприроднадзора (Федеральная служба по надзору в сфере природопользования). – URL: <https://rpn.gov.ru>.
 41. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
 42. Казанцев И.В. Железнодорожный транспорт как источник загрязнения почв тяжелыми металлами // Самарский научный вестник. – 2015. – № 2 (11). – С. 94–96.
 43. Калимуллина Д.Д., Гафуров А.М. Влияние тепловых электрических станций на окружающую среду // Инновационная наука. – 2016. – № 3-3 (15). – С. 23–28.
 44. Кара-Сал И.Д. Оценка эколого-геохимического состояния территории города Кызыла (Республика Тыва): автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 25.00.36. – Томск, 2012. – 24 с.
 45. Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Сорокина О.И., Бажа С.Н., Гунин П.Д., ЭнхАмгалан С. Эколого-геохимическое состояние почв г. Улан-Батор (Монголия) // Почвоведение. 2011. № 7. С. 771–784.
 46. Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. – М.: АПР, 2016. – 276 с.
 47. Касимов Н.С. Экогеохимия ландшафтов. – М.: ИП Филимонов М.В., 2013. – 208 с.
 48. Кизильштейн Л.Я. Экогеохимия элементов-примесей в углях. – М.: Научный мир, 2002. – 292 с.
 49. Климат Улан-Удэ. – Л.: Гидрометиздат, 1983. – 24 с.
 50. Кожуховский И.С., Алешинский Р.Е., Говсиевич Е.Р. Проблемы и перспективы угольной генерации в России // Уголь. – 2016. – № 2. – С. 4–15.
 51. Корляков И.Д., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Тяжелые металлы и металлоиды в почвенном покрове г. Улан-Удэ // Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Прикладная экология. Урбанистика. – 2019. – № 3. – С. 120–137.
 52. Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Бажа С.Н., Гунин П.Д. Загрязнение почв тяжелыми металлами в промышленных городах Монголии // Вестник Московского университета. Серия: География. – 2010. – № 3. – С. 20–27.
 53. Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Власов Д.В. Факторы накопления тяжелых металлов и металлоидов на геохимических барьерах в городских почвах // Почвоведение. – 2015. – № 5. – С. 536–553.
 54. Кошелева Н.Е., Дорохова М.Ф., Кузьминская Н.Ю., Рыжов А.В., Касимов Н.С. Влияние автотранспорта на экологическое состояние почв в Западном административном округе

- Москвы // Вестник Московского университета. Серия 5: География. – 2018. – № 2. – С. 16–27.
55. Кошелева Н.Е., Тимофеев И.В., Ефимов В.А. Геохимическая трансформация почвенного покрова в зоне разработки крупнейшего каменноугольного месторождения Байкальского региона // Экологическая и техносферная безопасность горнопромышленных регионов. – 2019. – С. 306–311.
 56. Кошелева Н. Е., Никифорова Е. М., Тимофеев И. В. Загрязнение тяжелыми металлами и металлоидами и экологическое состояние почв г. Северобайкальска // Почвоведение. – 2022. – №. 5. – С. 571-585.
 57. Кошелева Н.Е., Власов Д.В. Природные и техногенные факторы аккумуляции висмута и кадмия в почвах Восточного округа Москвы // Сборник научных трудов по материалам 6-ой Всероссийской научно-практической конференции с международным участием Экологические проблемы промышленных городов, Саратов, 10–12 апреля 2013 г. Т. 1. – Саратов: Изд-во СГТУ, 2013. – С. 212–216.
 58. Кошелева Н.Е., Цыхман А.Г. Пространственно-временные тренды и факторы загрязнения почвенного покрова Москвы // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2018. – Т. 26. – № 2. – С. 207–236.
 59. Кречетов П.П., Дианова Т.М. Химия почв. Аналитические методы исследования: Учебное пособие. – М.: Географический факультет МГУ, 2009. – 148 с.
 60. Крылов Д.А. Негативное влияние элементов-примесей от угольных ТЭС на окружающую среду и здоровье людей // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал). – 2017. – № 12. – С. 77–88.
 61. Ладонина Н.Н., Ладонин Д.В., Наумов Е.М., Большаков В.А. Загрязнение тяжелыми металлами почв и травянистой растительности юго-восточного округа г. Москвы // Почвоведение. – 1999. – № 7. – С. 885–893.
 62. Логачев Н.А. и др. Нагорья Прибайкалья и Забайкалья. – М.: Наука, 1974. – 358 с.
 63. Лукьянова А.Н., Лукьянова О.Н., Ефимова Л.Е., Ефимов В.А. Влияние природных и антропогенных факторов на качество воды в водоемах-охладителях (на примере оз. Гусиное) // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2020. – № 2. – С. 146–162.
 64. Матвеев Т.И., Молчанова М.А., Теренина И.Б. Тяжелые металлы в почвенном покрове зоны влияния ТЭЦ-3 // Вестник Тихоокеанского государственного университета. – 2008. – № 1. – С. 223–230.
 65. Методические рекомендации по оценке загрязнения городских почв и снежного покрова тяжелыми металлами / Сост.: В.А. Большаков, Т.И. Борисочкина, Ю.Н. Водяницкий, З.Н. Кахнович, В.В. Мясников. – М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 1999. – 32 с.
 66. Мешков Г.Б., Петренко И.Е., Губанов Д.А. Итоги работы угольной промышленности России за 2023 год // Уголь. – 2024. – Т. 1178. – № 3. – С. 18–29.
 67. Молдагазыева Ж.Ы., Жакан А., Аргынбай А. Воздействие ТЭЦ на окружающую среду // Символ науки. – 2021. – № 4. – С. 190–195.
 68. Московченко Д.В., Пожитков Р.Ю., Соромотин А.В. Геохимическая характеристика снежного покрова г. Тобольск // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2021а. – Т. 332. – № 5. – С. 156–169.
 69. Московченко Д.В., Пожитков Р.Ю., Курчатова А.Н., Тимшанов Р.И. Геохимическая характеристика снежного покрова Тюмени // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2021б. – № 3. – С. 13–26.

70. Мотузова Г.В. Соединения микроэлементов в почвах: Системная организация, экологическое значение, мониторинг. – М.: Эдиториал УРСС, 1999; Книжный дом "Либроком", 2009. – 168 с.
71. Назаренко Н.Н., Каверина Н.В., Свистова И.Д. Оценка загрязнения тяжелыми металлами и углеводородами почв урбоэкосистемы // Черноземы Центральной России: генезис, эволюция и проблемы рационального использования. – Издательство: ВГУ, 2017. – С. 380–384.
72. Опекунова М.Г., Опекунов А.Ю., Сомов В.В., Кукушкин С.Ю., Папян Э.Э. Миграция химических элементов в системе «почва–растение» и ее изменение под влиянием горнорудного производства (Сибай, Башкортостан) // Степи Северной Евразии: материалы IX международного симпозиума. – 2021. – Т. 9. – С. 620–626.
73. Осокин П.В. О распределении элементов-примесей в углях Северной Монголии и Южного Забайкалья // Литология и полезные ископаемые. – 1993. – № 2. – С. 113–119.
74. Парижское соглашение в рамках Рамочной конвенции ООН об изменении климата. Принято консенсусом 12 декабря 2015 г. – 32 с.
75. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. – М.: Астрей-2000, 1999. – 768 с.
76. Перязева Е.Г. Геоэкологическая оценка загрязнения тяжелыми металлами урбанизированных территорий (на примере г. Улан-Удэ). Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. – Улан-Удэ, 2002. – 158 с.
77. Глазовская М.А. Геохимические барьеры в почвах равнин, их типология, функциональные особенности и экологическое значение // Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 5, геогр. – 2012. – № 1. – С. 8–14.
78. Подгородецкий Г.С., Горбунов В.Б., Агапов Е.А., Ерохов Т.В., Козлова О.Н. Проблемы и перспективы утилизации золошлаковых отходов ТЭЦ. Часть 1 // Известия высших учебных заведений. Черная металлургия. – 2018. – Т. 61. – № 6. – С. 439–446.
79. Потехина Е.Е. Влияние Челябинской ГРЭС на окружающую среду // Инфраструктурные отрасли экономики: проблемы и перспективы развития. – 2015. – № 10. – С. 22–30.
80. Почвы Бурятии: разнообразие, систематика и классификация / Л.Л. Убугунов, В.И. Убугунова, Н.Б. Бадмаев и др. // Вестник Бурятской государственной сельскохозяйственной академии им. В.Р. Филиппова. – 2012. – № 2(27). – С. 45–52.
81. Прокофьева Т.В., Шишков В.А., Кирюшин А.В., Калушин И.Ю. Свойства твердых (пылеаэрозольных) выпадений придорожных территорий г. Москвы // Известия РАН. Серия география. – 2015. – № 3. – С. 107–120.
82. Р 2.1.10.3968-23. Состояние здоровья населения в связи с состоянием окружающей среды и условиями проживания населения. Руководство по оценке риска здоровью населения при воздействии химических веществ, загрязняющих среду обитания. – Москва: Роспотребнадзор, 2023.
83. Радомская В.И., Бородина Н.А. Оценка антропогенного загрязнения почвы урбанизированной территории на примере города Благовещенска // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2019. – № 6. – С. 79–93.
84. Регионы и города России: интегральная оценка экологического состояния / Н.С. Касимов, В.Р. Битюкова, С.М. Малхазова, Н.Е. Кошелева, Е.М. Никифорова, Н.В. Шартова, Д.В. Власов, С.А. Тимонин, В.Н. Крайнов. – М.: ИП Филимонов М.В., 2014. – 560 с.
85. Ресурсы поверхностных вод СССР: Гидрологическая изученность. Т. 16. Ангаро-Енисейский район. Вып. 3. Забайкалье / Под ред. В.И. Зильберштейн. – Л.: Гидрометеиздат, 1966. – 159 с.
86. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 1997. – 384 с.

87. Санитарные правила и нормы СанПиН 1.2.3685-21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности факторов среды обитания для человека. – Утверждено постановлением Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 28 января 2021 года № 2.
88. Сорокина О.И. Тяжелые металлы в ландшафтах г. Улан-Батора. Дисс. на соиск. учен. степени канд. геогр. наук. – М.: МГУ имени М.В. Ломоносова, 2013. – 144 с.
89. Сторчак Т.В. Оценка степени загрязнения почв города Нижневартовска // Вестник Нижневартовского государственного университета. – 2012. – № 1. – С. 62–68.
90. Стратегия социально-экономического развития Российской Федерации с низким уровнем выбросов парниковых газов до 2050 года. Правительство Российской Федерации. Распоряжение от 29 октября 2021 г. № 3052-р.
91. 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.
92. Суткин А.В. Урбанофлора города Улан-Удэ. – Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2010. – 142 с.: цв. ил.
93. Сычева Д.Г., Кошелева Н.Е., Тимофеев И.В. Загрязнение почвенного покрова соединениями металлов, мышьяка и сурьмы в районе воздействия предприятия топливно-энергетического комплекса // Теоретическая и прикладная экология. – 2022. – № 2. – С. 48–55.
94. Сычева Д.Г., Кошелева Н.Е. Эколого-геохимическое состояние почвенного покрова г. Гусиноозерска в зоне влияния угольной ГРЭС // Почвоведение. – 2023. – № 8. – С. 953–969.
95. Сычева Д.Г., Кошелева Н.Е. Источники, уровни накопления и экологическая опасность тяжелых металлов и металлоидов в почвах и фракции РМ10 г. Северобайкальска // Известия Томского политехнического университета. – 2024. – Т. 335. – № 3. – С. 137–153.
96. Таловская А.В. Экогеохимия атмосферных аэрозолей на урбанизированных территориях юга Сибири (по данным изучения состава нерастворимого осадка снегового покрова): диссертация на соискание ученой степени доктора геолого-минералогических наук: спец. 1.6.21. – 2022.
97. Тас-оол Л.Х., Хомушку Б.Г., Чупикова С.А., Янчат Н.Н. Геохимические аспекты загрязнения окружающей среды г. Кызыла пылевыми частицами дымовых выбросов // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2016. – № 6. – С. 531–542.
98. Убугунов Л.Л., Лаврентьева И.Н., Убугунова В.И., Меркушева М.Г. Разнообразие почв Иволгинской котловины. – 2000.
99. Убугунов Л.Л., Убугунова В.И., Бадмаев Н.Б., Гынинова А.Б., Убугунов В.Л., Балсанова Л.Д. Почвы Бурятии: разнообразие, систематика и классификация // Вестник Бурятской государственной сельскохозяйственной академии им. В.Р. Филиппова. – 2012. – № 2. – С. 45–52.
100. Убугунов В.Л., Кашин В.К. Тяжелые металлы в садово-огородных почвах и растениях г. Улан-Удэ. – Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 2004. – 128 с.
101. Убугунов Л.Л., Убугунов В.Л. Техногенное загрязнение почв Бурятии тяжелыми металлами: источники, современное состояние, ремедиация // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. – 2013. – № 8-1. – С. 19–21.

102. Уфимцева М. Д., Терехина Н. В. Эколого-геохимическая оценка состояния почв исторического центра Санкт-Петербурга // Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 7: Геология. География. – 2014. – № 2. – С. 122–136.
103. Федорова А. И., Шунелько Е. В. Загрязнение поверхностных горизонтов почв г. Воронежа тяжелыми металлами // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: География и геоэкология. – 2003. – № 1. – С. 74–82.
104. Хайрулина Е. А., Тимофеев И. В., Кошелева Н. Е. Потенциально токсичные элементы в почвах Индустриального района г. Перми // Географический вестник Пермского государственного национального исследовательского университета. – 2019. – Т. 49. – № 2. – С. 80–100.
105. Хандуева В. Д., Шантагарова Н. В. Влияние индивидуального жилищного строительства на экологическую ситуацию г. Улан-Удэ // Материалы национальной научно-практической конференции ВСГУТУ «Образование и наука. Технические науки». – 2020. – С. 24–28.
106. Холбоева С. А., Банева С. Ч., Басхаева Т. Г. Ключевая ботаническая территория «Заугстайский вал» (Республика Бурятия) // Вестник Бурятского государственного университета. – 2015. – № 4 (1). – С. 144–148.
107. Цыбжитов Ц. Х., Цыбикдоржиев Ц. Ц., Цыбжитов А. Ц. Почвы бассейна озера Байкал. Генезис, география и классификация каштановых почв. – Т. 1. – Новосибирск: Наука, 1999. – 128 с.
108. Цыдыпов Б. З. и др. Влияние сбросов Гусиноозерской ГРЭС на термический и гидрохимический режим озера Гусиное // Известия Иркутского государственного университета. Серия: Науки о Земле. – 2017. – Т. 22. – С. 135–150.
109. Черенцова А. А., Майорова Л. П. Влияние полигонов захоронения золошлаковых отходов теплоэлектростанций на окружающую среду (на примере золоотвала Хабаровской ТЭЦ-3) // Вестник Тихоокеанского государственного университета. – 2015. – № 3. – С. 49–58.
110. Чимитдоржиева Г. Д. и др. Экологическая ситуация на территории г. Улан-Удэ и анализ заболеваемости его населения злокачественными новообразованиями (ЗНО) // Вестник Томского государственного университета. Биология. – 2015. – № 2 (30). – С. 165–184.
111. Шарапова А. В. Окислительно-восстановительное состояние почв Среднерусской лесостепи в зоне влияния терриконов угольных шахт: дис. ... канд. биол. наук. – Москва: Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, 2013. – 190 с.
112. Шпирт М. Я. Безотходная технология. Утилизация отходов добычи и переработки твердых горючих ископаемых. – М.: Недра, 1986. – 255 с.
113. Щербатюк А. П. Повышение экологической безопасности воздушной среды городов, расположенных в условиях межгорных котловин: выбор оптимальных инженерных решений // Проблемы региональной экологии. – 2018. – № 1. – С. 11–16.
114. Экологический атлас бассейна озера Байкал. – Иркутск: Изд-во Института географии им. В. Б. Сочавы СО РАН, 2015. – 145 с.
115. Эколого-географический атлас-монография «Селенга-Байкал» / под ред. Н. С. Касимова. – М.: Географический факультет МГУ, 2019. – 288 с.
116. Экосистемы бассейна Селенги / отв. ред. Е. А. Востокова, П. Д. Гунин. – М.: Наука, 2005. – 359 с.
117. Энергетика и окружающая среда. – М.: Энергия, 1979. – 351 с.
118. Юдович Я. Э., Кетрис М. П. Токсичные элементы-примеси в ископаемых углях. – Екатеринбург: УрО РАН, 2005. – 655 с.

119. Adebola A.A., Torto N. Profiling heavy metal distribution and contamination in soil of old power generation station in Lagos, Nigeria // *Am J Sci Technol.* – 2014. – Vol. 1, № 1. – P. 1–10.
120. Adewumi A.J. Heavy metals in soils and road dust in Akure City, Southwest Nigeria: pollution, sources, and ecological and health risks // *Exposure and Health.* – 2022. – Vol. 14. – № 2. – P. 375–392.
121. Adimalla N., Chen J., Qian H. Spatial characteristics of heavy metal contamination and potential human health risk assessment of urban soils: A case study from an urban region of South India // *Ecotoxicology and Environmental Safety.* – 2020. – Vol. 194. – P. 110406.
122. Agrawal P., Mitta A., Prakas R., Kuma M., Sing T.B., Tripathi S.K. Assessment of contamination of soil due to heavy metals around coal fired thermal power plants at Singrauli region of India // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* – 2010. – Vol. 85, № 2. – P. 219–223.
123. Akanchise T., Boakye S., Borquaye L.S., Dodd M., Darko G. Distribution of heavy metals in soils from abandoned dump sites in Kumasi, Ghana // *Scientific African.* – 2020. – Vol. 10. – Article ID: e00614.
124. Akbarpour F., Gitipour S., Baghdadi M., Mehrdadi N. Health risk assessment of heavy metals in the contaminated soils of Tehran Province, Iran // *Environmental Energy and Economic Research.* – 2020. – Vol. 4, № 4. – P. 309–320.
125. Alengebawy A., Abdelkhalek S.T., Qureshi S.R., Wang M.Q. Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications // *Toxics.* – 2021. – Vol. 9, № 3. – P. 42–56.
126. Altıkulaç A., Turhan S., Kurnaz A., Gören E., Duran C., Hançerlioğulları A., Uğur F.A. Assessment of the enrichment of heavy metals in coal and its combustion residues // *ACS Omega.* – 2022. – Vol. 7, № 24. – P. 21239–21245.
127. Alves C. A., Vicente A. M. P., Calvo A. I., Baumgardner D., Amato F., Querol X., Pio C., Gustafsson M. Physical and chemical properties of non-exhaust particles generated from wear between pavements and tyres // *Atmospheric Environment.* – 2020. – Vol. 224. – P. 24–35.
128. Amato F., Pandolfi M., Viana M., Querol X., Alastuey A., Moreno T. Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment // *Atmospheric Environment.* – 2009. – Vol. 43. – P. 1650–1659.
129. Antunovic V., Blagojevic D., Baosic R., Relic D., Lolic A. Health risk assessment of heavy metals in soil, plant, and water samples near “Gacko” power plant, in Bosnia and Herzegovina // *Environmental Monitoring and Assessment.* – 2023. – Vol. 195, № 5. – P. 596.
130. Ashley P.M., Craw D., Graham B.P., Chappel D.A. Environmental mobility of antimony around mesothermal stibnite deposits, New South Wales, Australia and southern New Zealand // *Journal of Geochemical Exploration.* – 2003. – Vol. 77. – P. 1–14.
131. Asokan P., Saxena M., Asolekar S.R. Coal combustion residues—environmental implications and recycling potentials // *Resources, Conservation and Recycling.* – 2005. – Vol. 43, № 3. – P. 239–262.
132. Belabed S., Lotmani B., Romane A. Assessment of metal pollution in soil and in vegetation near the wild garbage dumps at Mostaganem region // *Journal of Material and Environmental Science.* – 2014. – Vol. 5, № 5. – P. 1551–1556.
133. Bezberdaya L., Kosheleva N., Chernitsova O., Lychagin M., Kasimov N. Pollution level, partition and spatial distribution of benzo(a)pyrene in urban soils, road dust and their PM10 fraction of health-resorts (Alushta, Yalta) and industrial (Sevastopol) cities of Crimea // *Water.* – 2022. – Vol. 14, № 4. – P. 561.

134. Bhuyan P., Deka P., Prakash A., Balachandran S., Hoque R.R. Chemical characterization and source apportionment of aerosol over mid Brahmaputra Valley, India // *Environmental Pollution*. – 2018. – Vol. 234. – P. 997–1010.
135. Bibi D., Tózsér D., Sipos B., Tóthmérész B., Simon E. Heavy metal pollution of soil in Vienna, Austria // *Water, Air, & Soil Pollution*. – 2023. – Vol. 234, № 4. – P. 232.
136. Birch G., Wang X., Liu E. Human health risk assessment of metal-contaminated soils in Sydney estuary catchment (Australia) // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2024. – Vol. 46, № 4. – P. 125.
137. Birke M., Rauch U., Stummeyer J. Urban geochemistry of Berlin, Germany // *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*. – 2011. – P. 245–268.
138. Chanchpara A., Muduli M., Prabhakar V., Madhava A.K., Thorat R.B., Haldar S., Ray S. Pre-to-post Diwali air quality assessment and particulate matter characterization of a western coastal place in India // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2023. – Vol. 195, № 3. – P. 413.
139. Chen Y., Sheng G., Bi X., Feng Y., Mai B., Fu J. Emission factors for carbonaceous particles and polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustion in China // *Environmental Science & Technology*. – 2005. – Vol. 39, № 6. – P. 1861–1867.
140. Chen X., Guo M., Feng J., Liang S., Han D., Cheng J. Characterization and risk assessment of heavy metals in road dust from a developing city with good air quality and from Shanghai, China // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2019. – Vol. 26. – P. 11387–11398.
141. Chen X., Lu X. Contamination characteristics and source apportionment of potentially toxic elements in the topsoil of Huyi District, Xi'an City, China // *Environmental Earth Sciences*. – 2021. – Vol. 80. – P. 1–10.
142. Chen X., Lu T. H., Wang W. M., Liao C. M. Assessing regional emissions of vehicle-based tire wear particle from macro- to micro/nano-scales with pandemic lockdowns and electromobility scenarios implications // *Chemosphere*. – 2023. – Vol. 311. – Article ID: 137209.
143. Cherednichenko V.S., Cherednichenko A.V., Zheksenbaeva A.K., Madibekov A.S. Heavy metal deposition through precipitation in Kazakhstan // *Heliyon*. – 2021. – Vol. 7, № 1.
144. Cittadino A., Ocello N., Majul M.V., Ajhuacho R., Dietrich P., Igarzabal M.A. Heavy metal pollution and health risk assessment of soils from open dumps in the Metropolitan Area of Buenos Aires, Argentina // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2020. – Vol. 192. – P. 1–9.
145. Czech T., Marchewicz A., Sobczyk A.T., Krupa A., Jaworek A., Rosiak D. Heavy metals partitioning in fly ashes between various stages of electrostatic precipitator after combustion of different types of coal // *Process Safety and Environmental Protection*. – 2020. – Vol. 133. – P. 18–31.
146. Daulta R., Prakash M., Goyal S. Metal content in soils of Northern India and crop response: A review // *International Journal of Environmental Science and Technology*. – 2023. – Vol. 20, № 4. – P. 4521–4548.
147. De Silva S., Ball A.S., Huynh T., Reichman S.M. Metal accumulation in roadside soil in Melbourne, Australia: effect of road age, traffic density and vehicular speed // *Environmental Pollution*. – 2016. – Vol. 208. – P. 102–109.
148. Delia N.B. Assessing the degree of dispersion and distribution of heavy metals in soil and plants associated with area of influence of a coal power plant // *Journal of Environmental Protection and Ecology*. – 2015. – Vol. 16, № 2. – P. 45–60.
149. Demetriades A., Birke M. *Urban Geochemical Mapping Manual: Sampling, Sample Preparation, Laboratory Analysis, Quality Control Check, Statistical Processing and Map Plotting*. – EuroGeoSurveys, Brussels, 2015. – 162 p.

150. Demie G. Analyzing soil contamination status in garage and auto mechanical workshops of Shashemane City: Implication for hazardous waste management // *Environmental Systems Research*. – 2015. – Vol. 4. – P. 1–9.
151. Domone P., Illston J. *Construction materials: Their nature and behaviour*. – CRC Press, 2018.
152. Dragović S., Čujić M., Slavković-Beškoski L., Gajić B., Bajat B., Kilibarda M., Onjia A. Trace element distribution in surface soils from a coal burning power production area: A case study from the largest power plant site in Serbia // *Catena*. – 2013. – Vol. 104. – P. 288–296.
153. Eary L.E., Rai D., Mattigod S.V., Ainsworth C.C. Geochemical factors controlling the mobilization of inorganic constituents from fossil fuel combustion residues: II. Review of the minor elements // *Journal of Environmental Quality*. – 1990. – Vol. 19, № 2. – P. 202–214.
154. Efunwole H.O., Raimi A.M., Orisadare O.A. Analysis of Heavy Metals in Soils around a Scrap Metal Recycling Company in Ile-Ife, Osun State, Southwestern Nigeria // *Fountain Journal of Natural and Applied Sciences*. – 2020. – Vol. 9, № 2. – P. 1–9.
155. Emoyan O.O., Peretiemo-Clarke B.O., Tesi G.O., Adjerese W., Ohwo E. Occurrence, origin and risk assessment of trace metals measured in petroleum tank-farm impacted soils // *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. – 2021. – Vol. 30, № 4. – P. 384–408.
156. Fan H., Zhao C., Yang Y. A comprehensive analysis of the spatio-temporal variation of urban air pollution in China during 2014–2018 // *Atmospheric Environment*. – 2020. – Vol. 220. – Article ID: 117066.
157. Ferré-Huguet N., Nadal M., Mari M., Schuhmacher M., Borrajo M.A., Domingo J.L. Monitoring metals near a hazardous waste incinerator. Temporal trend in soils and herbage // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2007. – Vol. 79. – P. 130–134.
158. Földi C., Sauermann S., Dohrmann R., Mansfeldt T. Traffic-related distribution of antimony in roadside soils // *Environmental Pollution*. – 2018. – Vol. 237. – P. 704–712.
159. Foley R., Bell T., Liverman D.G.E. Urban geochemical hazard mapping of St. John's, Newfoundland, Canada // *Atlantic Geology*. – 2011. – Vol. 47. – P. 138–157.
160. Fryer M., Collins C.D., Ferrier H., Colvile R.N., Nieuwenhuijsen M.J. Human exposure modelling for chemical risk assessment: A review of current approaches and research and policy implications // *Environmental Science & Policy*. – 2006. – Vol. 9, № 3. – P. 261–274.
161. Fu B., Liu G., Sun M., Hower J.C., Mian M.M., Wu D., Hu G. Emission and transformation behavior of minerals and hazardous trace elements (HTEs) during coal combustion in a circulating fluidized bed boiler // *Environmental Pollution*. – 2018. – Vol. 242. – P. 1950–1960.
162. Fulekar M.H., Naik D.S., Dave J.M. Heavy metals in Indian coals and corresponding fly ash and their relationship with particulate size // *International Journal of Environmental Studies*. – 1983. – Vol. 21, № 2. – P. 179–182.
163. Fussell J.C., Franklin M., Green D.C., Gustafsson M., Harrison R.M., Hicks W., Zhu Y. A review of road traffic-derived non-exhaust particles: emissions, physicochemical characteristics, health risks, and mitigation measures // *Environmental Science & Technology*. – 2022. – Vol. 56, № 11. – P. 6813–6835.
164. Gabarron M., Faz A., Acosta J.A. Soil or dust for health risk assessment studies in urban environment // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2017. – Vol. 73, № 3. – P. 442–455.
165. Gentzis T., Goodarzi F. Selected elements and radionuclides in thermal coals from Alberta, Canada // *Energy Sources*. – 1997. – Vol. 19, № 3. – P. 259–269.

166. Gil C., Boluda R., Rodríguez Martín J.A., Guzmán M., del Moral F., Ramos-Miras J. Assessing soil contamination and temporal trends of heavy metal contents in greenhouses on semiarid land // *Land Degradation & Development*. – 2018. – Vol. 29, № 10. – P. 3344–3354.
167. Gopinathan P., Santosh M.S., Dileepkumar V.G., Subramani T., Reddy R., Masto R.E., Maity S. Geochemical, mineralogical and toxicological characteristics of coal fly ash and its environmental impacts // *Chemosphere*. – 2022. – Vol. 307. – P. 135710.
168. Greinert A., Fruzińska R., Kostecki J. Urban soils in Zielona Góra // *Technogenic Soils of Poland*. – Toruń: Polish Society of Soil Science, 2013. – P. 31–54.
169. Gupta N., Yadav K.K., Kumar V., Krishnan S., Kumar S., Nejad Z.D., Alam J. Evaluating heavy metals contamination in soil and vegetables in the region of North India: Levels, transfer and potential human health risk analysis // *Environmental Toxicology and Pharmacology*. – 2021. – Vol. 82. – P. 103563.
170. Harrison R.M., Allan J., Carruthers D., Heal M.R., Lewis A.C., Marner B., Murrells T., Williams A. Non-exhaust vehicle emissions of particulate matter and VOC from road traffic: a review // *Atmospheric Environment*. – 2021. – Vol. 262. – P. 118592.
171. Heidari M., Darijani T., Alipour V. Heavy metal pollution of road dust in a city and its highly polluted suburb; quantitative source apportionment and source-specific ecological and health risk assessment // *Chemosphere*. – 2021. – Vol. 273. – P. 129656.
172. Hou H., Takamatsu T., Koshikawa M.K., Hosomi M. Concentrations of Ag, In, Sn, Sb and Bi, and their chemical fractionation in typical soils in Japan // *European Journal of Soil Science*. – 2006. – Vol. 57, № 2. – P. 214–227.
173. Hou S., Zheng N., Tang L., Ji X., Li Y., Hua X. Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of human exposure to Cu, Zn, Cd and Pb pollution in urban street dust across China between 2009 and 2018 // *Environment International*. – 2019. – Vol. 128. – P. 430–437.
174. Hwang H., Fiala M.J., Park D., Wade T.L. Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: Part 1. Heavy metals released from vehicles // *Environmental Pollution*. – 2016. – Vol. 266. – P. 115419.
175. Huang X., Hu J., Qin F., Quan W., Cao R., Fan M., Wu X. Heavy metal pollution and ecological assessment around the Jinsha Coal-Fired Power Plant (China) // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. – 2017. – Vol. 14, № 12. – P. 15–23.
176. Hwang H., Fiala M.J., Park D., Wade T.L. Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: Part 1. Heavy metals released from vehicles // *Environmental Pollution*. – 2016. – Vol. 266. – P. 115419.
177. Ibrahim M.H., Isa N.K.M., Hashim M.H., Ismail K., Ariffin K., Shafii H., Omar M.H.C. Investigation of particulate matter (PM10) pollution in Ipoh City, Malaysia // *International Journal of Integrated Engineering*. – 2021. – Vol. 13, № 5. – P. 232–238.
178. Jangirh R., Mondal A., Yadav P., Yadav L., Datta A., Saxena P., Mandal T.K. Characterization of road dust in Delhi: Heavy metal analysis, health risks, and sustainability implications // *Aerosol Science and Engineering*. – 2024. – P. 1–12.
179. Jiang H.H., Cai L.M., Wen H.H., Luo J. Characterizing pollution and source identification of heavy metals in soils using geochemical baseline and PMF approach // *Scientific Reports*. – 2020. – Vol. 10, № 1. – P. 6460.
180. Jones D.H., Yu X., Guo Q., Duan X., Jia C. Racial disparities in the heavy metal contamination of urban soil in the Southeastern United States // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. – 2022. – Vol. 19, № 3. – P. 1105.
181. Kabir M.H., Kormoker T., Shammi R.S., Tusher T.R., Islam M.S., Khan R., Idris A.M. A comprehensive assessment of heavy metal contamination in road dusts along a hectic national

- highway of Bangladesh: Spatial distribution, sources of contamination, ecological and human health risks // *Toxin Reviews*. – 2022. – Vol. 41, № 3. – P. 860–879.
182. Karmaker A.K., Rahman M.M., Hossain M.A., Ahmed M.R. Exploration and corrective measures of greenhouse gas emission from fossil fuel power stations for Bangladesh // *Journal of Cleaner Production*. – 2020. – Vol. 244. – P. 11–25.
183. Kaur J., Bhat S.A., Singh N., Bhatti S.S., Kaur V., Katnoria J.K. Assessment of the heavy metal contamination of roadside soils alongside Buddha Nullah, Ludhiana, (Punjab) India // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. – 2022. – Vol. 19, № 3. – P. 1596.
184. Keegan T.J., Farago M.E., Thornton I., Hong B., Colvile R.N., Pesch B. Dispersion of As and selected heavy metals around a coal-burning power station in central Slovakia // *Science of the Total Environment*. – 2006. – Vol. 358, № 1–3. – P. 61–71.
185. Khudhur N.S., Khudhur S.M., Ahmad I.N. An assessment of heavy metal soil contamination in a steel factory and the surrounding area in Erbil City // *Jordan Journal of Earth and Environmental Sciences*. – 2018. – Vol. 9, № 1. – P. 1–11.
186. Koedrith P., Seo Y.R. Advances in carcinogenic metal toxicity and potential molecular markers // *International Journal of Molecular Sciences*. – 2011. – Vol. 12, № 12. – P. 84–95.
187. Kong S., Lu B., Ji Y., Zhao X., Chen L., Li Z., Bai Z. Levels, risk assessment and sources of PM10 fraction heavy metals in four types of dust from a coal-based city // *Microchemical Journal*. – 2011. – Vol. 98, № 2. – P. 280–290.
188. Konstantinova E., Minkina T., Konstantinov A., Sushkova S., Antonenko E., Kurasova A., Loiko S. Pollution status and human health risk assessment of potentially toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust of Tyumen City, Russia // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2020.
189. Konstantinova E., Barakhov A., Chernikova N. Y., Dudnikova T., Barbashev A., Lobzenko I. Preliminary risk assessment of metal contamination of urban soils in Taganrog, Russia // *EGU General Assembly Conference Abstracts*. – 2022. – P. EGU22-8951.
190. Kosheleva N.E., Nikiforova E.M. Long-term dynamics of urban soil pollution with heavy metals in Moscow // *Applied and Environmental Soil Science*. – 2016. – Vol. 2016. – P. 1–10.
191. Kosheleva N.E., Vlasov D.V., Korlyakov I.D., Kasimov N.S. Contamination of urban soils with heavy metals in Moscow as affected by building development // *Science of the Total Environment*. – 2018. – Vol. 636. – P. 854–863.
192. Kosheleva N., Efimova L., Efimov V., Sycheva D. Potentially toxic elements in the Gusinoe Lake (Republic of Buryatia, Russia) // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2022. – Vol. 29. – No. 51. – P. 77593–77608.
193. Kuerban M., Maihemuti B., Waili Y., Tuerhong T. Ecological risk assessment and source identification of heavy metal pollution in vegetable bases of Urumqi, China, using the positive matrix factorization (PMF) method // *PLoS ONE*. – 2020. – Vol. 15, № 4. – P. e0230191.
194. Kumari M., Kumar A., Bhattacharya T. Assessment of heavy metal contamination in street dust: Concentrations, bioaccessibility, and human health risks in coal mine and thermal power plant complex // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2023. – Vol. 45, № 10. – P. 7339–7362.
195. Lanzerstorfer C. Heavy metals in the finest size fractions of road-deposited sediments // *Environmental Pollution*. – 2018. – Vol. 239. – P. 522–531.
196. Lazar G., Capatina C., Simonescu C.M. Evaluation of the heavy metals content in soil around a thermal station // *Revista de Chimie*. – 2008. – Vol. 59, № 8. – P. 939–943.
197. Lehmann A., Stahr K. Nature and significance of anthropogenic urban soils // *Journal of Soils and Sediments*. – 2007. – Vol. 7, № 4. – P. 247–260.

198. Li H. L., Liu G. L., Cao Y. Content and distribution of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in fly ash from a coal-fired CHP plant // *Aerosol and Air Quality Research*. – 2014. – Vol. 14. – No. 4. – P. 1179–1188.
199. Li C., Sanchez G.M., Wu Z., Cheng J., Zhang S., Wang Q., Meentemeyer R.K. Spatiotemporal patterns and drivers of soil contamination with heavy metals during an intensive urbanization period (1989–2018) in southern China // *Environmental Pollution*. – 2020. – Vol. 260. – P. 114075.
200. Li D., Liao Y. Spatial characteristics of heavy metals in street dust of coal railway transportation hubs: A case study in Yuanping, China // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. – 2018. – Vol. 15, № 12. – P. 2662.
201. Li W., Zhang S., Gao F., Chen Z., Jiang J., Sun G.X. Spatial distribution, sources apportionment and risk assessment of heavy metals in the Changchun black soil area, China // *Journal of Hazardous Materials Advances*. – 2024. – Vol. 13. – P. 100402.
202. Li G., Hu R., Hao Y., Yang T., Li L., Luo Z., Shen G. CO₂ and air pollutant emissions from bio-coal briquettes // *Environmental Technology & Innovation*. – 2023. – Vol. 29. – P. 102975.
203. Lim J.T., Tan Y.Q., Valeri L., Lee J., Geok P.P., Chia S.E., Seow W.J. Association between serum heavy metals and prostate cancer risk – A multiple metal analysis // *Environment International*. – 2019. – Vol. 132. – P. 105109.
204. Limbeck A., Puls C. Particulate emissions from on-road vehicles // In: *Urban Airborne Particulate Matter: Origin, Chemistry, Fate and Health Impacts*. – Heidelberg: Springer-Verlag Berlin, 2011. – P. 63–76.
205. Linnik V.G., Minkina T.M., Bauer T.V., Saveliev A.A., Mandzhieva S.S. Geochemical assessment and spatial analysis of heavy metals pollution around coal-fired power station // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2020. – Vol. 42, № 12. – P. 40–59.
206. Liu H., Anwar S., Fang L., Chen L., Xu W., Xiao L., Liu D. Source apportionment of agricultural soil heavy metals based on PMF model and multivariate statistical analysis // *Environmental Forensics*. – 2024. – Vol. 25, № 1–2. – P. 40–48.
207. Locosselli G.M., Moreira T.C.L., Chacón-Madrid K., Arruda M.A.Z., de Camargo E.P., Kamigauti L.Y., Buckeridge M.S. Spatial-temporal variability of metal pollution across an industrial district, evidencing the environmental inequality in São Paulo // *Environmental Pollution*. – 2020. – Vol. 263. – P. 114583.
208. Lu X., Liu W., Zhao C., Chen C. Environmental assessment of heavy metal and natural radioactivity in soil around a coal-fired power plant in China // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2013. – Vol. 295. – P. 1845–1854.
209. Ludwig B., Wölfel P., Greenberg I., Piepho H.P., Spörlein P. Application of mixed-effects modelling and rule-based models to explain copper variation in soil profiles of southern Germany // *European Journal of Soil Science*. – 2022. – Vol. 73, № 3. – P. e13258.
210. Magni L.F., Castro L.N., Rendina A.E. Evaluation of heavy metal contamination levels in river sediments and their risk to human health in urban areas: A case study in the Matanza-Riachuelo Basin, Argentina // *Environmental Research*. – 2021. – Vol. 197. – P. 110979.
211. Mandal A., Sengupta D. An assessment of soil contamination due to heavy metals around a coal-fired thermal power plant in India // *Environmental Geology*. – 2006. – Vol. 51. – P. 409–420.
212. Manisalidis I., Stavropoulou E., Stavropoulos A., Bezirtzoglou E. Environmental and health impacts of air pollution: a review // *Frontiers in Public Health*. – 2020. – Vol. 8. – P. 14.
213. Masri S., LeBrón A.M., Logue M.D., Valencia E., Ruiz A., Reyes A., Wu J. Risk assessment of soil heavy metal contamination at the census tract level in the city of Santa Ana,

- CA: Implications for health and environmental justice // *Environmental Science: Processes & Impacts*. – 2021. – Vol. 23, № 6. – P. 812–830.
214. Mavakala B.K., Sivalingam P., Laffite A., Mulaji C.K., Giuliani G., Mpiana P.T., Poté J. Evaluation of heavy metal content and potential ecological risks in soil samples from wild solid waste dumpsites in a developing country under tropical conditions // *Environmental Challenges*. – 2022. – Vol. 7. – P. 100461.
215. Mehra A., Farago M.E., Banerjee D.K. Impact of fly ash from coal-fired power stations in Delhi, with particular reference to metal contamination // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 1998. – Vol. 50, № 1. – P. 15–35.
216. Meij R., Te Winkel B. The emissions and environmental impact of PM10 and trace elements from a modern coal-fired power plant equipped with ESP and wet FGD // *Fuel Processing Technology*. – 2004. – Vol. 85, № 6–7. – P. 641–656.
217. Men C., Liu R., Xu F., Wang Q., Guo L., Shen Z. Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China // *Science of the Total Environment*. – 2018. – Vol. 612. – P. 138–147.
218. Men C., Wang Y., Liu R., Wang Q., Miao Y., Jiao L., Shen Z. Temporal variations of levels and sources of health risk associated with heavy metals in road dust in Beijing from May 2016 to April 2018 // *Chemosphere*. – 2021. – Vol. 270. – P. 129434.
219. Mętrak M., Chmielewska M., Sudnik-Wójcikowska B., Wiłkomirski B., Staszewski T., Suska-Malawska M. Does the function of railway infrastructure determine qualitative and quantitative composition of contaminants (PAHs, heavy metals) in soil and plant biomass? // *Water, Air, & Soil Pollution*. – 2015. – Vol. 226. – P. 1–12.
220. Miletic A., Lucic M., Onjia A. Exposure factors in health risk assessment of heavy metal (loid) s in soil and sediment // *Metals*. – 2023. – Vol. 13. – № 7. – P. 1266
221. Minkina T., Konstantinova E., Bauer T., Mandzhieva S., Sushkova S., Chaplygin V., Maksimov A. Environmental and human health risk assessment of potentially toxic elements in soils around the largest coal-fired power station in Southern Russia // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2021. – Vol. 43. – P. 2285-2300.
222. Mitran T., Gunnam J.R.S., Gourigari S., Kandrika S. Assessment of depth-wise distribution, enrichment, contamination, ecological risk and sources of soil heavy metals over an industrial area in Southern India // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2024. – Vol. 257. – P. 107379.
223. Mohtar A.A.A., Latif M.T., Dominick D., Ooi M.C.G., Azhari A., Baharudin N.H., Juneng L. Spatiotemporal variations of particulate matter and their association with criteria pollutants and meteorology in Malaysia // *Aerosol and Air Quality Research*. – 2022. – Vol. 22, № 9. – P. 220124.
224. Molnár V.É., Simon E., Tóthmérész B., Ninsawat S., Szabó S. Air pollution induced vegetation stress – The air pollution tolerance index as a quick tool for city health evaluation // *Ecological Indicators*. – 2020. – Vol. 113. – P. 106234.
225. Mónok D., Kardos L., Pabar S.A., Kotroczó Z., Tóth E., Végvári G. Comparison of soil properties in urban and non-urban grasslands in Budapest area // *Soil Use and Management*. – 2021. – Vol. 37, № 4. – P. 790–801.
226. Moses E. A., Orok U. B. Contamination and health risk assessment of suspended particulate matter (SPM) in Uyo, Niger Delta, Nigeria // *Journal of Scientific Research and Reports*. – 2015. – P. 276–286.
227. Mun S., Chong H., Lee J., Lim Y. Characteristics of real-world non-exhaust particulates from vehicles // *Energies*. – 2022. – Vol. 16, № 1. – P. 177.
228. Nargis A., Habib A., Islam M. N., Chen K., Sarker M. S. I., Al-Razee A. N. M., Cai M. Source identification, contamination status and health risk assessment of heavy metals from

- road dusts in Dhaka, Bangladesh // *Journal of Environmental Sciences*. – 2022. – Vol. 121. – P. 159–174.
229. Nickel S., Hertel A., Pesch R., Schröder W., Steinnes E., Uggerud H.T. Modelling and mapping spatio-temporal trends of heavy metal accumulation in moss and natural surface soil monitored 1990–2010 throughout Norway by multivariate generalized linear models and geostatistics // *Atmospheric Environment*. – 2014. – Vol. 99. – P. 85–93.
230. OEHHA. Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Technical support document for exposure assessment and stochastic analysis. Final. – Oakland: Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2012. – 265 p.
231. Ogunyemi M.K. Spatial analysis of heavy metal content in soil peripheral along Lagos-Ibadan railway route, South West, Nigeria // *Kwara State University (Nigeria)*. – 2023.
232. Olariu G.R. Distribution and bioaccessibility of metals in soils in public parks in peri-urban Calgary // *Royal Roads University (Canada)*. – 2021.
233. Onanuga K., Maitera O.N., Milam C., Olajire H.M., Daniel V.N. Health risk assessment of heavy metals in soil around metal scrap recycling areas during wet and dry seasons in Ogiyo, Ogun State, SW Nigeria // *International Research Journal of Pure and Applied Chemistry*. – 2023. – Vol. 24, № 2. – P. 35–48.
234. Orisadare O., Efunwole H., Raimi M. Analysis of heavy metals in soils around a scrap metal recycling company in Ile-Ife, Osun State, Southwestern Nigeria // *Fountain Journal of Natural and Applied Sciences*. – 2020. – Vol. 9, № 2. – P. 12–24.
235. Oros D.R., Simoneit B.R.T. Identification and emission rates of molecular tracers in coal smoke particulate matter // *Fuel*. – 2000. – Vol. 79, № 5. – P. 515–536.
236. Oteyola A.O., Ola-Oladimeji F.A. Heavy metal contamination from construction materials // In: *Ecological and Health Effects of Building Materials*. – 2022. – P. 113–131.
237. Ozaki H., Watanabe I., Kuno K. Investigation of the heavy metal sources in relation to automobiles // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 2004. – Vol. 157. – P. 209–223.
238. Özkul C. Heavy metal contamination in soils around the Tunçbilek thermal power plant (Kütahya, Turkey) // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2016. – Vol. 188, № 5. – P. 284.
239. Paatero P., Tapper U. Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values // *Environmetrics*. – 2010. – Vol. 5, № 2. – P. 111–126.
240. Palani B., Vasudevan S., Ramkumar T. Searching of toxic metal pollution by using geospatial technology on the Kodaikanal Lake – near industrial area // *Arabian Journal of Geosciences*. – 2017. – Vol. 10. – P. 1–11.
241. Park H., Wang L., Yun J.H. Coal beneficiation technology to reduce hazardous heavy metals in fly ash // *Journal of Hazardous Materials*. – 2021. – Vol. 416. – P. 125853.
242. Pastrana-Corral M.A., Wakida F.T., Temores-Peña J., Rodriguez-Mendivil D.D., García-Flores E., Piñon-Colin T.D.J., Quiñonez-Plaza A. Heavy metal pollution in the soil surrounding a thermal power plant in Playas de Rosarito, Mexico // *Environmental Earth Sciences*. – 2017. – Vol. 76, № 16. – P. 1–9.
243. Pathak M., Kuttippurath J. Elucidating the changing particulate matter pollution and associated health effects in rural India during 2000–2019 // *Environmental Pollution*. – 2024. – Vol. 348. – P. 123830.
244. Popovicheva O., Diapouli E., Chichaeva M., Kosheleva N., Kovach R., Bitukova V., Eleftheriadis K., Kasimov N. Aerosol characterization and peculiarities of source apportionment in Moscow, the largest and northernmost European megacity // *Science of the Total Environment*. – 2024.

245. Qu C., Sun K., Wang S., Huang L., Bi J. Monte Carlo simulation-based health risk assessment of heavy metal soil pollution: A case study in the Qixia mining area, China // *Human and Ecological Risk Assessment*. – 2012. – Vol. 18, № 4. – P. 733–750.
246. Qu K., Yan Y., Wang X., Jin X., Vrekoussis M., Kanakidou M., Zhang Y. The effect of cross-regional transport on ozone and particulate matter pollution in China: A review of methodology and current knowledge // *Science of the Total Environment*. – 2024. – P. 174196.
247. Querol X., Fernández-Turiel J.L., López-Soler A. Trace elements in coal and their behaviour during combustion in a large power station // *Fuel*. – 1995. – Vol. 74, № 3. – P. 331–343.
248. Ramírez O., Sanchez de la Campa A.M., Amato F., Moreno T., Silva L.F., de la Rosa J.D. Physicochemical characterization and sources of the thoracic fraction of road dust in a Latin American megacity // *Science of the Total Environment*. – 2019. – Vol. 652. – P. 434–446.
249. Rawls W.J., Pachepsky Ya.A. Using field topographic descriptors to estimate soil water retention // *Soil Science*. – 2002. – Vol. 167, № 6. – P. 423–435.
250. Reimann C., Birke M., Demetriades A., Filzmoser P., O'Connor P. (Eds.) *Chemistry of Europe's Agricultural Soils – Part A: Methodology and Interpretation of the GEMAS Data Set*. – Geologisches Jahrbuch (Reihe B 102), 2014. – Hannover: Schweizerbarth. – 523 p.
251. Roy A., Mandal M., Das S., Kumar M., Popek R., Awasthi A., Sarkar A. Non-exhaust particulate pollution in Asian countries: A comprehensive review of sources, composition, and health effects // *Environmental Engineering Research*. – 2023. – Vol. 29, № 3. – P. 384.
252. RSL (Regional Screening Level). Generic Tables. – 2024. (Дата обращения: 12 декабря 2024).
253. Rudnick R., Gao S. Composition of the continental crust // *Treatise on Geochemistry*. – 2014. – Vol. 4.
254. Saha D., Chatterjee D., Chakravarty S., Roychowdhury T. Investigation of environmental-concern trace elements in coal and their combustion residues from thermal power plants in eastern India // *Natural Resources Research*. – 2019. – Vol. 28. – P. 1505–1520.
255. Sanders P.G., Xu N., Dalka T.M., Maricq M.M. Airborne brake wear debris: Size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle tests // *Environmental Science and Technology*. – 2003. – Vol. 37. – P. 4060–4069.
256. Santos E.J., Hermann A.B., Prado S.K., Fantin E.B., dos Santos V.W., de Oliveira A.V.M., Curtius A.J. Determination of toxic elements in glass beads used for pavement marking by ICP OES // *Microchemical Journal*. – 2013. – Vol. 108. – P. 233–238.
257. Savic D., Nisic D., Malic N., Dragosavljevic Z., Medenica D. Research on power plant ash impact on the quality of soil in Kostolac and Gacko coal basins // *Minerals*. – 2018. – Vol. 8, № 2. – P. 54–67.
258. Scrbic B.D., Buljovic M., Jovanovic G., Antic I. Seasonal, spatial variations and risk assessment of heavy elements in street dust from Novi Sad, Serbia // *Chemosphere*. – 2018. – Vol. 205. – P. 452–462.
259. Seinfeld J., Pandis S. *Atmospheric chemistry and physics*. – John Wiley & Sons Inc., 2006. – 1248 p.
260. Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V., Malinovsky G.P. Urban geochemical changes and pollution with potentially harmful elements in seven Russian cities // *Scientific Reports*. – 2020. – Vol. 10. – P. 1668.
261. Serdyukova A.D., Vlasov D.V., Popovicheva O.B., Kosheleva N.E., Chichaeva M.A., Kasimov N.S. Elemental composition of atmospheric PM10 during COVID-19 lockdown and recovery periods in Moscow (April–July 2020) // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2023. – Vol. 45, № 11. – P. 7909–7931.

262. Shao D., Zhan Y., Zhou W., Zhu L. Current status and temporal trend of heavy metals in farmland soil of the Yangtze River Delta Region: Field survey and meta-analysis // *Environmental Pollution*. – 2016. – Vol. 219. – P. 329–336.
263. Shi G., Chen Z., Bi C., Li Y., Teng J., Wang L., Xu S. Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban soils: Source apportionment and risk assessment // *Environmental Pollution*. – 2023. – Vol. 161. – P. 512–518.
264. Shinkareva G., Erina O., Tereshina M., Sokolov D., Lychagin M., Kasimov N. Anthropogenic factors affecting the Moskva River water quality: Levels and sources of nutrients and potentially toxic elements in Moscow metropolitan area // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2023. – Vol. 45. – No. 6. – P. 3113–3141.
265. Sicard P., Agathokleous E., Anenberg S. C., De Marco A., Paoletti E., Calatayud V. Trends in urban air pollution over the last two decades: A global perspective // *Science of The Total Environment*. – 2023. – Vol. 858. – P. 160064. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.
266. Siddiqui Z., Khillare P. S., Jyethi D. S., Aithani D., Yadav A. K. Pollution characteristics and human health risk from trace metals in roadside soil and road dust around major urban parks in Delhi city // *Air Quality, Atmosphere & Health*. – 2020. – Vol. 13. – P. 1271–1286.
267. Singh A., Sharma R.K., Agrawal M., Marshall F.M. Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India // *Toxicology Reports*. – 2010. – Vol. 19. – P. 64–78.
268. Singh M., Garg M. Cementitious binder from fly ash and other industrial wastes // *Cement and Concrete Research*. – 1999. – Vol. 29. – P. 309–314.
269. Sonone S. S., Jadhav S., Sankhla M. S., Kumar R. Water contamination by heavy metals and their toxic effect on aquaculture and human health through food chain // *Letters in Applied NanoBioScience*. – 2020. – Vol. 10. – No. 2. – P. 2148–2166.
270. Stafilov T., Šajin R., Alijagić J. Investigations of chemical element distributions in soil, North Macedonia—A review // *Minerals*. – 2024. – Vol. 14. – No. 3. – P. 325.
271. Stancic Z., Fiket Z., Vuger A. Tin and antimony as soil pollutants along railway line – A case study from north-western Croatia // *Environments*. – 2022. – Vol. 9. – No. 1. – P. 10–30.
272. Staszewski T., Malawska M., Studnik-Wójcikowska B., Galera H., Wilkomirski B. Soil and plants contamination with selected heavy metals in the area of a railway junction // *Archives of Environmental Protection*. – 2015. – Vol. 41. – No. 1. – P. 35–42.
273. Stevens C. J., Bell J. N. B., Brimblecombe P., Clark C. M., Dise N. B., Fowler D., Wolseley P. A. The impact of air pollution on terrestrial managed and natural vegetation // *Philosophical Transactions of the Royal Society A*. – 2020. – Vol. 378. – No. 2183. – P. 20190317.
274. Tager I. B. Health effects of aerosols: Mechanisms and epidemiology // *Aerosols Handbook: Measurement, dosimetry, and health effects* / ed. by L. S. Ruzer, N. H. Harley. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – P. 619–696.
275. Ten Brink H. M., Alderliesten P. T., Van der Sloot H. A., Meij R. Volatile inorganic trace emissions from coal-fired boilers // *International Conference Coal Science*. – 1987. – P. 865–869.
276. Tong Z., Wang H., Tang Y., Zhang D., Wu X., Zhang L. Urban heavy metal pollution: Sources, characteristics, and mitigation strategies // *Environmental Science and Technology*. – 2022. – Vol. 56, № 22. – P. 15879–15893.
277. Thurston G. D., Ito K., Lall R. A source apportionment of US fine particulate matter air pollution // *Atmospheric Environment*. – 2011. – Vol. 45. – No. 24. – P. 3924–3936. – DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.04.070.
278. Timofeev I., Kosheleva N., Kasimov N. Contamination of soils by potentially toxic elements in the impact zone of tungsten molybdenum ore mine in the Baikal region: A survey and risk assessment // *Science of the Total Environment*. – 2018. – Vol. 642. – P. 63–76.

279. Timofeev I., Shartova N., Kosheleva N., Kasimov N. Potentially toxic elements in urban topsoils and health risk assessment for the mining W–Mo center in the Baikal region // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2020. – Vol. 42. – P. 221–240.
280. Turhan S., Garad A. M. K., Hançerliogulları A., Kurnaz A., Goren E., Duran C., Aydın A. Ecological assessment of heavy metals in soil around a coal-fired thermal power plant in Turkey // *Environmental Earth Sciences*. – 2020. – Vol. 79. – P. 1–15.
281. Tusher T. R., Piash A. S., Latif M. A., Kabir M. H., Rana M. M. Soil quality and heavy metal concentrations in agricultural lands around dyeing, glass and textile industries in Tangail district of Bangladesh // *Journal of Environmental Science and Natural Resources*. – 2017. – Vol. 10. – No. 2. – P. 109–116.
282. US EPA. Risk assessment guidance for superfund volume I human health evaluation manual (Part A). – Office of Emergency and Remedial Response, 1989. – Vol. 1 (540/R/99/005). – 291 p.
283. US EPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. – U.S. Environmental Protection Agency, 2002. – 106 p.
284. US. EPA. Human health evaluation manual, supplemental guidance: Update to standard default exposure factors. – Washington, DC: National Center for Environmental assessment, 2014.
285. US. EPA. Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook. Soil and Dust Ingestion. – Washington, DC: National Center for Environmental assessment, 2017. – 100 p.
286. US EPA. Particulate Matter (PM) Basics. – U.S. Environmental Protection Agency, 2018. – Available at: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics> (accessed September 22, 2023).
287. Vaiškūnaitė R., Jasiūnienė V. The analysis of heavy metal pollutants emitted by railway transport // *Transport*. – 2020. – Vol. 35. – No. 2. – P. 213–223. – DOI: 10.3846/transport.2020.12751.
288. Vasić M. V., Mihailovic A., Kozmidis-Luburic U., Nemes T., Ninkov J., Zeremski-Škorić T., Antić B. Metal contamination of short-term snow cover near urban crossroads: Correlation analysis of metal content and fine particles distribution // *Chemosphere*. – 2012. – No. 86. – P. 585–592.
289. Vassilev S. V., Vassileva C. G. Geochemistry of coals, coal ashes and combustion wastes from coal-fired power stations // *Fuel Processing Technology*. – 1997. – T. 51. – № 1–2. – C. 19–45.
290. Verma C., Madan S., Hussain A. Heavy metal contamination of groundwater due to fly ash disposal of coal-fired thermal power plant, Parichha, Jhansi, India // *Cogent Engineering*. – 2016. – Vol. 3. – P. 112–125.
291. Vlasov D., Vasil'chuk J., Kosheleva N., Kasimov N. Dissolved and suspended forms of metals and metalloids in snow cover of megacity: Partitioning and deposition rates in western Moscow // *Atmosphere*. – 2020. – Vol. 11. – No. 9. – Article 907. – DOI: 10.3390/atmos11090907.
292. Vlasov D. V., Kukushkina O. V., Kosheleva N. E., Kasimov N. S. Levels and factors of the accumulation of metals and metalloids in roadside soils, road dust, and their PM10 fraction in the Western okrug of Moscow // *Eurasian Soil Science*. – 2022. – T. 55. – № 5. – C. 556–572.
293. Vlasov D., Kasimov N., Eremina I., Shinkareva G., Chubarova N. Major ions and potentially toxic elements in atmospheric precipitation during the COVID-19 lockdown in Moscow megacity // *Urban Climate*. – 2023a. – T. 48. – C. 101422.

294. Vlasov D. V., Vasil'chuk J. Y., Kosheleva N. E., Kasimov N. S. Contamination levels and source apportionment of potentially toxic elements in size-fractionated road dust of Moscow // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2023b. – T. 30. – № 13. – C. 38099–38120.
295. Wagner S., Funk C. W., Müller K., Raithel D. J. The chemical composition and sources of road dust, and of tire and road wear particles – A review // *Science of The Total Environment*. – 2024. – Article 171694.
296. Wang X., Wang L., Zhang Q., Liang T., Li J., Hansen H. C. B., Rinklebe J. Integrated assessment of the impact of land use types on soil pollution by potentially toxic elements and the associated ecological and human health risk // *Environmental Pollution*. – 2022. – Vol. 299. – Article ID 118911. – DOI: 10.1016/j.envpol.2022.118911.
297. Wang F., Liu C. Acute and Chronic Health Impact of Fine Particulate Matter Constituents // *Current Pollution Reports*. – 2024. – T. 10. – C. 401–411.
298. WHO (2014). 7 million premature deaths annually linked to air pollution. – Available at: <http://www.who.int/media-centre/news/releases/2014/air-pollution/en/>.
299. Willers S., Gerhardsson L., Lundh T. Environmental tobacco smoke (ETS) exposure in children with asthma – Relation between lead and cadmium, and nicotine concentrations in urine // *Respiratory Medicine*. – 2005. – Vol. 99. – P. 1521–1527. – DOI: 10.1016/j.rmed.2005.03.01.
300. Wiseman C. L. S., Zereini F., Püttmann W. Metal and metalloid accumulation in cultivated urban soils: A medium-term study of trends in Toronto, Canada // *Science of The Total Environment*. – 2015. – V. 538. – P. 564–572. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.085.
301. Xu Y., Li Q., Xie S., Zhang C., Yan F., Liu Y., Li C. Overestimation of anthropogenic contribution of heavy metals in precipitation than those of aerosol samples due to different treatment methods // *Environmental Pollution*. – 2022. – T. 300. – C. 118956.
302. Xu Q., Wang J., Shi W. Source apportionment and potential ecological risk assessment of heavy metals in soils on a large scale in China // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2023. – T. 45. – № 5. – C. 1413–1427.
303. Ye J., Li J., Wang P., Ning Y., Liu J., Yu Q., Bi X. Inputs and sources of Pb and other metals in urban area in the post leaded gasoline era // *Environmental Pollution*. – 2022. – Vol. 306. – Article ID 119389. – DOI: 10.1016/j.envpol.2022.119389.
304. You M., Huang Y., Lu J., Li C. Characterization of heavy metals in soil near coal mines and a power plant in Huainan, China // *Analytical Letters*. – 2015. – Vol. 48. – No. 4. – P. 726–737.
305. Yousefi R., Shaheen A., Wang F., Ge Q., Wu R., Lelieveld J., Su X. Fine particulate matter (PM_{2.5}) trends from land surface changes and air pollution policies in China during 1980–2020 // *Journal of Environmental Management*. – 2023. – T. 326. – C. 116847.
306. Zhang J., Li X., Dong L., Wang Y. Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in urban soils: A case study of Xi'an, China // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2020. – Vol. 204. – P. 110945.
307. Zhang Y., Shang P., Wang J., Norris P., Romero C. E., Pan W. P. Trace element (Hg, As, Cr, Cd, Pb) distribution and speciation in coal-fired power plants // *Fuel*. – 2017. – T. 208. – C. 647–654.
308. Zhao X., Wang H., Liu L., Wei L., Long J. Heavy metal contamination and health risk assessment of urban soils in southwestern China // *Environmental Pollution*. – 2021. – Vol. 280. – P. 117022.
309. Zhao, H., & Li, X. (2013). Risk assessment of metals in road-deposited sediment along an urban–rural gradient. *Environmental Pollution*, 174, 297–304. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.12.009>

310. Zheng M., Yan C., Zhu T. Understanding sources of fine particulate matter in China // *Philosophical Transactions of the Royal Society A*. – 2020. – Т. 378. – №. 2183. – С. 20190325.
311. Zhou H., Yue X., Chen Y., Liu Y. Source-specific probabilistic contamination risk and health risk assessment of soil heavy metals in a typical ancient mining area // *Science of the Total Environment*. – 2024. – Vol. 906. – P. 167772.
312. Žibret G., Van Tonder D., Žibret L. Metal content in street dust as a reflection of atmospheric dust emissions from coal power plants, metal smelters, and traffic // *Environmental science and pollution research*. – 2013. – Т. 20. – С. 4455-4468.

Электронные ресурсы:

313. Администрация МО «Город Гусиноозерск» [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://admingus.gosuslugi.ru/> (дата обращения: 12.02.2024).
314. Государственный водный реестр [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.textual.ru/gvr/> (дата обращения: 11.05.2024).
315. Единая геоинформационная система Республики Бурятия [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://egov-buryatia.ru/gsevbk/> (дата обращения: 03.10.2024).
316. Институт геологии имени А.П. Карпинского [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://karpinskyinstitute.ru/> (дата обращения: 02.06.2024).
317. Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.mnr.gov.ru/> (дата обращения: 26.04.2024).
318. Муниципальное образование "город Северобайкальск" [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://severobajkalsk-r81.gosweb.gosuslugi.ru/> (дата обращения: 12.02.2024).
319. Погода в России – RP5 [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://rp5.ru> (дата обращения: 29.01.2024).
320. Территориальный орган Федеральной службы государственной статистики по Республике Бурятия [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://03.rosstat.gov.ru/> (дата обращения: 12.07.2024).
321. Федеральная служба по надзору в сфере природопользования [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://rpn.gov.ru/> (дата обращения: 20.03.2024).
322. Baikal Information Centre (BIC) [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://bic.iwlearn.org> (дата обращения: 29.02.2024).
323. Baikal.ru [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://baikal.ru> (дата обращения: 29.02.2024).
324. The Global Carbon Project [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.globalcarbonproject.org/> (дата обращения: 23.01.2024).
325. International Energy Agency [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.iea.org/> (дата обращения: 23.01.2024).