

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук

На правах рукописи

Шевченко Андрей Викторович

**ИНДИКАТОРЫ СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОГО
СОСТОЯНИЯ ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ (НА ПРИМЕРЕ МАЛЫХ ГОРОДОВ
СВЕРДЛОВСКОЙ ОБЛАСТИ)**

1.6.21 – Геоэкология

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени
кандидата географических наук

Научный руководитель:
кандидат геолого-минералогических наук
Селезнев Андриан Анатольевич

Екатеринбург – 2026

Оглавление

Введение	5
Глава 1. Подходы к оценке эколого-геохимического состояния городской среды	13
1.1. Урбанизированная среда, загрязнение, наблюдения за состоянием среды	13
1.2. Депонирующие среды как объект эколого-геохимического опробования	16
1.3. Индексы загрязнения городской среды	21
1.4. Современные процессы осадкообразования в городской среде	23
1.5. Выводы по главе 1	26
Глава 2. Материалы и методы	28
2.1. Описание региона исследования	28
2.1.1. Свердловская область	28
2.1.2. Алапаевск	29
2.1.3. Верхняя Пышма	30
2.1.4. Качканар	31
2.1.5. Серов	32
2.2. Полевой этап исследования	33
2.2.1. Элементарная ячейка ландшафта жилой зоны города	33
2.2.2. Построение сети пробных площадок	35
2.2.3. Отбор проб	37
2.2.4. Ландшафтное обследование	39
2.3. Лабораторный этап исследования	42
2.3.1. Подготовка проб	42
2.3.2. Гранулометрический анализ	43
2.3.3. Химический анализ	43
2.3.4. Минеральный анализ	44
2.4. Аналитический этап исследования	44
2.4.1. Алгоритм анализа данных	44
2.4.2. Статистическая обработка данных	46
2.4.3. Восстановление начальных геохимических условий	47

2.4.4. Индексы загрязнения	48
2.4.5. Метод оценки количества атмосферных выпадений пыли и отдельных загрязняющих веществ	51
2.4.6. Метод оценки запасов пылегрязевых отложений в городской среде	52
2.4.7. Разработка модельной площадки жилых кварталов на основе EURL МКД и ИЖС	54
2.4.8. Базовая модель для оценки эрозии грунта	55
Глава 3. Геохимические характеристики объектов опробования в городах	59
3.1. Пылегрязевые отложения	59
3.1.1. Гранулометрический состав пылегрязевых отложений	59
3.1.2. Минеральный состав пылегрязевых отложений	60
3.1.3. Химический состав пылегрязевых отложений	63
3.2. Снегогрязевая пульпа	70
3.2.1. Физико-химические свойства жидкой фазы СГП	70
3.2.2. Гранулометрический состав твердого вещества СГП	72
3.2.3. Минеральный состав твердого вещества СГП	74
3.2.4. Химический состав СГП	76
3.3. Снежный покров	87
3.3.1. Физико-химические свойства жидкой фазы снежного покрова	87
3.3.2. Химический состав твердого вещества снежного покрова	89
3.4. Связь показателей вещественного состава объектов опробования	96
3.5. Выводы по главе 3	103
Глава 4. Оценка степени загрязнения жилой зоны исследуемых городов	105
4.1. Восстановление начальных геохимических условий для ТММ в пылегрязевых отложениях	105
4.2. Оценка степени загрязнения жилых зон исследуемых городов	109
4.2.1. Качканар	110
4.2.2. Серов	117
4.2.3. Верхняя Пышма	124

4.2.4. Алапаевск	131
4.2.5. Пылевая нагрузка	134
4.3. Сравнение с природным геохимическим фоном	136
4.4. Выводы по главе 4	137
Глава 5. Оценка образования и накопления пылегрязевых отложений в жилой зоне городской среды	139
5.1. Ландшафтные характеристики жилой зоны городов	139
5.2. Оценка запасов пылегрязевых отложений в жилой зоне городов	140
5.3. Оценка интенсивности образования пылегрязевых отложений	142
5.3.1. Создание элементарной ячейки ландшафта жилых кварталов	142
5.3.2. Адаптация модели RUSLE для городских условий	144
5.3.3. Оценка интенсивности образования пылегрязевых отложений в результате износа дорожного покрытия	146
5.3.4. Модельные расчеты интенсивности осадкообразования в городской среде	150
5.4. Выводы по главе 5	159
Заключение	161
Список сокращений	163
Список литературы	164
Приложения	181

Введение

Городская среда – это природно-антропогенная система, в которой взаимодействуют человек, его виды деятельности, факторы и условия природной среды. В результате в городской среде формируется специфический круговорот веществ (Касимов, 2013). Концентрация техногенной нагрузки на урбанизированных территориях приводит к деградации природных сред. При этом интенсивность антропогенного воздействия всегда превышает темпы адаптации природной среды к этим воздействиям. Оценка экологического состояния городской среды в промышленных регионах – одна из актуальных задач настоящего времени, требующая поиска эффективных и экономически обоснованных подходов (Касимов, 2013; Wu et al., 2013; Charlesworth et al., 2003; Ревина, Ревин, 2022; Seleznev et al., 2024; Ярмошенко и др., 2024б).

В городской среде происходит постоянное поступление и накопление поллютантов различного происхождения: от выбросов промышленных предприятий (Moskovchenko et al., 2021; Дахова и др., 2022), автотранспорта (Furberg et al., 2018; Müller et al., 2022; Vlasov et al., 2025), а также в результате нарушения технологий благоустройства и содержания территорий (эрозия, выветривание, износ и истирание поверхностей) (Fan et al., 2013; Kasimov et al., 2025). Загрязнение от автотранспорта разделяют на выхлопное и невыхлопное (от истирания тормозных колодок, дисков, шин, дорожного покрытия) (Vijayan и др., 2024). В экологических исследованиях городской среды наибольшее внимание уделяют тяжелым металлам и металлоидам (ТММ) и мелкодисперсным частицам. ТММ представляют потенциальную опасность для здоровья населения (Angelone et al., 2014; Gulan et al., 2017; Alharbi et al., 2022). Воздействие ТММ реализуется в результате перорального, ингаляционного поступления (Wei et al., 2014; Landrigan et al., 2017), зависит от концентрации, токсичности вещества, возраста и образа жизни человека (Pragg, Mohammed, 2019). Мелкодисперсные частицы размером 10 мкм и меньше (PM₁₀, PM_{2,5}) способны длительное время находиться в воздухе и переносить широкий спектр загрязнителей, включая ТММ (Anderson et al., 2011; Alves et al., 2018; Vlasov et al., 2020a). Транспорт и промышленное производство – основные источники мелкодисперсных частиц и ТММ в мегаполисах (Liu et al., 2014; Jeong et al., 2018; Musa et al., 2019; Vlasov et al., 2020b) и в малых и средних по численности населения городах (Charlesworth et al., 2003; Kholodov et al., 2021; Xiao et al., 2022; Seleznev et al., 2024).

Согласно переписи населения 2020 г., значительная часть городского населения России проживает в малых и средних по численности городах¹. Большинство из них –

¹ URL: <https://rosstat.gov.ru/vpn/2020>

малые (72 %), с населением менее 50 тыс. жителей, 13 % – средние (50–100 тыс. жителей). Почти все они – моногорода. Численность работников градообразующего предприятия превышает 20 % работающих жителей города². Экономическая, социальная, демографическая и экологическая сферы жизни моногородов напрямую связаны с градообразующим предприятием (Kryukova et al., 2014). Основные черты таких городов: высокая удельная нагрузка на единицу продукции градообразующего предприятия, сильная зависимость от одного предприятия, слабое коммунальное хозяйство и низкая способность решать проблемы собственными силами (Битюкова, 2007). Население таких городов постоянно сталкивается с рядом экологических проблем: загрязнением воздуха, почвы, водных объектов и других компонентов среды (Humphreys et al., 2011; Vasiliev et al., 2023).

Основной инструмент экологической политики государства, обеспечивающий получение данных о состоянии окружающей среды, – государственный экологический мониторинг, но высокая трудоемкость и затратность этого процесса приводят к слабому пространственному покрытию территорий (особенно в удаленных регионах), ограниченности получаемых данных. В Свердловской области из 17 моногородов государственный мониторинг атмосферного воздуха на стационарных постах проводится постоянно лишь в трех³. При этом около 70 % населения Свердловской области проживают в условиях загрязненного атмосферного воздуха (Кричкер, Шимова, 2018). Мониторинг загрязнения почвенного покрова в Свердловской области проводится ежегодно в двух промышленных городах, периодичность обследования каждого – не реже чем раз в пять лет. Таким образом, большинство населения малых и средних по численности городов не имеет полной информации о качестве их среды обитания (Битюкова, 2007).

Эколого-геохимические исследования направлены на совершенствование подходов к получению информации о состоянии территорий. Они позволяют выявлять накопление поллютантов в компонентах городской среды, оценивать последствия антропогенной трансформации ландшафтов (Jiang et al., 2016; Wang et al., 2018; Селезнев и др., 2023; Геохимический мониторинг, 2023). Их основа – различные методы анализа качества среды с использованием индикационных свойств отдельных компонентов ландшафта (Перельман, Касимов, 2000; Касимов, 2013; Haynes et al., 2020; Bezberdaya et al., 2024). Большинство эколого-геохимических исследований городской среды проводятся в крупных городах. Несмотря на высокую техногенную нагрузку, малые и средние города редко подвергаются эколого-геохимической оценке территорий (Битюкова, 2007; Seleznev et al., 2024).

² URL: <https://mir.midural.ru/documents/active/28666/>.

³ URL: http://svgimet.ru/?page_id=10068.

Помимо методов, основанных на опробовании традиционных компонентов ландшафта (почва, донные отложения, снежный покров), разрабатывают методы эколого-геохимических исследований городов с использованием депонирующих сред, таких как пылегрязевые отложения (Seleznev et al., 2020; Huang et al., 2022) и объекты, участвующие в их формировании – снегогрязевая пульпа (СГП) (Seleznev et al., 2019) и дорожная пыль (Du et al., 2013; Vlasov et al., 2022; Kasimov et al., 2023; Bezberdaya et al., 2024). Эти объекты признаны также неточечным источником загрязнения⁴. Пылегрязевые отложения образуются в локальных понижениях микрорельефа в результате природных и антропогенных процессов: (1) эрозии и смыва поверхностным стоком материала покрытий (газонов, дорог, проездов и т. д.), (2) привноса техногенного материала (противогололедный материал, продукты износа зданий, инфраструктуры), (3) атмосферного переноса твердого материала (Seleznev et al., 2021), (4) нарушения технологий благоустройства и содержания территорий, неорганизованной парковки автотранспорта (Yarmoshenko et al., 2020). Особенности формирования, накопления и миграции пылегрязевых отложений позволяют получать интегральные оценки состояния городской среды (Селезнев и др., 2023; Ярмошенко и др., 2024б).

Сложность в использовании пылегрязевых отложений и объектов, участвующих в их формировании, в качестве геоиндикатора заключается в том, что они существуют исключительно в условиях урбанизированных территорий, поэтому для таких объектов нет гигиенических нормативов и фоновых геохимических уровней, а кларки верхней континентальной коры не учитывают локальные геохимические особенности территории (Reimann et al., 2005; Касимов, Власов, 2015). В этом случае применяют подходы определения условного геохимического фона, основанные на статистическом анализе распределения концентраций элементов (baseline) (Reimann et al., 2005), например, метод восстановления начальных геохимических условий на основе предположения о линейной связи между загрязняющим и типоморфным элементами (Seleznev et al., 2018).

До конца остаются неизученными вопросы, связанные с образованием, накоплением и переносом твердого осадочного материала в рамках городского седиментационного каскада (US EPA, 2008, 2009). В отличие от природной среды, он характеризуется преобладанием техногенных источников вещества, высокой скоростью процессов миграции, строгой пространственной организацией потоков вещества, обусловленной планировочной структурой и инженерной инфраструктурой ландшафта (Fryirs, 2012; Wohl

⁴ URL: <https://www.epa.gov/nps>.

et al., 2018). Завершающая стадия каскада – вынос материала за пределы жилой зоны по ливневым стокам или естественным уклонам (Perry, Taylor, 2007; Russell et al., 2018).

В крупных городах наблюдается большое количество накопленных пылегрязевых отложений. В Екатеринбурге запас пылегрязевых отложений в селитебной зоне составляет $3,2 \text{ кг/м}^2$ (Seleznev et al., 2019). Существующие модели для количественной оценки эрозии, например, *RUSLE* (Renard et al., 1991), разрабатывались в основном для сельскохозяйственных ландшафтов и неприменимы к городской среде без модификации (Shevchenko et al., 2023). Анализ структуры и функционирования каждого этапа седиментационного каскада позволяет разрабатывать меры по снижению интенсивности образования и накопления осадочного материала в городской среде. Для малых и средних по численности городов оценки образования и накопления пылегрязевых отложений ранее не проводились.

Несмотря на активное развитие методов эколого-геохимических исследований городов на основе данных о составе современных седиментационных объектов, исследования по-прежнему преимущественно сосредоточены на мегаполисах. Отсутствие значений геохимического фона для этих компонентов, а также методических подходов к количественной оценке процессов их образования и накопления затрудняет объективную оценку эколого-геохимического состояния городской среды.

Цель исследования – обосновать использование свойств пылегрязевых отложений и объектов, участвующих в их формировании, в качестве индикаторов эколого-геохимического состояния жилых зон малых и средних по численности населения городов на примере Свердловской области.

Для достижения цели поставлены следующие задачи:

1. Провести эколого-геохимические исследования в малых и средних по численности населения городах Свердловской области на основе опробования современных пылегрязевых отложений, СГП и снежного покрова в жилой городской зоне.
2. Оценить фоновые концентрации элементов в пылегрязевых отложениях жилых зон исследуемых городов.
3. На основе данных о химическом составе пылегрязевых отложений оценить степень их загрязнения в исследуемых городах с помощью расчета коэффициентов концентрации (K_c), суммарного показателя загрязнения (Z_c) интегральных индексов загрязнения Немерова (NPI и $INPI$).
4. Оценить общие и удельные запасы пылегрязевых отложений, интенсивность поступления пыли (пылевую нагрузку) в жилой зоне исследуемых городов.

5. Разработать модель для оценки интенсивности образования пылегрязевых отложений в городской среде и провести с ее помощью оценку для исследуемых городов.

6. Сформировать перечень показателей для комплексной оценки современного экологического состояния городской среды на основе данных о минеральном, химическом и гранулометрическом составе пылегрязевых отложений, СГП и снежного покрова.

Объект исследования – жилые зоны малых и средних городов Свердловской области, различающиеся по промышленной специализации и уровню техногенной нагрузки при сходных климатических условиях: Верхней Пышмы, Качканара, Серова и Алапаевска.

Предмет исследования – геохимические характеристики пылегрязевых отложений, СГП и ненарушенного снежного покрова в жилых кварталах городов.

Научная новизна исследования заключается в том, что впервые:

1. для малых и средних по численности населения городов Свердловской области оценено эколого-геохимическое состояние жилой зоны с использованием данных о составе пылегрязевых отложений, СГП и снежного покрова;

2. восстановлены начальные геохимические условия элементов в пылегрязевых отложениях жилых зон исследованных городов и оценена степень загрязнения городской среды;

3. проведены оценки пылевой нагрузки, интенсивности образования пылегрязевых отложений и их запасов в жилых зонах малых и средних по численности городов Свердловской области.

Теоретическая значимость исследования заключается:

– в развитии представлений о применимости современных седиментационных объектов в качестве эколого-геохимических индикаторов состояния городской среды;

– развитию методологических подходов к анализу и интерпретации данных о химическом, минеральном и гранулометрическом составе современных седиментационных объектов;

– доказательстве того, что физико-химические свойства пылегрязевых отложений характеризуют уровень техногенной нагрузки на городские территории.

Практическая значимость исследования:

– разработаны новые и усовершенствованы существующие методы и технологии экологического мониторинга территорий городов;

– используемый в исследовании набор индикаторов и апробированные методики могут использоваться органами местного самоуправления, экологическими службами предприятий и научными организациями для экспрессной оценки загрязнения, экологического зонирования городской территории и обоснования природоохранных мер;

– полученные данные об образовании и накоплении пылегрязевых отложений могут быть использованы для усовершенствования применяемых технологий при проведении мероприятий по благоустройству и озеленению городских территорий, а также при формировании планов комплексного развития территорий в части проектирования объектов коммунальной инфраструктуры управляющими организациями, коммунальными службами, девелоперами и администрациями городов;

– определение локальных начальных геохимических условий для городов на основе разработанного подхода позволит проводить эффективную оценку современного загрязнения городской среды;

– данные о вещественном составе пылегрязевых отложений и СГП позволят корректнее подбирать параметры систем водоотведения и фильтрации стока на полигонах, где размещается материал объектов.

Положения, выносимые на защиту:

1. Обоснован новый комплекс показателей вещественного состава пылегрязевых отложений и снежного покрова малых и средних городов, отражающий промышленную специализацию города.

2. Анализ элементного состава пылегрязевых отложений на основе восстановленных начальных геохимических условий позволяет избежать завышенной оценки загрязнения городской территории в сравнении с применением кларков элементов.

3. Анализ взаимосвязей комплекса показателей вещественного состава пылегрязевых отложений, СГП и снежного покрова, а также их пространственное распределение позволяет оценить эколого-геохимическое состояние городской среды и выявить основные источники поступления загрязняющих веществ.

4. Адаптированная к городским условиям модель типа *RUSLE* позволяет оценивать интенсивность образования пылегрязевых отложений в урбанизированной среде.

Достоверность результатов и методов исследования обеспечена использованием ранее обоснованных геохимических и статистических подходов, современных высокочувствительных аналитических методов с выполнением анализов в лабораториях по аттестованным методикам. Химико-аналитические исследования выполнены в аккредитованном химико-аналитическом центре ИПЭ УрО РАН. Содержание исследуемых элементов в пылегрязевых отложениях, твердом веществе снега и СГП определялось масс-спектральным методом на приборе ELAN 9000 (Perkin Elmer, США). Минеральный анализ проведен в центре коллективного пользования «Геоаналитик» в Институте геологии и геохимии им. академика А. Н. Заварицкого УрО РАН. Содержание исследуемых минералов в пылегрязевых отложениях и твердом веществе СГП

определялось методами рентгенофазового и термического анализов на дериватографе Diamond TG/DTA (Perkin Elmer, США) и дифрактометре XRD-7000 (Shimadzu, Япония).

Публикации. Основные положения и результаты исследования опубликованы в 12 работах, в том числе в 7 статьях в изданиях, индексируемых международными базами данных Web of Science и Scopus, из которых 3 статьи в журналах перечня ВАК РФ.

Апробация работы. Основные положения и результаты исследований докладывались и обсуждались на LVII Всероссийской конференции молодых ученых «Экология: факты, гипотезы, модели»; II Международной конференции «Куражсковские чтения»; X Международной молодежной научной конференции, посвященной 120-летию со дня рождения академиков И.В. Курчатова и А.П. Александрова «Физика. Инновации. Технологии – ФТИ-2023»; XIII Всероссийской научно-технической конференции с международным участием «Современные проблемы геологии, геофизики и геоэкологии Северного Кавказа»; Международной научной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов-2024»; Всероссийской конференции с международным участием III Юдахинские чтения; 4th International Conference Smart and Sustainable Cities – SSC-2024; Международной научной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов-2025»; XII Международной молодежной научной конференции «Физика. Технологии. Инновации – ФТИ-2025».

Связь работы с научными программами. Материалы диссертации получены и обобщены автором в лаборатории урбанизированной среды Института промышленной экологии УрО РАН в рамках выполнения грантов Российского научного фонда № 24-17-20036 «Методология эколога-геохимического мониторинга селитебных территорий малых, средних и больших по численности городов» в качестве основного исполнителя и № 18-77-10024 «Исследование геохимической трансформации урбанизированных ландшафтов в контексте современных седиментационных процессов» в качестве исполнителя, а также темы плана НИР ИПЭ УрО РАН № FUMN-2024-0001 «Проблемы экологической безопасности энергетики, промышленности и урбанизированной среды».

Благодарности. Автор выражает особую благодарность научному руководителю, к. г.-м. н. Андриану Анатольевичу Селезневу за научное сопровождение, ценные советы и помощь в реализации диссертационной работы. Автор благодарен заведующему лаборатории урбанизированной среды ИПЭ УрО РАН к. б. н. Георгию Петровичу Малиновскому и директору ИПЭ УрО РАН к. ф.-м. н. Илье Владимировичу Ярмошенко за помощь и поддержку в написании работы, сборе фактического материала и проведении аналитического этапа исследования.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из введения, 5 глав и заключения, изложенных на 199 страницах компьютерного текста, содержит 45 таблиц, 57 рисунков, 3 приложения и список литературы, насчитывающий 177 наименований.

Глава 1. Подходы к оценке эколого-геохимического состояния городской среды

1.1. Урбанизированная среда, загрязнение, наблюдения за состоянием среды

Урбанизированная среда представляет собой пространство, имеющее непрерывную застройку и высокую плотность населения (Mela et al., 2014). Типичная структура городов характеризуется сочетанием территориальных зон, сформировавшихся в разные исторические периоды:

- центральная административная часть,
- жилые кварталы,
- промышленные зоны,
- рекреационные зоны.

В России жилые кварталы сформировались в советский период в виде микрорайонов с малоэтажной и многоэтажной (больше 2 этажей) застройкой (Yarmoshenko et al., 2020). Такие районы зачастую формировались на периферии или вблизи крупных промышленных предприятий, а в условиях разрастания городов формируют их центр. Современные жилые кварталы (появившиеся с начала 1990-х гг.) – это зачастую высотные комплексы с закрытыми дворами и многофункциональной инфраструктурой на периферии города или точечная застройка внутри уже сформировавшейся городской среды. В малых и средних по численности населения городах половину жилой зоны занимает частный сектор с меньшей плотностью населения и отсутствием общих дворов, парковок и детских площадок (Seleznev et al., 2024).

В российских городах промышленные зоны занимают около трети городской площади при общемировом показателе в 5–8 %, при этом доля земель, занятых транспортной инфраструктурой, низкая (5–10 %) по сравнению с мировыми тенденциями (более 20 % площади города)⁵.

В экологической структуре города выделяют несколько взаимосвязанных блоков, между которыми формируются потоки поллютантов: источники выбросов, транзитные и депонирующие среды (Касимов, 2013). Источники загрязнения подразделяются на три основные группы:

1. Стационарные: промышленные предприятия различного профиля, формирующие значительные объемы атмосферных выбросов широкого спектра тяжелых металлов и других загрязняющих веществ (Vorobievskaya et al., 2022; Moskovchenko et al., 2023).

⁵ URL: <https://iq-media.ru/archive/177669815>.

2. Мобильные: преимущественно автотранспорт, генерирующий загрязнители за счет износа шин, тормозных колодок, дорожных покрытий и продуктов сгорания топлива (Charlesworth et al., 2003; Liu et al., 2014; Musa et al., 2019; Fussell et al., 2022).

3. Диффузные: площадные объекты без фиксированной точки выброса (строительные площадки, отвалы вскрышных пород, открытые склады, зоны несанкционированного размещения отходов, дороги) (Su et al., 2020; Troyanovskaya et al., 2022).

Транзитные среды принимают выбросы поллютантов, обеспечивают их транспортировку и частичную трансформацию (окисление, сорбция на пылевых частицах и др.) (Касимов, 2013; Siudek, Frankowski, 2017; Vithanage et al., 2022). К таким средам относятся атмосфера, жидкие и твердые осадки, а также временные водотоки. Из транзитных сред часть загрязнителей переходит в депонирующие (Kasimov et al., 2019). Это компоненты городской среды, в которых происходит накопление, перераспределение и преобразование продуктов техногенеза (Касимов, 2013; Yarmoshenko et al., 2020). Они выполняют функцию геохимических барьеров, фиксируя ТММ и другие поллютанты, поступающие из атмосферы и поверхностного стока (Vlasov et al., 2025). В результате процессов эрозии, абразии, дефляции и разрушения твердый материал депонирующих сред может повторно вовлекаться в миграцию с талыми и дождевыми водами либо переноситься ветром. Мелкодисперсные частицы при этом выступают главными носителями ТММ между компонентами городского ландшафта (Kasimov et al., 2025).

Увеличение антропогенного воздействия при интенсивной урбанизации приводит к геохимической трансформации ландшафта и его отдельных компонентов. В этих условиях возникает проблема оценки влияния современных геохимических процессов на окружающую среду и здоровье человека для обеспечения экологически безопасной и комфортной городской среды.

В России существует единая система государственного экологического мониторинга⁶, созданная в целях обеспечения охраны окружающей среды. В рамках такого мониторинга проводят (1) регулярные наблюдения за различными компонентами окружающей среды (атмосферный воздух, почвы, водные объекты, объекты животного мира и т. д.), происходящими в них процессами и изменениями под воздействием природных и антропогенных факторов, (2) оценивают состояние окружающей среды и прогнозируют ее изменения, (3) разрабатывают меры, предотвращающие негативное воздействие на окружающую среду и (4) информируют органы государственной власти

⁶ Федеральный закон от 10 января 2002 г. N 7-ФЗ "Об охране окружающей среды", Глава X. Государственный экологический мониторинг (государственный мониторинг окружающей среды)

и другие заинтересованные лица информацией о состоянии окружающей среды. Как правило, только города-миллионники охвачены развитой системой наблюдения, в то время как в малых и средних по численности городах регулярные исследования на основе отбора проб атмосферного воздуха, почвы и снежного покрова не проводят вследствие высокой финансовой, временной и кадровой затратности (Таборов, 2022; Seleznev et al., 2024). Недостаток информации о качестве окружающей среды и концентрациях потенциально опасных веществ в компонентах городской среды создает значительные риски для здоровья населения (Битюкова, 2007; Vasiliev et al., 2023). Отсутствие данных о путях миграции и зонах накопления загрязняющих веществ существенно осложняет принятие управленческих решений в условиях чрезвычайных и аварийных ситуаций природного и техногенного характера.

Особую специфику экологического состояния малых и средних городов определяет наличие градообразующих предприятий, прежде всего, металлургического, горнодобывающего и машиностроительного профиля. При этом экологическая обстановка на селитебных территориях формируется не только выбросами стационарных источников, но и диффузными источниками загрязнения, износом инженерных сетей, нарушениями стока поверхностных вод и правил благоустройства (Yarmoshenko et al., 2020; Vlasov et al., 2020a; Bezberdaya et al., 2024). Ограниченность производственного мониторинга, решающего преимущественно узкоспециализированные задачи, не позволяет получить целостную картину состояния городской среды (Селезнев и др., 2025).

Перспективное направление развития мониторинга в малых и средних по численности городах – эколого-геохимический подход, основанный на анализе депонирующих сред городской среды (Alves et al., 2018; Nikiforova et al., 2021; Kasimov et al., 2024). К таким средам относят современные поверхностные отложения, дорожную пыль, снегогрязевую пульпу, снежный покров, донные отложения, почвы, аккумулирующие миграционные потоки загрязняющих веществ во времени и пространстве. Такие объекты выступают в роли естественных геохимических барьеров, отражающих интегральное воздействие антропогенных факторов (Yarmoshenko et al., 2020; Vlasov et al., 2020b; Kasimov et al., 2023).

Методы исследования современных поверхностных отложений отличаются относительной экспрессностью и низкой ресурсной затратностью, что делает их особенно востребованными для мониторинга территорий с ограниченным финансированием. Рассмотрение городской территории как совокупности локальных водосборов позволяет выявлять зоны аккумуляции загрязняющих веществ в базисах эрозии и оценивать пространственную неоднородность загрязнения. Получаемые в цифровом виде данные

могут быть интегрированы в региональные информационные системы экологического мониторинга, обеспечивая научное обоснование управленческих решений и повышение эффективности экологической политики.

1.2. Депонирующие среды как объект эколого-геохимического опробования

Наиболее часто в эколого-геохимических исследованиях городов в качестве объектов опробования используют: почвенный покров (Nikiforova et al., 2021; Kasimov et al., 2024), дорожную пыль (Alves et al., 2018; Kasimov et al., 2019; Bezberdaya et al., 2024; Vlasov et al., 2025), снежный покров (Касимов и др., 2012; Vlasov et al., 2020b; Kosheleva et al., 2024), взвешенное вещество и донные отложения городских водных объектов (Власов и др., 2019; Kasimov et al., 2024), биологические объекты (Власов и др., 2017).

Почвенный покров – наиболее изученный объект экологических исследований городской среды. Почвы накапливают широкий спектр химических элементов и соединений, поступающих из атмосферы и с поверхностным стоком, долговременно интегрируя результаты техногенного воздействия (Алексеев, 2000; Перельман, Касимов, 2000; Markiewicz-Patkowska et al., 2005; Nikiforova et al., 2021; Kasimov et al., 2024). Почвенный покров трансформируется в городской среде в результате различных по характеру техногенных воздействий, в результате формируются новые антропогенные грунты и грунтовые образования (Герасимова и др., 2003; Angelone et al., 2014). В почвенном покрове городской среды поллютанты аккумулируются преимущественно в верхнем горизонте, откуда со временем могут мигрировать по профилю или по площади при нарушении фильтрационных свойств (Nikiforova et al., 2021; Bezberdaya et al., 2024; Kasimov et al., 2024).

Сложная городская застройка формирует специфические условия атмосферного переноса пылевых частиц, что влияет на пространственное распределение металлов в почвах. Высотные здания создают аэродинамические эффекты (ветровые «тени» и уличные «каньоны»), что приводит к локальному концентрированию загрязнителей (Kosheleva et al., 2018). В почвах жилых районов фиксируют аномалии Cd, W, Bi, Zn, As, Cr, Sb, Pb и Cu, связанные с транспортом и промышленными выбросами. При определенной геометрии кварталов застройка действует как геохимический фильтр: в подветренных дворах концентрации ТММ снижаются в 1,5–3 раза, тогда как в «ловушках» повышаются до 1,5–2 раза (Kosheleva et al., 2018). Экранированные почвы в промышленных районах характеризуются более высоким уровнем загрязнения ТММ (Nikiforova et al., 2022). Наличие асфальтового покрытия ограничивает вымывание загрязнителей и способствует их накоплению в верхнем горизонте почв, поэтому формируется повышенная техногенная

нагрузка на почвы в жилых зонах с высокой долей непроницаемых покрытий и развитой улично-дорожной сетью.

Дорожная пыль – один из наиболее подвижных и динамичных компонентов городской среды (Alves et al., 2018; Vlasov et al., 2025). Она образуется на дорогах, проездах и парковках в результате механического разрушения асфальтовых и бетонных покрытий, износа автомобильных шин, тормозных колодок и других материалов, а также в процессе осаждения атмосферных аэрозолей (Murakami et al., 2007; Krupnova et al., 2020; Bezberdaya et al., 2024). Уровень загрязнения дорожной пыли возрастает по мере уменьшения размера частиц; наиболее мелкие фракции (PM_{10} и $PM_{2.5}$) характеризуются наибольшей концентрацией ТММ (Gunawardana et al., 2013; Vlasov et al., 2022). Такое обогащение связано с бóльшей удельной поверхностью мелких частиц и их способностью адсорбировать токсичные примеси. За счет дорожного движения формируется до 50–60 % антропогенного загрязнения субмикронной фракции $PM_{2.5}$ (Vlasov et al., 2025). В дорожной пыли наибольшие концентрации ТММ наблюдаются на интенсивно используемых магистралях. На дворовых территориях в пыли содержатся частицы от износа строительных материалов и эрозии почвы. Дорожная пыль в парковых зонах обогащена геогенными компонентами. Под воздействием ветровых и водных потоков частицы дорожной пыли мигрируют, способствуя вторичному загрязнению почв и поверхностных вод (Kasimov et al., 2024). Время существования дорожной пыли в городской среде зависит от частоты уборки улиц (Breault et al., 2005; Rochfort et al., 2009).

Снежный покров – временный высокоинформативный аккумулятор загрязняющих веществ в городских условиях (Grebenshchikova et al., 2017; Vlasov et al., 2020b; Moskovchenko et al., 2022). На протяжении всего зимнего периода он послойно накапливает аэрогенные загрязнители, в т. ч. благодаря высокой площади поверхности снежинок и их способности эффективно улавливать частицы (Саег и др., 1990; Vlasov et al., 2020b; Лукьянов et al., 2022). Ненарушенный снежный покров позволяет исследовать уровень загрязнения атмосферы в холодный период при минимальном вмешательстве других факторов (Киорратаки et al., 2014; Голохваст и др., 2015). В снежном покрове задерживаются:

- взвешенные частицы: атмосферная пыль, сажа, аэрозоли, микрочастицы почвенного и техногенного происхождения, содержащие ТММ и другие загрязнители;
 - растворенные компоненты: ионы, ТММ, нефтепродукты.
- Формирование химического состава снежного покрова происходит под действием:
- атмосферных выпадений – прямая аккумуляция загрязнителей из воздуха;

– переотложения пыли – повторное оседание поллютантов, поднятых с поверхностей;

– прямого загрязнения – попадание аэрозолей с автодорог и промышленных площадок, взаимодействие с СГП вблизи дорог и тротуаров.

До 75 % загрязнения снежного покрова формируется за счет автотранспорта: износа тормозов, шин, дорожных материалов и подъема пыли с дороги (Vlasov et al., 2020b). ТММ в снежном покрове присутствуют в растворенной и взвешенной формах (Kuorppamäki et al., 2014; Vlasov et al., 2020b). Растворенная форма способна участвовать в биогеохимическом круговороте веществ, твердая форма накапливается в окружающей среде в составе почв, дорожной пыли и поверхностных отложений (Сает и др., 1990; Seleznev et al., 2019; Vlasov et al., 2020b). Так, в Москве концентрации большинства ТММ в снежном покрове превышают условно фоновые значения (характерные для Подмосковья, удаленного от крупных источников выбросов) в 2–10 раз, что свидетельствует о высокой интенсивности атмосферного загрязнения города в холодный период года (Vlasov et al., 2020b). Миграция загрязняющих веществ из снежного покрова в другие компоненты среды происходит при таянии от применения противогололедных реагентов на дорогах и тротуарах и значительно усиливается за короткий промежуток времени (1–2 недели) в конце холодного сезона. В северных регионах анализ состава снежного покрова используют как эффективный метод оценки загрязнения атмосферы (Engelhard et al., 2007; Kuorppamäki et al., 2014; Xue et al., 2020; Szwed et al., 2022; Moskovchenko et al., 2023).

Донные отложения рек и водоемов отражают финальные стадии миграции загрязняющих веществ в городских ландшафтах, поступающих в водные объекты в результате поверхностного стока, атмосферных осадков и эрозии почв, что делает их своеобразным геохимическим архивом урбанизированной среды (Власов и др., 2019; Kasimov et al., 2025). В исследовании донных отложений рек и водоемов выявляют высокие концентрации ТММ, основные источники которых: автотранспорт, промышленность, а также перенос загрязненного седиментационного материала с поверхностным стоком (Vlasov et al., 2019). В исследовании донных отложений городских озер Мурманской области выявлено накопление V, связанное с деятельностью мазутных электростанций, а также аномальные концентрации V в озерах, расположенных в районах залегания урановых руд (Slukovskii, 2023). Изучение состава донных отложений позволяет проследить многолетнюю динамику поступления и перераспределения поллютантов, выявить зоны аккумуляции и вторичного загрязнения (Caeiro et al., 2005; Slukovskii et al., 2020; Kasimov et al., 2025).

Растительность в городских условиях выполняет как барьерную, так и индикаторную функцию (Власов и др., 2017; Patel et al., 2022). Листовая поверхность растений активно улавливает пылевые частицы и аэрозоли, снижая содержание поллютантов в приземном слое атмосферы (Li et al., 2019). Одновременно состав растительности отражает пространственные закономерности загрязнения (Сакај et al., 2024). По содержанию ТММ в листьях и хвое определяют направления и интенсивность потоков поллютантов в пределах городской территории (Yang et al., 2020).

В городском ландшафте исследуют другие депонирующие среды, временные или сезонные депо загрязняющих веществ – пылегрязевые отложения (Seleznev et al., 2020, 2021; Ярмошенко и др., 2024а) и СГП (Seleznev et al., 2019; Vijayan et al., 2024). Каждый из этих компонентов городской среды существует в своих условиях, определяющих его гранулометрический, химический и минеральный составы, особенности накопления поллютантов и их миграции. Анализ состава этих объектов позволяет более полно охарактеризовать механизмы аккумуляции и миграции поллютантов в урбанизированной среде (Селезнев и др., 2023; Ярмошенко и др., 2024а). Поверхностные пылегрязевые отложения, формирующиеся на тротуарах, проездах, дорогах, уплотненных грунтах, представляют собой менее подвижный, чем дорожная пыль, но устойчивый накопитель загрязняющих веществ (Yarmoshenko et al., 2020; Селезнев и др., 2023). Пылегрязевые отложения – это общий термин, характеризующий различные виды рыхлых отложений, образующихся в результате выветривания, эрозии и разрушения почв, дорожных покрытий и сооружений, которые накапливаются в локальных зонах понижения микрорельефа в результате поверхностного стока (Seleznev et al., 2014). В состав отложений входят также опавшие листья, фрагменты растений, мусор, пластик, продукты коррозии металла, пыль тормозных колодок автомобилей и др. Источники образования поверхностных пылегрязевых отложений разделяют на антропогенные (автотранспорт, строительство, земляные работы и т. п.) и природные (эрозия от действия атмосферных осадков, поверхностный сток, атмосферный перенос пыли, частиц почвы и других материалов) (Pereira et al., 2016; Russell et al., 2018; Shevchenko et al., 2023). Вещественный состав отложений представлен комплексом из минеральных фракций (кварц, глинистые минералы, карбонаты и т. д.), органического вещества, техногенных частиц (пыль, резиновая крошка, микропластик, сажа, продукты износа тормозных колодок), химических загрязнителей (ТММ (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni и др.), углеводов, противогололедных материалов (Ярмошенко и др., 2024а). Пылегрязевые отложения характеризуются значительным содержанием мелких фракций (<0,1 мм) (Hanfi et al., 2022; Селезнев и др., 2023) и высокой мобильностью, что приводит к их повторному отложению под

воздействием поверхностного стока и ветрового переноса и вторичному загрязнению воздуха и водных объектов (US EPA, 2008, 2009; Russell et al., 2017; Taylor, Owens, 2009; Селезнев и др., 2022). Состав пылегрязевых отложений отражает геохимические особенности города (Селезнев и др., 2023). Оценки состава пылегрязевых отложений показали, что такие отложения отражают пространственную структуру и динамику техногенной нагрузки, а анализ превышений относительно фона позволяет оценивать степень нарушенности геохимического баланса городской среды (Seleznev et al., 2014, 2020). Сравнение с городскими почвами подтверждает, что пылегрязевые отложения могут быть аномально загрязненными из-за ограниченного вымывания и концентрации материала в замкнутых локальных понижениях микрорельефа (Seleznev et al., 2014). Вследствие инертности и способности пылегрязевых отложений фиксировать загрязняющие вещества, их можно использовать в качестве индикатора текущего уровня загрязнения городской среды (Seleznev et al., 2018, 2020; Hanfi et al., 2020; Konstantinova et al., 2020; Ярмошенко и др. 2024).

Снегогрязевая пульпа (СГП) – это относительно новый объект для эколого-геохимических исследований городской среды (Seleznev et al., 2019), сложный природно-техногенно объект, формирующийся в зимний период в результате взаимодействия снежных осадков с компонентами городской среды. Состав СГП представлен смесью снежной массы с частицами пылегрязевых отложений, противогололедных материалов, реагентов, атмосферных выпадений и транспортных выбросов (Seleznev et al., 2019). Схожесть СГП со снежным покровом в том, что снег с его высокой сорбционной емкостью в СГП при постоянном перемешивании и смешивании с поверхностными материалами выступает основой для аккумуляции частиц различного генезиса. По этой причине вещественный состав СГП имеет высокую вариабельность в пределах городской среды и зависит от интенсивности транспортных потоков, вида используемых противогололедных материалов, характера застройки и погодных условий. (Seleznev et al., 2019; Vijayan et al., 2024). В составе СГП присутствуют:

- минеральные компоненты: пыль, песок, частицы почвы, продукты износа дорожного покрытия и строительных материалов, остатки антигололедной посыпки;
- техногенные включения: микропластик, частицы шин, продукты истирания тормозных колодок, металлургическая и строительная пыль;
- химические загрязнители: ТММ (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni и др.), нефтепродукты, хлориды и другие компоненты солевых реагентов.

Образование СГП связано с условиями зимнего холодного периода года. В периоды устойчивых отрицательных температур она сохраняет твердое состояние, аккумулируя

загрязнители, но при оттепелях и весеннем снеготаянии переходит в жидкую форму. Этот процесс сопровождается активной миграцией загрязняющих веществ в почву, поверхностные и подземные воды, а также вторичным загрязнением, т. к. часть накопленных минеральных, техногенных включений и химических загрязнителей в теплый сезон переходит в состав поверхностных пылегрязевых отложений (Селезнев и др., 2023; Ярмошенко и др., 2024а). Таким образом, СГП может рассматриваться как универсальный индикатор в сезонных эколого-геохимических исследованиях городской среды, обеспечивающий получение комплексной информации о составе и масштабе техногенного воздействия (Seleznev et al., 2019; Селезнев и др., 2023; Ярмошенко и др., 2024б; Vijayan et al., 2024; Селезнев и др., 2025).

1.3. Индексы загрязнения городской среды

Индексы для оценки загрязнения территорий позволяют интерпретировать данные о вещественном составе депонирующих сред в стандартизированные категории загрязнения (Caeiro et al., 2005; Qingjie et al., 2008). Основные типы индексов: одиночные – оценивают загрязнение по одному элементу; интегральные (или комплексные) – учитывают вклад нескольких элементов.

Распространенные одиночные индексы:

– Индекс загрязнения (PI) (он же коэффициент концентрации K_c) – базовый индекс, оценивающий степень превышения концентрации в пробе по отношению к фоновой (Tomlinson et al., 1980; Hakanson, 1980).

– Индекс геоаккумуляции (I_{geo}) позволяет выделять степень техногенного обогащения относительно природного фона (Müller, 1986).

– Коэффициент обогащения (EF) используется для определения степени отклонения содержания химических элементов в исследуемом объекте от их фоновых значений за счет антропогенных источников (Reimann, de Caritat, 2000). Расчет EF основан на нормировании концентрации загрязняющего элемента на содержание тиморфоного элемента (чаще всего Al, Fe, Ti). Значения $EF < 2$, как правило, соответствуют минимальному техногенному обогащению, тогда как рост коэффициента указывает на усиливающуюся антропогенную нагрузку, связанную с промышленными выбросами, транспортными потоками, сжиганием топлива и процессами абразии материалов городской инфраструктуры (Sutherland, 2000).

Комплексные показатели загрязнения рассчитывают по множеству элементов, основываясь на значениях K_c (Qingjie et al., 2008). Один из таких комплексных показателей – NPI – представляет собой интегральный показатель загрязнения, основанный на

комбинации среднего значения индекса загрязнения K_c по совокупности элементов и его максимального значения для конкретной пробы. Такая конструкция позволяет одновременно учитывать как общий уровень антропогенной нагрузки, так и экстремальные значения, обеспечивая тем самым комплексную оценку загрязнения, предотвращая нивелирование локальных аномалий при усреднении (Cheng et al., 2007).

Корректное определение фоновых концентраций – ключевой этап, определяющий достоверность оценки степени техногенного воздействия. Ошибки на этом этапе способны привести к систематической переоценке или, напротив, недооценке уровня загрязнения (Reimann et al., 2005; Seleznev et al., 2018). Чаще всего используют три эталона сравнения: гигиенические нормативы, кларки верхней континентальной коры и различные фоновые геохимические уровни (Albanese et al., 2006; Касимов и др., 2015). Для урбанизированной территории и объектов, образующихся и существующих в ее рамках, характерна высокая степень техногенной трансформации, что делает выбор корректного фона методологически сложной задачей (Matschullat et al., 2000; Reimann et al., 2005; Seleznev et al., 2018). Дополнительный фактор, усложняющий выбор корректного геохимического фона, – это диапазон природной изменчивости химических элементов, зависящий от геологического строения территории, гранулометрического состава объекта опробования и климатических факторов (Саэт и др., 1990; Reimann et al., 2005). Даже в природных слабонарушенных ландшафтах концентрации элементов могут существенно колебаться, а в условиях антропогенно преобразованных территорий определение истинного геохимического фона становится невозможным. Поэтому использование «чистых» участков в качестве эталона часто приводит к завышению или занижению оценок степени загрязнения (Matschullat et al., 2000; Reimann et al., 2005).

Особенно затруднено определение фоновых значений для техногенных и природно-техногенных депонирующих сред: дорожной пыли, поверхностных пылегрязевых отложений и СГП (Seleznev et al., 2018). Эти среды формируются в результате постоянного взаимодействия природных и антропогенных процессов, поэтому их естественное состояние невозможно выделить напрямую. В таких условиях можно использовать локальный статистический фон в сочетании с нормированием по типоморфным элементам (например, Al, Fe), что позволит наиболее корректно выделить техногенную компоненту и избежать ошибок при расчете индексов загрязнения (Reimann et al., 2005). В работе (Seleznev et al., 2018) предложен подобный подход восстановления начальных геохимических условий, основанный на восстановлении линейной связи между загрязняющим и типоморфным элементами. Данный подход позволяет рассчитывать

фоновые концентрации элементов без необходимости подбора контрольных проб, что делает возможным определение фона для пылегрязевых отложений.

Помимо сравнения концентраций элементов с фоновыми значениями, для получения комплексной оценки состояния городской среды необходимо проводить анализ данных о вещественном составе современных седиментационных объектов, что позволяет выявлять источники и механизмы поступления загрязнения. Для выявления уровня атмосферного загрязнения в пределах городской территории проводят количественную оценку среднесуточного поступления загрязняющих веществ и пылевой нагрузки на основе данных о содержании твердого вещества в снежном покрове и его химическом составе (Сает и др., 1990; Голохваст и др., 2013; Moskovchenko et al., 2021; Lukyanov et al., 2022; Kosheleva et al., 2024). Например, в статье (Дахова и др., 2022) оценена пылевая нагрузка в малом городе Шахтерске Сахалинской области, в котором действуют две угольные котельные. Рассчитанная пылевая нагрузка составляет более 1 000 кг/км² в сут. Кластерный анализ обеспечивает возможность выделения специфических ассоциаций элементов, характерных для исследуемой территории (Vlasov et al., 2020a; Ярмошенко и др., 2024a). Выделенные группы могут иметь как природное происхождение, отражая процессы совместного вхождения элементов в состав минеральных фаз при формировании материнских пород, так и антропогенное, обусловленное влиянием техногенных источников. Полученные сведения о содержании и ассоциативных связях элементов антропогенной группы в различных объектах городской среды позволяют не только идентифицировать ведущие источники загрязнения, но и установить возможные пути их распространения, что имеет принципиальное значение для эколого-геохимической оценки состояния урбанизированных территорий. Применение ГИС и методов пространственного анализа позволяет визуализировать результаты оценки загрязнения городской среды (например, распределение концентраций загрязняющих элементов или показателей загрязнения) и выявлять локальные источники (Kosheleva et al., 2018; Vlasov et al., 2025). Построение карт распределения концентраций ТММ и пыли в российских городах показало, что пространственные аномалии часто совпадают с промышленными площадками (Vorobievskaya et al., 2022; Moskovchenko et al., 2023).

1.4. Современные процессы осадкообразования в городской среде

Не до конца исследованы процессы образования и накопления материала, который формирует современные седиментационные объекты городской среды. В городской среде существует седиментационный каскад – совокупность последовательных процессов образования, переноса и накопления твердых частиц под действием природных

и антропогенных факторов (Fryirs, 2012; Wohl et al., 2018). Основные элементы седиментационного каскада: городские ландшафты, представляющие собой территориальные единицы, структура которых формируется на основе природного ландшафта, но постоянно трансформируется в результате строительства и функционирования городских объектов (Курбатова, 2003). Главная особенность городских ландшафтов – дискретность, подчиненная искусственно созданной планировочной сети города. В результате этого выделяют элементарные городские ландшафты, отличающиеся внутренней однородностью и определенными морфологическими границами. Границы таких элементарных ландшафтов обусловлены особенностями рельефа, инженерной инфраструктурой (ливневая канализация, дренажные и хозяйственно-бытовые стоки), а также естественными и искусственными барьерами, препятствующими или способствующими миграции вещества (Yarmoshenko et al., 2020). Поэтому городской ландшафт рассматривают как систему взаимосвязанных микроландшафтов, объединенных в единую каскадную структуру, обеспечивающую постоянное перераспределение осадочного материала (Perry, Taylor, 2007; Russell et al., 2018). В рамках каскада выделяют четыре блока:

1. Источники – места образования осадочного материала. Основные источники в жилой зоне: нарушенные покрытия, несанкционированные парковки, участки земляных и строительных работ, истирание покрытий автотранспортом.

2. Пути переноса – направления и механизмы движения осадков. Главные механизмы: поверхностный сток во время дождей и таяния снега, механический перенос на колесах автомобилей и ногах пешеходов, ветровой перенос пыли.

3. Аккумуляция – места осаждения осадков. В жилых кварталах это локальные понижения микрорельефа: придорожные бордюры, низины и ямы, ливневые коллекторы.

4. Вынос за пределы жилой зоны – завершающая стадия каскада при наличии ливневой канализации или естественного уклона.

Седиментационный каскад в городской среде имеет ряд особенностей: источники преимущественно техногенные, скорость процессов значительно выше, чем в природных средах, пространственная организация строго связана с застройкой и инфраструктурой города (Yarmoshenko et al., 2020). Понимание устройства и функционирования седиментационного каскада на каждом из его этапов позволяет оценивать интенсивность загрязнения городской среды и планировать эффективные меры, направленные на снижение образования и накопления седиментационного материала в жилых зонах городов (Russell et al., 2019; Liu et al., 2024).

В работе (Seleznev et al., 2019) предложен метод и проведена оценка запасов пылегрязевых отложений в Екатеринбурге с использованием данных о гранулометрическом составе СГП и пылегрязевых отложений, количестве твердого вещества в СГП и объеме талой воды в пробах снежного покрова. Полученная оценка составила $3,2 \text{ кг/м}^2$ жилой зоны города. Используемый метод оценки запасов пылегрязевых отложений не позволяет оценить скорость их выноса или переноса, а также продолжительность периода их накопления. Подобные оценки были проведены в других исследованиях. Согласно данным (Taylor, Owens, 2009), отложение пылегрязевого осадка на уличных поверхностях имеет кратковременный характер – от нескольких дней до нескольких месяцев. Значительная часть отложений на дорогах удаляется во время уборки улиц, повторного взвешивания частиц в воздухе и их смыва (Owens et al., 2011). В холодных климатических зонах длительный зимний период с отрицательными температурами и постоянным снежным покровом тормозит перенос отложений, но в то же время часть материала удаляется со снегом в процессе зимней очистки дорог. С учетом высокой неопределенности в оценке периода аккумуляции полученные значения запаса отложений в работе (Seleznev et al., 2019) можно отнести к моменту отбора проб СГП в конце зимы.

В настоящее время не существует разработанной модели для оценки потери почвы в процессе эрозии в городских условиях. Однако существует три категории моделей для оценки потери почвы на сельскохозяйственных землях: эмпирические, концептуальные и физически обоснованные модели (Igwe et al., 2017). В рамках оценки эрозионных процессов на земной поверхности применяют эмпирические модели, среди которых наиболее известны: *USLE (Universal Soil Loss Equation)* (Wischmeier, Smith, 1978) и ее усовершенствованная версия *RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation)* (Renard et al., 1997). Отличительные черты *RUSLE* – уточненные алгоритмы расчета факторов, что позволяет учитывать сезонную изменчивость растительного покрова, динамику почвенных свойств, пространственную неоднородность рельефа и более широкий спектр климатических условий (Renard et al., 1997; Neitsch et al., 2000). Благодаря этому *RUSLE* может применяться не только в агроландшафтах, но и на других территориях, например, строительных или добывающих (Toy et al., 1999; Marondedze, Schütt, 2020; Sodnomdarjaa et al., 2023). Эмпирические модели имеют преимущество – их можно применять к ситуациям с ограниченными данными и параметрами, они особенно полезны в качестве первого шага в выявлении источников эрозии (Merritt et al., 2003).

В работе (Russel et al., 2017) представлен метаанализ почти 50 исследований по всему миру, посвященных количественной оценке поступления седиментационного

материала в водные объекты с городской среды за три этапа урбанизации (медианные значения):

1. до урбанизации (лес, сельскохозяйственные земли) – 0,0062 кг/м² в год;
2. фаза активного строительства – 0,74 кг/м² в год (для полностью нарушенных строительством участков – 5,3 кг/м² в год);
3. сформированная городская среда – 0,24 кг/м² в год.

Несмотря на окончание активного строительства, интенсивность образования отложений хотя и уменьшается, но не возвращается к фоновым уровням (Russel et al., 2017). Причины этого: продолжающаяся эрозия водосборной площади, гравийные дорожки, парковки, садовые участки, участки поверхности с нарушенным покрытием. Источник неопределенности результатов метаанализа, согласно (Russel et al., 2017), – данные, использованные в работе, относятся к мелким частицам (в основном взвешенным). Крупные фракции в значительно меньшем объеме попадают в водоемы, т. к. труднее переносятся поверхностным стоком, а смытые крупные частицы остаются в ловушках в ливневой канализации (Perry, Taylor, 2007). Состав городских грунтов и пылегрязевых отложений подтверждает, что в урбанизированной среде наибольшую долю занимают крупные частицы > 0,1 мм (Селезнев и др., 2023).

Низкие темпы уборки территории, высокая доля нарушенных покрытий, отсутствие ливневой канализации и другие факторы создают условия для интенсивного образования и накопления пылегрязевых отложений в городской среде (Yarmoshenko et al., 2020). Наличие нарушенных поверхностей в жилых районах способствует поступлению твердого вещества. Объем образования пылегрязевого осадка может увеличиваться в 4 раза в зависимости от сезона (Shevchenko et al., 2023). Недостаточное финансирование благоустройства городских территорий усиливает интенсивность этих процессов в малых и средних по численности населения городах (Seleznev et al., 2024).

1.5. Выводы по главе 1

1. Городская среда – зона интенсивной трансформации ландшафта и его компонентов, в пределах которой образуются и существуют характерные только для нее депонирующие среды (дорожная пыль, пылегрязевые отложения, СГП). Для таких объектов актуальна проблема выбора фоновых концентраций загрязняющих веществ.

2. Необходимо исследовать вещественный состав современных депонирующих сред для получения информации об их свойствах, закономерностях возникновения, формирования их вещества, участия в миграционных потоках поллютантов в городской среде.

3. Несмотря на то, что в последнее время проводят достаточно большое количество исследований депонирующих сред городской среды (дорожной пыли, почвы, донных отложений), пылегрязевым отложениям и объектам, участвующим в их формировании (СГП и снежный покров) внимания уделяют мало.

4. Большую часть эколого-геохимических исследований проводят в крупных городах с комплексным воздействием техногенных источников, в то время как малые и средние по численности населения города в меньшей степени подвергают эколого-геохимической оценке состояния городской среды, несмотря на высокую удельную техногенную нагрузку.

5. Седиментационный каскад в городской среде представляет собой динамичную систему, в которой образование, перенос и накопление твердого материала происходят значительно быстрее и интенсивнее, чем в природных условиях. Ограниченные ресурсы на содержание территорий усиливают процессы образования и накопления пылегрязевых отложений, особенно в жилых зонах малых и средних городов.

6. Оценки образования и накопления пылегрязевых отложений в городских условиях позволят выявить особенности функционирования седиментационного каскада на каждом этапе и разработать эффективные меры для снижения интенсивности осадкообразования.

Глава 2. Материалы и методы

2.1. Описание региона исследования

2.1.1. Свердловская область

Свердловская область расположена на восточном склоне Среднего и Северного Урала, а также в Западной Сибири. Основная часть территории лежит в бассейне рек Тобол и Чусовой. Административный центр – Екатеринбург. Климат умеренно континентальный, с холодной, продолжительной зимой и теплым летом. Средняя температура января: -16... -20 °С, июля: +16...+19 °С⁷. Снежный покров держится 150–180 дней⁸. На востоке – платформенный фундамент Западно-Сибирской плиты, на западе – складчатые структуры Урала.

Свердловская область – один из старейших горнодобывающих регионов России и один из крупнейших по объему разведанных и прогнозируемых запасов полезных ископаемых. Это обусловило активное развитие черной и цветной металлургии, строительства, химической промышленности и добычи полезных ископаемых в регионе⁹. В Свердловской области существует множество районов старого промышленного освоения, где с XVIII в. активно развивалась металлургия, добыча полезных ископаемых и машиностроение. Уральские заводские города изначально возникали как рабочие поселки при доменных и металлургических заводах, а впоследствии приобрели статус самостоятельных муниципальных образований. Такой тип урбанизации формировал специфический техногенный ландшафт, где промышленное производство стало определяющим фактором экологического состояния среды, а функционирование предприятий было первоочередной задачей для развития региона (Техногенез и экология, 1999).

В диссертационной работе исследуются жилые зоны четырех малых и средних по численности населения городов Свердловской области: Алапаевск, Верхняя Пышма, Качканар и Серов. Выбранные города отличаются по типу градообразующей промышленности и уровню антропогенной нагрузки на среду. Расположение исследуемых городов представлено на рис. 2.1.

Данные о количестве жидких и твердых атмосферных осадков исследуемых городов взяты с ресурса WeatherSpark.com¹⁰ (Cedar Lake Ventures, Inc.), использующего данные атмосферного реанализа MERRA-2 (Modern-Era Retrospective analysis for Research and

⁷ URL: <https://midural.ru/100034/100083/100294/>

⁸ URL: http://svgimet.ru/?page_id=1707

⁹ URL: <https://mprso.midural.ru/Gosudarstvennyy-doklad-2024.pdf>

¹⁰ URL: <https://weatherspark.com/>

Applications, Version 2), разработанного отделением глобального моделирования и ассимиляции NASA. Этот реанализ объединяет различные измерения на обширной территории в современной глобальной метеорологической модели для восстановления почасовой истории погоды во всем мире на 50-километровой сетке. Такой выбор источника обусловлен отсутствием свободного доступа к метеорологическим данным станций Росгидромета.



Рисунок 2.1 – Расположение исследуемых городов

2.1.2. Алапаевск

Алапаевск расположен в западной части Свердловской области, примерно в 150 км северо-восточнее Екатеринбурга. Алапаевск – один из старейших городов Свердловской области, основан в 1639 г. По данным на 2023 г., в Алапаевске проживают почти 36 000 человек. Алапаевск находится на восточном склоне Среднего Урала, на стыке двух географических зон: Зауральской равнины и Западно-Сибирской низменности и на берегах реки Нейвы. Рельеф города в основном равнинный. Массив сложен преимущественно ультраосновными магматическими породами (гарцбургитами и апогарцбургитовыми серпентинитами; дуниты и аподунитовые серпентиниты играют подчиненную роль) (Чашухин, Вотяков, 2012). Алапаевск расположен в зоне умеренно континентального климата, средняя температура января – -16°C , июля – $+19^{\circ}\text{C}$. Среднегодовое количество жидких осадков – 326 мм, а снежных – 778 мм.

Алапаевск относится к старейшим индустриальным центрам Урала. Исторически город сформировался вокруг металлургического производства (железоделательное производство, металлургические и машиностроительные предприятия) с заводом, основанным в XVIII в. (один из первых на Урале). Город развивался как классический уральский металлургический центр. За свою историю завод претерпел ряд преобразований. В XX в. город развивался как центр машиностроения и деревообрабатывающей промышленности. К концу XX в. вследствие износа основных фондов и сокращения минеральной базы завод значительно снизил производство. С начала XXI в. металлургическое производство фактически прекращено. В настоящее время в Алапаевске действуют предприятия деревообработки, пищевого производства и производства бурового оборудования. Алапаевск в настоящем исследовании выступает в качестве условно незагрязненного города, где нет современного поступления загрязнения от крупных промышленных предприятий. Однако в Алапаевске присутствуют остальные типичные для городов источники загрязнения, например, автотранспорт.

2.1.3. Верхняя Пышма

Верхняя Пышма расположена в пригородной зоне Екатеринбурга (15 км к северу), на западных склонах Среднего Урала, входит в агломерацию Екатеринбурга и снабжается значительной транспортной инфраструктурой. Верхняя Пышма основана в 1854 году. По данным на 2023 г., в Верхней Пышме проживают около 74 000 человек. Расположен город на Среднем Урале, на восточном склоне Уральских гор, в верховьях реки Пышмы. Рельеф города преимущественно холмистый. Согласно геологической карте региона¹¹, подстилающие породы в основном представлены пироксенитами, габбро и габбродиоритами, местами серпентинитами и тальк-карбонатными породами. Климат города умеренно континентальный, средняя температура января – -13 °С, июля – +19 °С. Среднегодовое количество жидких осадков – 318 мм, снежных – 750 мм.

Верхняя Пышма – промышленный центр, в котором расположены крупные производства. Основное градообразующее предприятие – АО «Уралэлектромедь», на котором осуществляется весь производственный цикл: от переработки черной меди и лома до выпуска продуктов из меди. Город исторически и современно связан с металлургией и машиностроением. В Верхней Пышме с 1854 г. велась добыча и обработка медной руды. До начала XX в. по тем или иным причинам возникали остановки производства, но с 1929 г. после открытия Уральского комбината по электролитическому рафинированию

¹¹ Геологическая карта: О-41-XXV (Екатеринбург). Государственная геологическая карта Российской Федерации. Издание второе. Среднеуральская серия. Карта донегеновых образований, масштаб: 1:200000, серия: Среднеуральская, составлена: ФГБУ «ВСЕГЕИ», 2017 г., редактор(ы): Стефановский В.В.

и обработке меди, производство не останавливалось. Также в городе расположено предприятие АО «Уралредмет» – крупнейший в мире производитель лигатур для титановых сплавов на основе тугоплавких металлов (ванадия, ниобия, молибдена, циркония). Основные отрасли промышленности города – цветная металлургия, машиностроение и металлообработка. Промышленные предприятия обеспечивают стабильность городского округа в социально-экономическом развитии. В городе развиваются инфраструктурные и социальные сферы, что частично смягчает локальную нагрузку, но не устраняет промышленные источники выбросов.

2.1.4. Качканар

Качканар расположен на северо-западе Свердловской области, у подножия одноименной горы, в 200 км от Нижнего Тагила. Качканар основан в 1968 г. По данным на 2023 г. в городе проживают почти 37 000 человек. Качканар расположен на восточном склоне Среднего Урала, в водоразделе рек Иса и Вия (притоки реки Туры). Рельеф горный, с большими перепадами высот. Согласно геологической карте региона¹², подстилающие породы в основном представлены пироксенитами и габбро уралитовым, местами роговообманковым и оливинным. Климат континентальный, средняя температура января составляет -15 °С, июля – +17 °С. Среднегодовое количество жидких осадков – 368 мм, снежных – 913 мм.

Качканар – один из наиболее молодых индустриальных городов Свердловской области, основан в середине XX в. в связи с разработкой месторождения. Градообразующее предприятие – Качканарский горно-обогатительный комбинат (ЕВРАЗ КГОК), занимающийся добычей и обогащением железо рудного сырья (разработка Качканарского ванадий-титан-магнетитового месторождения). Комбинат действует с середины XX в., остается ключевым предприятием региона, одним из крупнейших в России по добыче железной руды и единственным в мире, производящим концентрат Fe-V, агломерат и окатыши для доменного плавнения. Руда добывается буровзрывным способом. Экономика города полностью ориентирована на добычу и переработку руды. Основным экологическим фактором загрязнения среды стало формирование обширных карьеров, отвалов вскрышных пород и хвостохранилищ, источающих пылевое загрязнение. Город характеризуется постоянным переносом пылевых и металлсодержащих частиц в воздушной среде.

¹² Геологическая карта и карта полезных ископаемых дочетвертичных образований: О-40-ХП (Качканар). Государственная геологическая карта Российской Федерации. Издание второе. Среднеуральская серия, масштаб: 1:200000, составлена: Уральская геологическая опытно-методическая экспедиция, 2001 г., редактор: В. В. Шалагинов

2.1.5. Серов

Город **Серов** расположен в северной части Свердловской области на реке Какве (приток реки Тавды). Серов основан в 1893 г. По данным на 2023 г. в городе проживают почти 93 000 человек. Серов расположен на границе Среднего и Северного Урала, на восточном склоне Уральских гор, в западной части Западно-Сибирской равнины. Рельеф города преимущественно равнинный, с крупными возвышенностями на севере города. Согласно геологической карте региона¹³, подстилающие породы в основном представлены серпентинитами (в т.ч. аподунитовыми). Климат резко континентальный, средняя температура января – -16 °С, июля – +18 °С. Среднегодовое количество жидких осадков – 365 мм, снежных – 955 мм.

Серов исторически развивался как крупный центр черной металлургии. Градообразующее предприятие – Надеждинский металлургический завод, основанный в конце XIX–начале XX в. Основной профиль предприятия – черная металлургия, электросталеплавильное производство и прокат. Надеждинский металлургический завод – металлургическое предприятие полного цикла. Второе крупное предприятие города – Серовский завод ферросплавов – крупнейший производитель феррохрома в восточной России. На территории этого завода накоплено более 4 млн тонн шлака – источника загрязнения ТММ при ветровом переносе материала.

Длительная экспозиция загрязнения и текущее поступление загрязнения в Верхней Пышме, Качканаре и Серове позволяют оценить актуальное эколого-геохимическое состояние городской среды и определить основные источники загрязнения.

Таким образом, все четыре города представляют разные исторические этапы индустриализации Урала: от дореволюционной металлургии (Алапаевск) до советских гигантов по добыче и переработке руды (Качканар, Серов) и современного центра цветной металлургии (Верхняя Пышма). Несмотря на различия в промышленной специализации, для них общим остается наличие похожей планировочной структуры, накопленного загрязнения и отсутствие достаточной изученности среды, что делает их показательными объектами для оценки состояния городской среды с позиций эколого-геохимических индикаторов современных пылегазовых отложений и объектов, участвующих в их формировании.

¹³ Геологическая карта: О-41-І. Геологическая карта Урала. Масштаб: 1:200000, составлена: Главное управление геодезии и картографии Министерства геологии СССР, 1966 г., редактор: И. Д. Соболев

2.2. Полевой этап исследования

Полевой этап исследований проводили в холодный (март 2024 г.) и теплый (июнь 2024 г.) сезоны года в селитебных зонах исследуемых городов. В рамках полевого этапа была построена сеть пробных площадок, проводилось ландшафтное обследование выбранных площадок, были отобраны пробы пылегрязевых отложений, СГП и снежного покрова.

2.2.1. Элементарная ячейка ландшафта жилой зоны города

Исследуемые города имеют схожую структуру организации жилой зоны (рис. 2.2). Жилая зона разделяется на два типа застройки: жилые многоэтажные многоквартирные дома (МКД) и зона частного сектора, малоэтажного индивидуального жилого строительства (ИЖС). Зоны МКД и ИЖС состоят из кварталов. Внутриквартальная зона включает жилые дома, постройки, функциональные участки (проезд, тротуар, зеленая зона, парковка, игровая площадка и др.); территория снаружи квартала – функциональные участки, прилегающие к улично-дорожной сети (УДС).

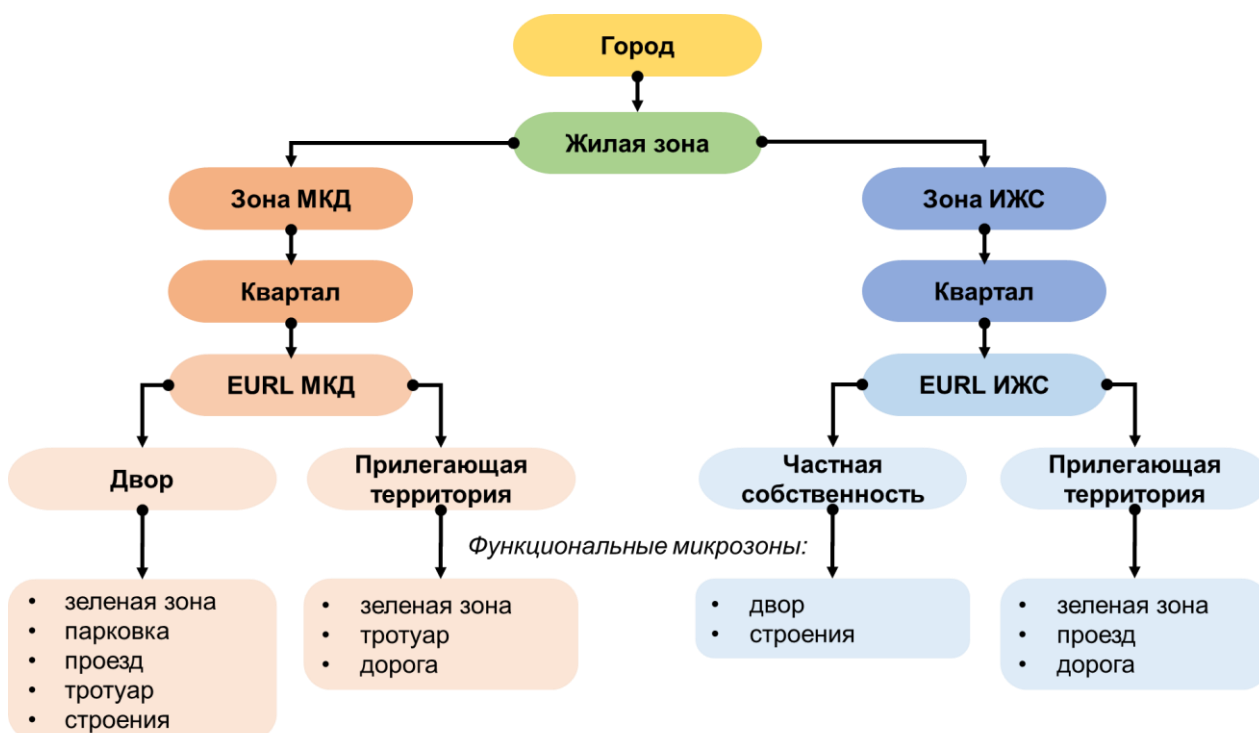


Рисунок 2.2 – Структурная организация жилой территории малых и средних по численности городов

На основе ранее предложенного подхода на селитебной территории для зон МКД и ИЖС выделены элементарные жилые ландшафты (*EURL*, от англ. Elementary Urban Residential Landscape) (Yarmoshenko et al., 2020; Seleznev et al., 2024). *EURL* – часть квартала, микрокомплекс, включающий внутриворовую территорию и территорию

снаружи квартала, состоящий из функциональных участков, представляющий типичный элементарный ландшафт жилого квартала; из *EURL* формируется жилая территория (рис. 2.2) – город – жилая зона – квартал – *EURL*. В пределах *EURL* происходит замыкание полного цикла седиментационного каскада: от привноса вещества, разрушения поверхностей и образования твердого седиментационного материала до его перераспределения по площади и выноса за его пределы.

Элементарная ячейка ландшафта жилой зоны МКД

В зоне МКД *EURL* – это часть жилого квартала с прилегающей к УДС территорией (рис. 2.3). На внутривортовой территории *EURL* имеет семь типов функциональных микрзон: проезд, организованную парковку, неорганизованную (несанкционированную) парковку, тротуар, зеленую зону, детскую площадку и нарушенные участки покрытий. Прилегающая часть улично-дорожной сети представлена дорогой, тротуарами и зеленой зоной. Такое устройство *EURL* МКД характерно для крупных, малых и средних по численности населения российских городов (Yarmoshenko et al., 2020; Seleznev et al., 2024).

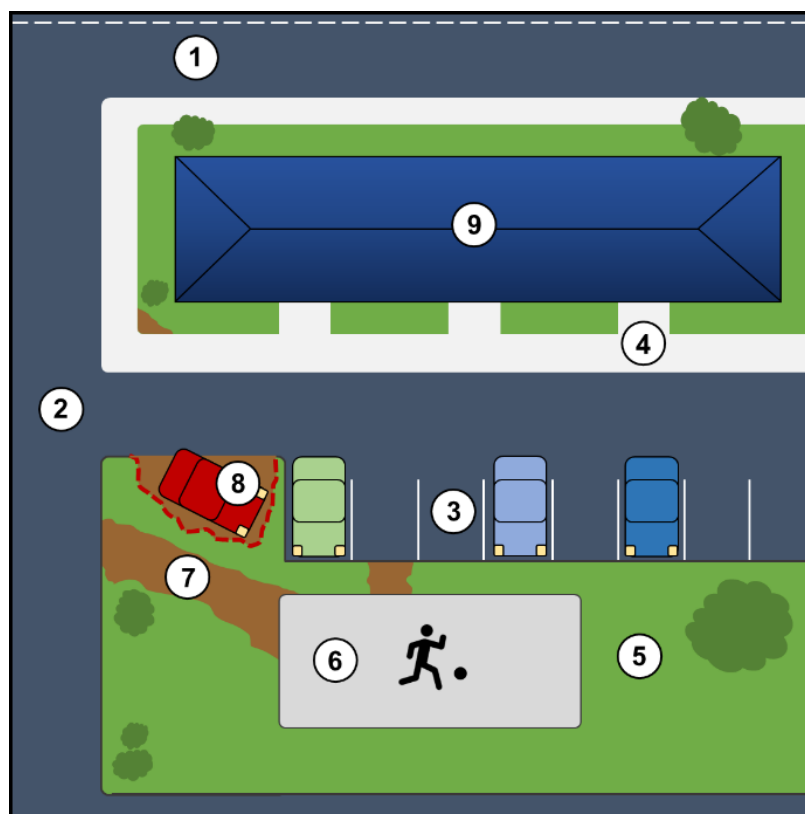


Рисунок 2.3 – Схема *EURL* в зоне МКД с функциональными микрзонами: 1 – дорога; 2 – проезд; 3 – организованная парковка; 4 – тротуар; 5 – зеленая зона; 6 – детская площадка; 7 – нарушенные участки; 8 – несанкционированная парковка; 9 – строения

Элементарная ячейка ландшафта зоны ИЖС

В зоне ИЖС *EURL* (рис. 2.4) – это типичный участок квартала малоэтажной частной застройки, состоит из трех основных зон: часть УДС (дорога и обочины), фасадная часть, прилегающая к УДС (зеленая зона, канавы, проезды), и участок внутри двора. Дорога в кварталах ИЖС малых и средних по численности населения городов зачастую не имеет твердого покрытия и представляет собой отсыпанное гравием или щебнем покрытие (Seleznev et al., 2024). На территории зеленой зоны с фасадной части для отвода дождевых и талых вод может располагаться земляная канава без обустроенных твердых стенок. Проезды от дороги к внутридворовым участкам и зеленая зона обычно обслуживают домовладельцы. Зеленая зона покрыта растительностью различных видов. Проезды могут не иметь твердого покрытия, а часть зеленой зоны может быть занята под парковку автотранспорта. На внутридворовую территорию, как правило, нет доступа, поэтому эта часть *EURL* в зоне ИЖС не исследуется.

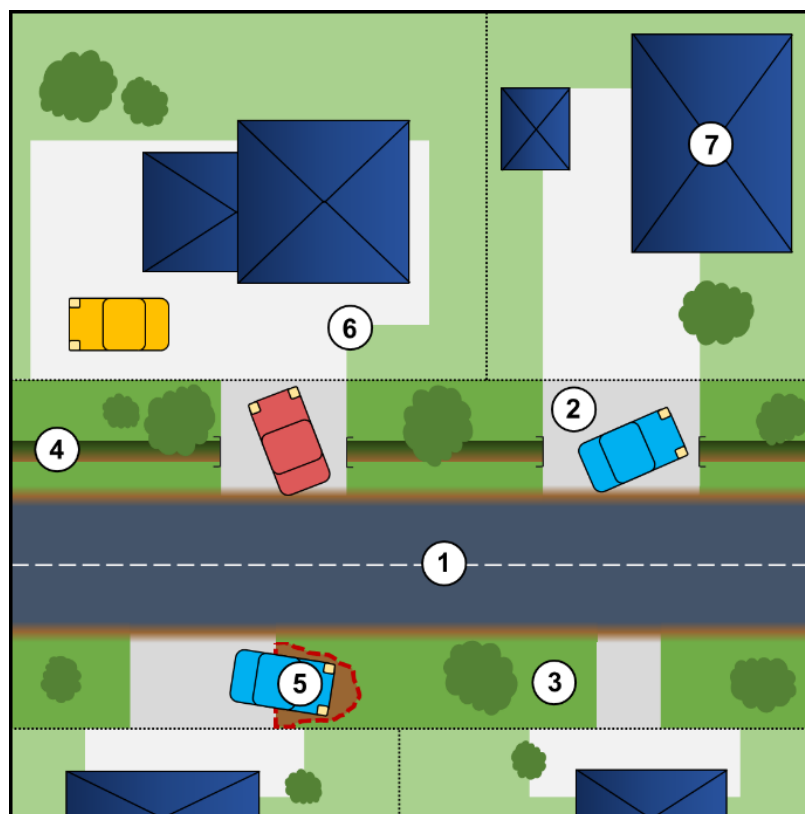


Рисунок 2.4 – Схема *EURL* ИЖС с функциональными микронеонами: 1 – дорога; 2 – проезд; 3 – зеленая зона; 4 – канава; 5 – несанкционированная парковка; 6 – внутренний частный двор; 7 – частные строения

2.2.2. Построение сети пробных площадок

На территории каждого города была построена сеть из 40 пробных площадок на основе ранее предложенных подходов к проведению эколого-геохимических исследований

на основе опробования отложений (Seleznev et al., 2014; Seleznev et al., 2020). Половина площадок располагалась в зоне МКД, а другая в зоне ИЖС. Все площадки расположены на отдалении друг от друга и представляют разные районы города с разными периодами застройки. На рис. 2.5 представлены картосхемы с указанием пробных площадок для отбора пылегрязевых отложений, СГП и снежного покрова в теплый и холодный периоды соответственно. Пробы СГП и снежного покрова отбирались на 10 площадках из 40, из которых 5 относились к МКД и 5 к зоне ИЖС. Пробы пылегрязевых отложений были отобраны на всех 40 площадках. Пробная площадка представляла собой *EURL* МКД или ИЖС (Seleznev et al., 2014; Seleznev et al., 2020).

Сеть пробоотбора была нерегулярная, плотность пробных площадок в жилой зоне в холодный и теплый периоды соответственно составляла:

- Алапаевск – 1 и 4 пробы на км²;
- Качканар – 2 и 5 пробы на км²;
- Серов – 1 и 3 пробы на км²;
- Верхняя Пышма – 1 и 4 пробы на км².

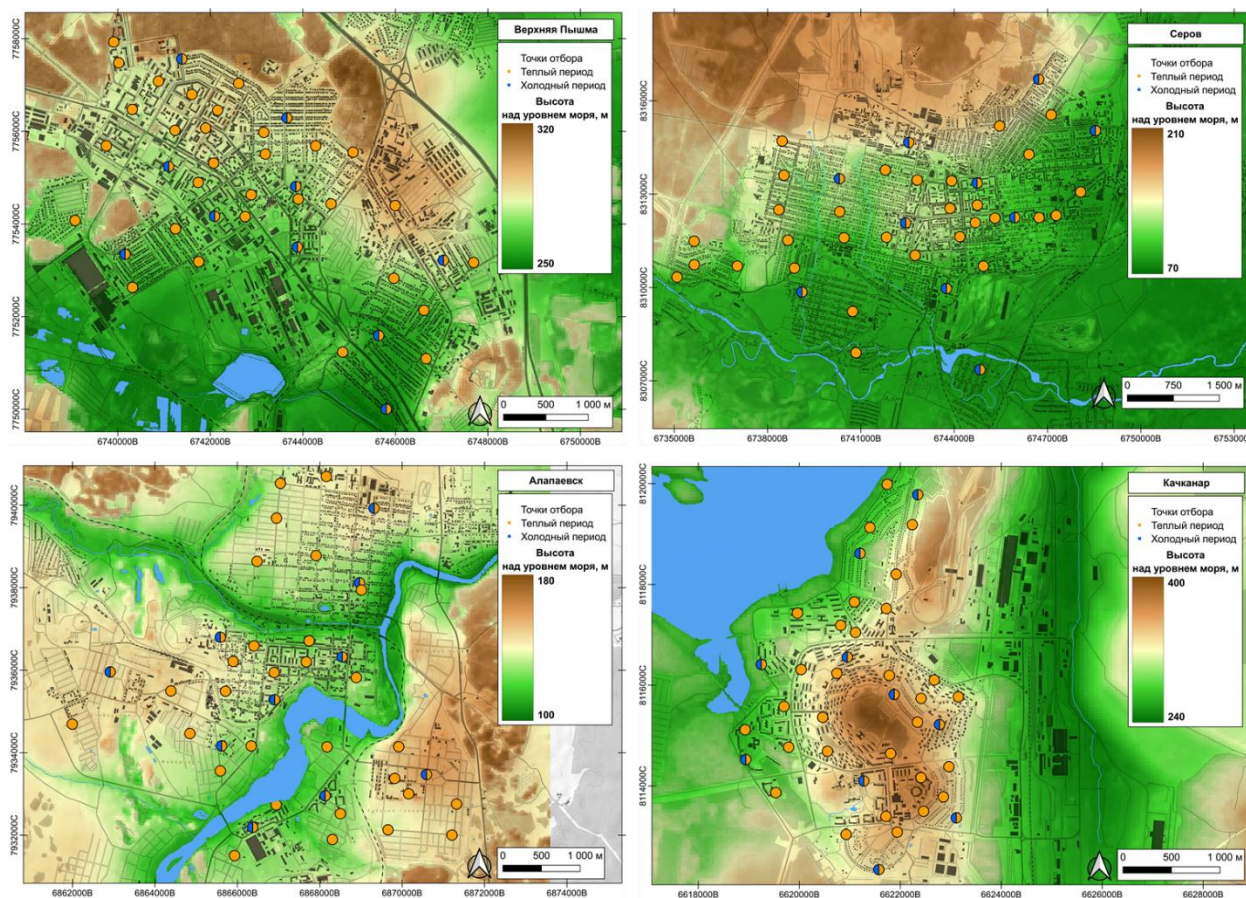


Рисунок 2.5 – Карты расположения пробных площадок в теплый и холодный периоды в жилой зоне исследованных городов

Плотность сети пробоотбора снега и СГП в данном исследовании сопоставима с другими подобными работами (Engelhard et al., 2007; Moskovchenko et al., 2021; Vlasov et al., 2022; Vijayan et al., 2024), а для снежного покрова соответствует РД 52.04.186-89¹⁴. Несмотря на нерегулярность, сеть пробоотбора охватывает всю жилую территорию города. Промышленные, транспортные, рекреационные и торговые зоны в исследование не включались. Визуальная концентрация точек отбора проб в Качканаре (рис. 2.5) объясняется небольшим размером города.

2.2.3. Отбор проб

Отбор пылегрязевых отложений

Согласно ранее предложенной методике отбиралась сборная проба пылегрязевых отложений в 3–5 локализациях (Seleznev et al., 2020): вдоль дорог, в дренажных канавах, в локальных понижениях микрорельефа кварталов МКД и ИЖС. Для отбора проб пылегрязевых отложений использовали совок и щетку. Материал пробы собирали в полиэтиленовые мешки. Масса каждой пробы составляла 1–1,5 кг. На рис. 2.6 представлены примеры распространения пылегрязевых отложений в жилых кварталах.



Рисунок 2.6 – Примеры распространения пылегрязевых отложений в городской среде в обследованных городах

Отбор СГП

Пробу СГП отбирали по 3–5 локализациям по методике, предложенной ранее (Seleznev et al., 2019): на проездах, тротуарах, парковках и из куч, в которых складировали

¹⁴ URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200036406>

счищенный снег с территории квартала. Рыхлый материал СГП отбирали лопатой, заледеневший отбивали молотком. Материал пробы отбирали в полиэтиленовые ведра с крышками. Объем каждой пробы составлял 5 л. Пробы СГП не подвергали разморозке во время транспортировки и хранения. Хранили пробы СГП в промышленном холодильнике в лаборатории. На рис. 2.7 представлены примеры распространения СГП в городской среде.



Рисунок 2.7 – Примеры распространения СГП в городской среде в обследованных городах

Отбор проб снежного покрова

Для отбора проб снега выбирали места с ненарушенным снежным покровом. На площадках в кварталах МКД обычно такие места располагались на зеленых зонах или детских площадках, так как эти зоны не эксплуатируются в холодный период года. На площадках в районах ИЖС пробы отбирали с фасадной стороны квартала, на зеленой зоне, между частным участком и дорогой или тротуаром. Отбирали пробы снега на отдалении от автомобильной зоны, дистанция варьирует от 2 до 35 м (в среднем 10 м). Пробу ненарушенного снежного покрова отбирали пробоотборным устройством (№ патента: RU 80587 U1) и обрабатывали согласно методике, определенной Руководством по контролю загрязнения атмосферы РД 52.04.186-89. Пробоотборное устройство снега представляет собой пластиковую трубу диаметром 10 см с поршнем, позволяющим извлекать всю толщину снежного покрова при отборе. Материал пробы отбирали в такую же тару, как и СГП. Количество отобранных кернов определялось объемом тары – 5 л. При отборе нижнюю часть керна с частью поверхностного материала (земля, листья, мусор и др.) удаляли из пробы. Пробы снежного покрова не подвергали разморозке во время транспортировки. Пробы снежного покрова хранили в промышленном холодильнике

в лаборатории. На рис. 2.8 представлены примеры снежного покрова – объекта опробования в рамках настоящего исследования.



Рисунок 2.8 – Примеры снежного покрова – объекта опробования в обследованных городах

2.2.4. Ландшафтное обследование

Полевое ландшафтное обследование проводили в холодный и теплый сезоны на пробных площадках в кварталах МКД и ИЖС. В каждом городе в холодный сезон обследовали 10 площадок, а в теплый 40. Подход к ландшафтному исследованию был разработан ранее (Seleznev et al., 2018, 2020; Селезнев и др., 2023; Ярмошенко и др., 2024а) и адаптирован для исследования малых и средних по численности населения городов. Анкета с характеристиками площадки в холодный период представлена в табл. 2.1, в которой кроме предложенных вариантов предполагается возможность выбора дополнительно варианта, не учтенного при разработке анкеты.

Характеристики площадки в анкетах ландшафтного обследования в теплый период представлены в табл. 2.2. Фиксировали общие характеристики площадки и характеристики локального водосборного участка, с которого происходила мобилизация осадочного материала в локальные понижения микрорельефа. Техническое состояние инфраструктуры, доля нарушенных поверхностей и качество уборки территории оператор оценивал экспертно.

Таблица 2.1 – Характеристики площадки в холодный период ландшафтного обследования

Тип данных	Варианты
Характеристики участка	
Адрес, дата, время отбора проб	значение
Расположение площадки	а) МКД / б) ИЖС
Функциональные микрзоны, где отобраны пробы СГП	а) дорога / б) проезд в) зеленая зона / г) тротуар д) парковка / е) несанкционированная парковка ж) детская площадка
Тип покрытия микрзоны, где отобраны пробы СГП	а) асфальт / б) гравий в) грунт / г) газон
Состояние снежного покрова на проезде	а) убранный снег / б) укатанный снег в) наледь
Высота снежных навалов, м	значение
Транспортная нагрузка	а) магистраль (4 полосы) б) улица (2 полосы) в) внутриквартальный проезд г) внутривдворовой проезд д) тупик
Парковочная нагрузка	а) плотная парковка б) единичные автомобили в) нет парковки
Тип используемых антигололедных материалов	а) песок б) соль в) мелкофракционный щебень г) нет
Тип застройки	а) малоэтажный (ИЖС, 1–2 этажа) б) 2–3 этажа в) 4–6 этажей г) 7–9 этажей д) 10 и более этажей
Информация о пробе СГП	
Координаты	значение
Номер пробы	значение
Объем пробы, л	значение
Место отбора	а) с поверхности б) из снежной кучи
Структура пробы	а) лед б) рыхлый снег
Информация о пробе снежного покрова	
Координаты	значение
Номер пробы	значение
Количество отобранных кернов	значение
Глубина снежного покрова в месте отбора	несколько значений, в зависимости от количества отобранных кернов
Расстояние от зоны автотранспорта, м	значение

Таблица 2.2 – Характеристики площадки в теплый период ландшафтного обследования

Тип данных	Варианты
Характеристики участка	
Адрес, дата, время отбора проб	значение
Расположение площадки	а) МКД / б) ИЖС
Характеристики участка отбора пробы и его локального водосбора (заполняются для каждого отдельно)	
Функциональные микрзоны, где отобраны пробы СГП	а) дорога / б) проезд в) зеленая зона / г) тротуар д) парковка / е) несанкционированная парковка ж) детская площадка / з) канава
Тип покрытия микрзоны, где отобраны пробы СГП	а) асфальт / б) гравий г) грунт / д) газон
Техническое состояние инфраструктуры	а) хорошее б) удовлетворительное в) неудовлетворительное
Доля нарушенных поверхностей	а) 0–10 % б) 10–50 % в) более 50 %
Качество уборки территории	а) хорошее б) удовлетворительное в) неудовлетворительное
Общие характеристики	
Транспортная нагрузка	а) магистраль (4 полосы) б) улица (2 полосы) в) внутриквартальный проезд г) внутридворовой проезд д) тупик
Парковочная нагрузка	а) плотная парковка б) единичные автомобили в) нет парковки
Тип застройки	а) малоэтажный (ИЖС, 1–2 этажа) б) 2–3 этажа в) 4–6 этажей г) 7–9 этажей д) 10 и более этажей
Растительность	а) деревья б) кустарники в) нет
Информация о пробе пылегазовых отложений	
Координаты	значение
Номер пробы	значение
Тип отобранного материала	а) осадок с пониженных участков рельефа б) дорожная пыль в) осадок из придорожной канавы

2.3. Лабораторный этап исследования

2.3.1. Подготовка проб

Подготовка проб пылегрязевых отложений

Пробы пылегрязевых отложений подготавливали для определения физико-химических свойств согласно ГОСТ 17.4.4.02-2017¹⁵. Из проб извлекали крупные фрагменты, посторонние включения, мусор, корни и т. д. Материал проб высушивали до воздушно-сухого состояния в сушильном шкафу. Из пробы методом сухого просеивания отделяли размерную фракцию > 3 мм через сито с размером ячеек 3 мм, состоящую в основном из обломков породы (в дальнейшем анализе не участвовала). Далее материал фракции <3 мм измельчали пестиком с резиновым наконечником и перемешивали. Из него методом квартования отбирали две представительные навески:

- (1) для гранулометрического анализа массой 250–300 г,
- (2) для определения вещественного состава массой 150 г.

Навеску для определения вещественного состава просеивали через сито с размером ячеек 1 мм. Полученную размерную фракцию <1 мм истирали до 0,074 мм с помощью вибрационного истирателя ИВ-200. Получившийся материал размерной фракции 0,074 мм разделили на две равные части:

- (1) для химического анализа,
- (2) для минерального анализа.

Подготовка проб СГП и снега

Пробы СГП и снежного покрова готовили для определения физико-химических свойств согласно ГОСТ 31861-2012¹⁶. Пробы оттаивали при комнатной температуре в течение 24 ч. После оттаивания из емкостей удаляли крупные включения, хвою, листья и мусор. Растаявший снег и слитую жидкую фазу СГП в полном объеме фильтровали через заранее промытые дистиллированной водой и высушенные беззольные бумажные фильтры «синяя лента» с размером пор 2 мкм с использованием вакуумной фильтрационной системы на основе воронок Бюхнера и колб Бунзена. Из проб снега и СГП были получены две фазы: взвешенное вещество с частицами размером > 2 мкм и фильтрат (жидкая фаза) с частицами < 2 мкм. Фильтрат распределяли по емкостям:

- (1) объемом 1,5 л для определения катионно-анионного состава,
- (2) 50 мл для элементного анализа.

¹⁵ URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200158951>

¹⁶ URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200097520>

Твердое вещество СГП и снега > 2 мкм на фильтрах высушивали до воздушно-сухого состояния при комнатной температуре и отправляли на элементный анализ без измельчения. Твердую фазу СГП высушивали до воздушно-сухого состояния в сушильном шкафу, затем просеивали и стирали, как и пробы пылегрязевых отложений.

2.3.2. Гранулометрический анализ

Гранулометрический анализ выполнен методом сухого ситования. Навеску для гранулометрического анализа размерной фракции < 3 мм просеивали через сита с размером ячеек 0,1 и 1 мм, в результате чего получили размерные фракции < 0,1 мм, 0,1–1 мм и 1–3 мм. Массу навесок определяли на аналитических весах. Массовую долю гранулометрической фракции в навеске рассчитывали для анализа каждой пробы.

2.3.3. Химический анализ

Химический анализ проб выполнен в химико-аналитическом центре Института промышленной экологии УрО РАН. Содержание химических элементов в жидкой фазе проб СГП и снежного покрова определяли методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS) на масс-спектрометре ELAN 9000 (Perkin Elmer, США), в соответствии с аттестованной методикой НСАМ 480-Х. Пределы обнаружения в жидкой фазе снежного покрова и СГП составляют: Al, Ti, V, Ni, Cu, Zn, Sc, Cr, As, Sr – < 2 мкг/л; Mn, Mo, Sn, Pb, Li, Ba – < 0,2 мкг/л; Co, Cd, Sb – < 0,1 мкг/л; Bi, Th, U – > 0,05 мкг/л. Для жидкой фазы дополнительно измеряли следующие параметры: уровень кислотности (рН) – с использованием портативного рН-метра Milwaukee PH600, окислительно-восстановительный потенциал (Eh) – с помощью портативного ОВП-метра ORP-200. Методы измерения соответствовали инструкциям к приборам. Содержание Na⁺ и K⁺ определяли при помощи пламенной фотометрии¹⁷, содержание Cl⁻ – методом титрования⁵, CO₃⁻ и HCO₃⁻ – потенциометрического титрования¹⁸, SO₄²⁻ – фотометрии⁵. Содержание Ca²⁺, Mg²⁺ и металлов определяли методом ICP-MS на масс-спектрометре ELAN 9000 (Perkin Elmer, США) согласно методике ЦВ 3.18.05-2005¹⁹.

¹⁷ РД 52.04.186-89. Руководство по контролю загрязнения атмосферы: дата введения 1991-07-01.

¹⁸ ГОСТ 31957-2012. Вода. Методы определения щелочности и массовой концентрации карбонатов и гидрокарбонатов, метод А

¹⁹ ЦВ 3.18.05-2005. Качество воды. Методика выполнения измерений элементного состава питьевых, природных, сточных вод и атмосферных осадков методом масс-спектрометрии с ионизацией в индуктивно связанной плазме.

Элементный анализ твердого вещества проб пылегрязевых отложений, СГП и снежного покрова проводили методом ICP-MS по «Методике выполнения измерений массовой доли элементов в твердых объектах» ПНД Ф 16.1:2.3:3.11-98 на масс-спектрометре ELAN 9000. Для анализа пылегрязевых отложений использовали измельченные навески размерной фракции 0,074 мм (общее содержание в пробе). Для анализа СГП использовали измельченные навески гранулометрических фракций > 0,1 мм, 0,1–1 мм и взвешенное вещество (> 0,002 мм). Для анализа снежного покрова использовали взвешенное вещество (> 0,002 мм). Пределы обнаружения для твердой фазы: Al, Ti, Fe, Zn, Ba, Mg – > 5 мкг/л; V, Mn, Co, Ni, Cu, Mo, Sn, Sb, Pb, Bi, W, Li, Mo, Sc, Sr, Cr – > 0,1 мкг/л; Cd, Th, U – > 0,05 мкг/л.

2.3.4. Минеральный анализ

Минеральный состав навесок размерной фракции 0,074 мм твердого вещества проб пылегрязевых отложений и фракций СГП определяли методами рентгенофазового и термического анализов в Центре коллективного пользования «Геоаналитик» в Институте геологии и геохимии им. академика А. Н. Заварицкого УрО РАН. Термический анализ проведен на дериватографе Diamond TG/DTA. Рентгенофазовый анализ – на рентгеновском дифрактометре XRD-7000 с количественным определением минеральных фаз с помощью программного обеспечения Siroquant.

2.4. Аналитический этап исследования

Полученные данные ландшафтного обследования, гранулометрического, химического и минерального анализов оформляли в виде базы данных, представляющей таблицу, у которой: строки – пробы и их гранулометрические фракции; столбцы – показатели вещественного состава (концентрации элементов, минералов, твердого вещества и т.д.) и показатели ландшафтных характеристик площадок (в соответствие с анкетными данными).

2.4.1. Алгоритм анализа данных

Анализ данных вещественного состава отобранных компонентов окружающей среды проводили по следующему алгоритму:

1. Анализ данных вещественного состава объектов опробования:

– базовый статистический анализ распределения концентраций элементов и содержания минералов и гранулометрического состава в объектах опробования (оценка среднего арифметического, среднего геометрического, медианы, минимального и максимального значений, стандартного отклонения и коэффициента вариации);

- построение диаграмм рассеяния и корреляционной матрицы концентраций в парах «элемент-минерал»;

- кластерный анализ элементного состава объектов опробования;

- расчет интенсивности выпадений металлов и металлоидов на основе данных о вещественном составе снежного покрова;

- выявление взаимосвязей вещественного состава объектов опробования на основе расчета отношений концентраций элементов в твердом веществе СГП и снежного покрова к концентрациям в пылегрязевых отложениях, сопоставление результатов с остальными показателями объектов (характеристики площадки отбора, содержание твердого вещества в снеговых пробах и т. д.).

2. Оценка степени загрязнения городской среды:

- восстановление начальных геохимических условий для содержания элементов в пылегрязевых отложениях;

- расчет индексов K_c , Z_c , NPI и $INPI$ для оценки степени загрязнения городской среды относительно начальных геохимических условий, кларковых концентраций в верхней континентальной коре и средних концентраций элементов в городских почвах, определение количества загрязненных проб;

- расчет пылевой нагрузки в городах;

- построение карт пространственного распределения показателей загрязнения (значения индексов, интенсивности выпадений и т. д.).

3. Оценка образования и накопления пылегрязевых отложений, выявление связи между полученными оценками и показателями вещественного состава, ландшафтными характеристиками:

- определение характеристик $EURL$ МКД и ИЖС, формирование модельных площадок на их основе;

- оценка интенсивности образования пылегрязевых отложений с помощью модели, оценка вклада в суммарное осадкообразование учтенных факторов (нарушенные участки покрытий, функциональные микрзоны, сезонность и т. д.);

- оценка площади жилой зоны города;

- оценка запасов пылегрязевых отложений в жилой зоне.

2.4.2. Статистическая обработка данных

Для элементного состава проб пылегрязевых отложений, СГП и снежного покрова выполняли базовый статистический анализ выборки: среднее арифметическое, среднее геометрическое, медиана, минимальное значение, максимальное значение, стандартное отклонение и коэффициент вариации.

Для определения объекта-накопителя какого-либо элемента рассчитывали отношения концентраций элементов в твердом веществе СГП и снежного покрова к концентрациям в пылегрязевых отложениях.

Для выявления закономерностей совместного распределения химических элементов в образцах пылегрязевых отложений, СГП и снежного покрова был проведен иерархический кластерный анализ. В качестве степени сходства применялось корреляционное расстояние, определяемое выражением $1-r$, где r – коэффициент корреляции Пирсона (Pearson, 1896). Данный показатель отражает степень взаимной связности элементов и позволяет группировать их в ассоциации, обусловленные общностью источников поступления либо схожими механизмами миграции в городской среде. В кластерном анализе использовали методику Complete linkage, при которой расстояние между двумя кластерами определяется как максимальное расстояние между любыми двумя элементами этих кластеров. Такой подход позволяет формировать группы с компактным распределением, где каждый элемент кластера близок ко всем остальным. Такой метод менее чувствителен к выбросам, чем Single linkage, соединяющий ближайшие точки, что может приводить к выделению цепочкообразных кластеров и объединению разнотипных ассоциаций. Сила корреляции определена по значению коэффициента корреляции r , по шкале Чеддока: 0–0,3 – очень слабая; 0,3–0,5 – слабая; 0,5–0,7 – средняя, 0,7–0,9 высокая; 0,9–1 – очень высокая.

Для построения карт пространственного распределения индексов загрязнения и концентраций элементов в пробах исследованных городов были использованы инструменты программного обеспечения QGIS и Surfer (методом кригинга). Для получения данных о рельефе территорий исследуемых городов использовали цифровую модель поверхности Copernicus GLO-30, отображающую земную поверхность с учетом зданий, инфраструктуры и растительности. Доступ к этим данным получен через платформу OpenTopography²⁰.

²⁰ URL: <https://portal.opentopography.org/raster?jobId=rt1775104280175>.

2.4.3. Восстановление начальных геохимических условий

Для восстановления начальных геохимических условий элементов в пылегрязевых отложениях применен подход, основанный на восстановлении начальной линейной связи между загрязняющим и типоморфным элементами (Seleznev et al., 2018). Под типоморфным элементом подразумеваются нетоксичные и слаботоксичные элементы с высокими кларками, например Fe, Al, Mg и др. (Касимов, 2013).

В момент формирования ландшафта загрязняющий и типоморфный элементы коррелируют линейно:

$$y = a * x + b, \quad (2.1)$$

где x – концентрация консервативного элемента, y – концентрация загрязняющего элемента.

Наличие загрязнения городской среды нарушает эту линейную связь из-за увеличения содержания загрязняющего элемента. Метод восстановления начальных геохимических условий предполагает восстановление исходной корреляции путем взвешенного линейного моделирования.

Пошаговое описание методики восстановления начальных геохимических условий:

1. Упорядочены пары данных (x, y) по возрастанию типоморфного элемента. В качестве типоморфного элемента (y) был выбран Al, имеющий наименьшую вариабельность концентраций в исследованных городах среди типоморфных элементов.

2. Парам металлов (x_i, y_i) присвоены значения i -индекса соответственно (i -индекс варьируется от 1 до размера выборки n).

3. Для каждого y_i определен локальный минимум $\min(y)_i$ в окне из 10 ближайших точек (± 4 от текущей), чтобы избежать влияния выбросов.

4. Рассчитан вес W_i для каждой пары по формуле:

$$W_i = \frac{1}{(y_i - 0,95 \cdot \min(y)_i)^\delta}, \quad (2.2)$$

где y_i – концентрация i пробы загрязняющего элемента, $\min(y)_i$ – минимальная концентрация i пробы загрязняющего элемента (± 4 от расчетной), δ – показатель степени, характеризующий степень загрязнения (выбирается из диапазона 0–2).

Чем выше δ , тем меньше влияние загрязненных проб. Например, при $\delta=0$ все пробы равны и загрязнения нет, а при $\delta=1-2$ усиливается вклад менее загрязненных проб. Оптимальное значение δ для городов с интенсивным трафиком от 2/3 до 3/4 (Seleznev et al., 2018).

Для иллюстрации метода смоделировано три сценария формирования геохимической обстановки в городской среде (Seleznev et al., 2018): (1) отсутствие загрязнения наблюдается при высокой линейной корреляции типоморфного

и загрязняющего элементов, (2) низкий уровень загрязнения при искаженной связи, когда некоторые пробы смещаются вверх по оси y и признаются загрязненными, (3) сильное загрязнение характеризуется потерей корреляции и логнормальным распределением загрязняющего элемента.

При восстановлении начальных геохимических условий, для проверки того, что высокое содержание элемента не зависит от присутствия какого-либо минерала, был проведен корреляционный анализ в парах «элемент-минерал», не описанный в оригинальной методике Seleznev et al. (2018). Построенная корреляционная матрица позволит выявить значимые корреляции между элементами и минералами для более корректной оценки фонового значения. При обнаружении в паре «элемент-минерал» сильной зависимости метод восстановления начальных геохимических условий отличался от стандартной процедуры, описанной в работе (Seleznev et al., 2018), – дополнительно выполняли расчет для пары «элемент-минерал», т. е. значения y в паре данных (x, y) заменяли на концентрации минерала. При наличии существенной разницы между оценками по типоморфному элементу и минералу принималось значение, полученное по минералу.

2.4.4. Индексы загрязнения

Для оценки степени загрязнения пылегрязевых отложений были рассчитаны стандартные геохимические индексы: коэффициент концентрации (K_c), суммарный показатель загрязнения (Z_c), интегральный индекс загрязнения Немерова (NPI) и его усовершенствованная версия ($INPI$).

В качестве фоновых концентраций для пылегрязевых отложений были использованы восстановленные начальные геохимические условия, кларковые концентрации элемента в верхней континентальной коре в соответствии с работой (Касимов, Власов, 2015) и средние концентрации элементов в городских почвах в соответствии с (Alekseenko, Alekseenko, 2014). Кларковые концентрации в верхней континентальной коре активно используют в качестве условного фона в исследованиях различных депонирующих сред, например в работах (Bezberdaya et al., 2024; Kasimov et al., 2024; Vlasov et al., 2025). Средние концентрации элементов в городских почвах выбраны как условный фон в качестве наиболее близкого к пылегрязевым отложениям объекта, т. к. отложения частично формируются из смытого твердого материала почв.

Для оценки степени трансформации геохимических условий под воздействием урбанизации, концентрации химических элементов в пылегрязевых отложениях были сопоставлены с содержанием элементов в почвах фонового участка. Выбранный фоновый участок расположен в п. Мариинск (Свердловская область), т. к. на этом участке ежегодно

проводятся наблюдения за содержанием различных загрязняющих веществ силами ФГБУ «Уральское УГМС». Данные мониторинга публикуются в открытом доступе в Ежегодниках «Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения». Для сравнения выбраны данные, представленные в Ежегоднике за 2024 год²¹. В качестве фоновых значений использованы концентрации элементов в слое природных почв глубиной от 0 до 5 см (табл. 2.3), отражающие естественные особенности накопления и рассеяния химических элементов²². Из анализируемых элементов фоновые концентрации измеряются для Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd и Pb.

Таблица 2.3 – Концентрации металлов (мг/кг) в почвах фонового участка в п. Мариинск, Свердловская область²²

Город	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
2024 г.	726	32 836	20	33	80	66	0,1	15
1989-2024 гг.	888	28 783	20	36	73	94	1	24

Для оценки степени загрязнения проб СГП в исследованных городах в качестве фоновой концентрации, в соответствии с подходом в работе (Селезнев и др., 2025), для каждой пробы СГП использовали концентрации элементов в снежном покрове на той же обследуемой площадке. Такой подход позволяет оценить дополнительный привнос загрязнения, не связанный с атмосферным поступлением.

Для оценки степени загрязнения снежного покрова в исследованных моногородах (Качканар, Серов, Верхняя Пышма) в качестве фоновых значений использованы значения атмосферных выпадений в Алапаевске. Расчет показателей загрязнения снежного покрова производили на основе значений атмосферных выпадений элементов.

Коэффициент концентрации K_c представляет собой отношение между измеренной концентрацией загрязняющего вещества и фоновым значением. K_c аналогичен одиночному индексу загрязнения (PI) в базовой трактовке (Tomlinson et al., 1980; Nakanson, 1980). K_c рассчитывается для каждого элемента i в пробе:

$$K_{ci} = \frac{C_i}{C_{bg}}, \quad (2.3)$$

где C_i – концентрация элемента i в пробе, мг/кг; C_{bg} – фоновая концентрация элемента для элемента i , мг/кг.

²¹ URL: https://www.rpatyphoon.ru/upload/medialibrary/ezhegodniki/tpp/tpp_2024.pdf

Классификация значений K_c принята по шкале PI (по Hakanson, 1980; Weissmannova, Pavlovsky, 2017):

- $K_c \leq 1$ – отсутствие загрязнения или низкое загрязнение,
- $1 < K_c \leq 3$ – умеренное загрязнение,
- $K_c \geq 3$ – сильное загрязнение.

Для расчета суммарного показателя загрязнения Z_c были учтены значения $K_c > 1$. Z_c рассчитан по формуле:

$$Z_c = \sum K_{c_i} - (n - 1), \quad (2.4)$$

где n – число элементов, участвующих в расчете.

Для оценки уровня загрязнения ТММ пылегрязевых отложений по Z_c использовали следующие градации (Методические рекомендации... 2006, табл. 2.2):

- < 16 низкий, неопасный;
- $16-32$ средний, умеренно опасный;
- $32-64$ высокий, опасный;
- $64-128$ очень высокий, очень опасный;
- > 128 максимальный, чрезвычайно опасный.

Для оценки загрязнения снеговых проб по Z_c использовали следующую шкалу (Геохимия... 1990):

- < 32 низкий, неопасный;
- $32-64$ средний, умеренно опасный;
- $64-128$ высокий, опасный;
- $128-256$ очень высокий, очень опасный;
- > 256 максимальный, чрезвычайно опасный.

Интегральный индекс загрязнения Немерова NPI основан на комбинации среднего значения K_c по совокупности элементов и максимального значения K_c для конкретной пробы (Cheng et al., 2007). Индекс NPI рассчитывали по следующей формуле:

$$NPI = \sqrt{\frac{(K_{c_{max}}^2 + K_{c_{avg}}^2)}{2}}, \quad (2.5)$$

где $K_{c_{max}}$ – максимальное значение K_c в пробе; $K_{c_{avg}}$ – среднее значение K_c в пробе.

С целью минимизации влияния экстремальных значений выбросов на расчет интегрального индекса загрязнения также применена усовершенствованная версия – $INPI$, в которой вместо максимального значения K_c использовали 90-й процентиль распределения значений K_c :

$$INPI = \sqrt{\frac{(K_{c90\%}^2 + K_{c\text{avg}}^2)}{2}}, \quad (2.6)$$

Интерпретация значений NPI и $INPI$ по (Cheng et al., 2007):

- $NPI / INPI \leq 0,7$ – отсутствие загрязнения;
- $0,7 < NPI / INPI \leq 1$ – предельно допустимый уровень;
- $1 < NPI / INPI \leq 2$ – слабое загрязнение;
- $2 < NPI / INPI \leq 3$ – умеренное загрязнение;
- $NPI / INPI > 3$ – сильное загрязнение.

2.4.5. Метод оценки количества атмосферных выпадений пыли и отдельных загрязняющих веществ

Для оценки пылевой нагрузки в городах была рассчитана общая масса твердых частиц в пробах снежного покрова с учетом размера пробоотборника и количества отобранных кернов. Для расчета пылевой нагрузки за период наблюдений использовали следующую формулу:

$$DL = \frac{m_{\text{в.в.}}}{N_{\text{керна}} \cdot S_{\text{отборника}}} \cdot 1000, \quad (2.6)$$

где DL – пылевая нагрузка, $\text{кг}/\text{км}^2$; $m_{\text{в.в.}}$ – масса взвешенных веществ в пробе снежного покрова, г; $N_{\text{керна}}$ – количество отобранных кернов, шт.; $S_{\text{отборника}}$ – площадь пробоотборника, м^2 . Суточное поступление пыли из атмосферы оценивалось исходя из продолжительности холодного периода в 150 сут.

Для оценки среднего уровня атмосферного загрязнения за период наблюдений рассчитана интенсивность аккумуляции загрязняющих веществ в снежном покрове в $\text{мг}/\text{м}^2$ в сут. Данный показатель отражает скорость накопления элементов в толще снежного покрова за время его нахождения в среде от момента накопления до полного таяния и позволяет судить о современном поступлении загрязняющих веществ из городской атмосферы. При расчете интенсивности аккумуляции учитывали:

- концентрации элементов в твердой фазе (> 2 мкм) и в фильтрате (< 2 мкм) пробы снежного покрова,
- объем талой воды в пробе (л),
- количество отобранных колонок пробы (шт.),

- площадь пробоотборника (m^2),
- продолжительность существования снежного покрова (150 сут.).

Интенсивность аккумуляции (атмосферные выпадения) элементов в снежном покрове рассчитывали по следующей формуле:

$$AI_E = \frac{C_{Me}^{т.ф.} \cdot V_{пробы}}{N_{керна} \cdot S_{отборника} \cdot N_{дней}} + \frac{C_{Me}^{\phi} \cdot V_{пробы}}{N_{керна} \cdot S_{отборника} \cdot N_{дней}}, \quad (2.7)$$

где AI_E – интенсивность аккумуляции элемента в снежном покрове, mg/m^2 в сутки; $C_{Me}^{т.ф.}$ и C_{Me}^{ϕ} – концентрация элемента в твердой фазе (> 2 мкм) и фильтрате (< 2 мкм) соответственно, mg/l ; $V_{пробы}$ – объем талой воды, л; $N_{керна}$ – количество отобранных кернов, шт.; $N_{дней}$ – продолжительность существования снежного покрова (150 сут.); $S_{отборника}$ – площадь пробоотборника, m^2 .

Для оценки степени загрязнения снежного покрова было проведено сравнение рассчитанных значений интенсивности аккумуляции металлов и металлоидов в исследованных моногородах (Качканар, Серов и Верхняя Пышма). Для этого был выполнен расчет K_c , где в качестве фонового значения использовали значения интенсивности аккумуляции элементов в снежном покрове жилых районов Алапаевска. Такой выбор обусловлен тем, что в Алапаевске отсутствуют промышленные предприятия, которые могли бы выступать источниками выбросов исследуемых загрязняющих веществ. Влияние других факторов загрязнения атмосферного воздуха, характерных для городской среды, таких как выбросы автотранспорта, пыление материалов и износ поверхностей, сопоставимо для всех рассматриваемых городов. Такой подход позволяет оценивать загрязнение, обусловленное преимущественно поступлением ТММ от промышленных объектов.

2.4.6. Метод оценки запасов пылегрязевых отложений в городской среде

Для оценки накопленных запасов пылегрязевых отложений применен подход, предложенный в работе (Seleznev et al., 2019). Метод основан на измерении содержания твердого вещества в СГП, его гранулометрическом составе и объеме талой воды в отобранных пробах снежного покрова. Эти данные экстраполируются на всю жилую площадь города.

Основа методики – определение массы пылевой фракции (< 0,1 мм) в СГП с помощью представленной формулы, определяющей базовую расчетную величину – массу пылевой фракции пылегрязевых отложений, осевших на единицу площади жилой территории города:

$$M_1 = m \cdot C_{df} \cdot V, \quad (2.8)$$

где M_1 – масса пылевой фракции (< 0,1 мм), кг/м²; m – концентрация твердого вещества в СГП, кг/л; C_{df} – доля пыли в твердой фазе СГП, %; V – объем талой воды, получаемой с 1 м² снежного покрова (л/м²).

Все последующие расчеты строили на результате вычисления M_1 . На основании соотношения фракций в пробах пылегрязевых отложений, определенных по гранулометрическому анализу, рассчитаны массы других фракций:

$$M_2 = k_1 \cdot M_1, \quad (2.9)$$

$$M_3 = k_2 \cdot M_1, \quad (2.10)$$

где M_2 и M_3 – масса фракций 0,1–1 мм и 1–3 мм соответственно; k_1 и k_2 – коэффициенты, соответствующие отношениям масс фракций 1–3 мм и 0,1–1 мм к фракции пыли (< 0,1 мм) соответственно.

Общая масса пылегрязевых отложений на единицу площади рассчитывали по формуле:

$$M_{\text{общая}} = M_1 + M_2 + M_3. \quad (2.11)$$

Имея данные о запасе осадка на единицу площади, можно рассчитать общую массу накопленных отложений в пределах жилой зоны города и их запас на одного жителя города:

$$A = S \cdot M_{\text{общая}}, \quad (2.12)$$

$$M_{\text{житель}} = \frac{A}{N_{\text{город}}}, \quad (2.13)$$

где A – суммарный запас осадка, т; S – площадь жилой территории города, км²; $M_{\text{житель}}$ – запас отложений на одного жителя города, т/чел.; $N_{\text{город}}$ – численность города, чел.

Площадь жилой территории S – ключевой параметр в формуле общего запаса пылегрязевого осадка A . Площадь жилой зоны города определяли визуально и вручную, с помощью сервисов спутниковых снимков, в частности, Google Earth Pro (Seleznev et al., 2024). С помощью встроенных инструментов измерения визуально обводили контуры жилой зоны города. В эту площадь включали: районы МКД и ИЖС с прилегающими участками, УДС, коммерческие зоны (склады, гаражи, магазины и др.) внутри жилых зон, административные и рекреационные территории (парки). В выделенную площадь

не включали крупные промышленные зоны, лесные массивы и другие территории, не относящиеся к жилой зоне города. Затем система рассчитывала площадь очерченной зоны. Основным источником неопределенности такого метода определения площади жилой зоны города – включение площади крыш строений в общую оценку.

2.4.7. Разработка модельной площадки жилых кварталов на основе *EURL* МКД и ИЖС

Для получения информации о современном состоянии жилых кварталов исследованных городов, их характеристиках и особенностях, оценки образования пылегрязевых отложений необходимо разработать модельные площадки для каждого типа жилой застройки. В качестве модельной площадки использовали *EURL* МКД и ИЖС. Схожесть планировочной структуры и типов застройки исследуемых городов позволила разработать общий, усредненный *EURL* МКД и ИЖС, и сравнивать города без учета неопределенности, вносимой разницей построенных *EURL* для каждого города.

Для создания единого *EURL* жилых кварталов МКД и ИЖС исследованных малых и средних по численности населения городов были проанализированы:

1. анкеты ландшафтного описания площадок пробоотбора для получения данных о доли нарушенных участков покрытий;
2. спутниковые снимки сервиса Google Earth Pro для определения функциональных микрзон и данных об их площади.

Для получения данных о площади каждой из микрзон в каждом городе было выбрано 5 случайных площадок в районах МКД и 5 – в районах ИЖС. С помощью инструментов сервиса Google Earth Pro и спутниковых снимков были рассчитаны площади каждой из исследуемых микрзон.

Для формирования общих для четырех исследованных городов модельных площадок *EURL* МКД и ИЖС площади каждой микрзоны были усреднены между всеми городами. Таким образом, значения площади каждой функциональной зоны представляют собой среднее значение площади этой зоны в четырех исследованных городах.

В качестве модельных площадок для оценки интенсивности осадкообразования были использованы *EURL* МКД и ИЖС. Это позволит масштабировать результаты до уровня квартала, микрорайона и города, а выделение функциональных микрзон оценить вклад каждой микрзоны в суммарное образование пылегрязевых отложений в жилых зонах городской среды.

2.4.8. Базовая модель для оценки эрозии грунта

В качестве основы для оценки интенсивности образования пылегрязевых отложений в городской среде использовали модель *RUSLE*, которая прогнозирует среднегодовую потерю почвы при воздействии атмосферных осадков и формируемого ими поверхностного стока на нецементированных покрытиях (Renard et al., 1991). Модель *RUSLE* учитывает шесть факторов эрозии и представляется в виде следующей формулы:

$$A_p = R \times K \times LS \times C \times P, \quad (2.14)$$

где A_p – среднегодовая потеря почвы осадками, т/га/год; R – коэффициент дождевой эрозии, (МДж мм)/га в ч; K – коэффициент эрозии почвы, (т га ч)/(МДж мм); LS – коэффициент длины и крутизны склона (безразмерный), C – коэффициент землепользования (безразмерный), P – коэффициент противоэрозионных мероприятий (безразмерный).

R -фактор зависит от климатических условий местности – количества и интенсивности атмосферных осадков, вызывающих эрозию (Renard et al., 1991). Для расчета R -фактора использовали данные о среднегодовой величине жидких осадков в каждом городе и следующую формулу (Yu et al., 1996; Renard et al., 1997):

$$R = 0,0438 \times P^{1.61}, \quad (2.15)$$

где P – среднегодовое количество жидких осадков, мм/год.

K -фактор определяет устойчивость почвы к эрозии в стандартных условиях и зависит от гранулометрического состава почвы, содержания в ней трех фракций – песка (крупная), глины (средняя) и ила (мелкая) (Renard et al., 1997; Knijff et al., 1999). K -фактор обычно оценивают с использованием номограмм и формул, опубликованных, например, в работе (Wischmeier, Smith, 1978). Хотя эти уравнения больше подходят для США (для которых изначально была разработана модель *USLE*), они дают ненадежные результаты при применении в европейских условиях (Romkens et al., 1986; Knijff et al., 1999).

Romkens et al. (1986) выполнили регрессионный анализ мирового набора данных всех измеренных значений K , который дал следующее уравнение, пересмотренное в работе (Renard et al., 1997):

$$K = 0,0034 + 0,0405 \times \exp \left[-0,5 \times \left(\frac{\log D_g + 1,659}{0,7101} \right)^2 \right], \quad (2.16)$$

где D_g – среднегеометрический весовой диаметр первичных частиц почвы, мм.

D_g рассчитывали следующим образом (Renard et al., 1997; Knijff et al., 1999):

$$D_g = \exp \left(f_i \times \ln \left(\frac{d_i + d_{i-1}}{2} \right) \right), \quad (2.17)$$

где d_i – максимальный диаметр, мм; d_{i-1} – минимальный диаметр, мм; f_i – соответствующая массовая доля (мм) для каждого класса крупности (глина, ил, песок).

В работе (Knijff et al., 1999) представлены репрезентативные параметры почв для каждого текстурного класса (табл. 2.3). Доли глины, ила и песка из табл. 2.4 использовали для расчета D_g , а K -фактор рассчитывали по формуле (2.16).

Таблица 2.4 – Репрезентативные параметры текстуры почвы для каждого текстурного класса с рассчитанным K -фактором (Knijff et al., 1999)

Доминантный текстурный класс	Глина, %	Ил, %	Песок, %	K -фактор
Крупный (глина < 18 % и песок > 65 %)	9	8	83	0,0115
Средний (18 % < глина < 35 % и песок > 15 %, или глина < 18 % и 15 % < песок < 65 %)	27	15	58	0,0311
Средний (мелкий) (глина < 35 % и песок < 15 %)	18	74	8	0,0438
Мелкий (35 % < глина < 60 %)	48	48	4	0,0339
Очень мелкий (глина > 60 %)	80	20	0	0,0170

В настоящем исследовании не проводили отбор и анализ проб грунтов, поэтому нет возможности точно рассчитать K -фактор для исследуемых городов с помощью формулы (2.16). В предыдущих исследованиях крупных городов России был проведен отбор и анализ проб городских грунтов. Основываясь на этих данных, средний гранулометрический состав городских грунтов: частицы 2–10 мкм – 7 %, 10–50 мкм – 9 % и 50–1000 мкм – 84 %²². Такие размерности частиц не делятся на классы: глина, ил и песок в соответствии со шкалой Уддена – Уэнтворта или ее модификаций (Folk et al., 1970; Blair, McPherson, 1999), но в данном исследовании принимается, что глина – это частицы 2–10 мкм, ил – 10–50 мкм и песок – 50–1000 мкм. Таким образом, принятое значение K -фактора – 0,0115 (табл. 2.4). Использование данных о грунтах в крупных городах для применения в малых и средних по численности городов оправданно, т. к. городские грунты не полностью соответствуют почвам региона и имеют более сложный состав, определяемый антропогенным влиянием (Касимов, 2013).

LS -фактор – это коэффициент длины и уклона участка ландшафта, учитывающий их влияние на интенсивность эрозии (Wischmeier, Smith, 1978; Renard et al., 1991). Для расчета LS -фактора использовали следующую формулу (Moore et al. 1992):

$$LS = \left(\frac{L}{22,13}\right)^m \times \left(\frac{\sin\beta}{0,0896}\right)^n, \quad (2.18)$$

где L – длина склона, м; $\sin\beta$ – угол наклона, рад.; m и n – константы, 0,4 и 1,3 соответственно (Moore et al. 1992).

²² URL: <https://www.rscf.ru/project/18-77-10024/>

C-фактор – коэффициент, отражающий влияние растений, почвенного покрова, биомассы почвы и деятельности, нарушающей почву, на эрозию (Renard et al., 1997). Чем выше значение, тем меньше насаждения или другие факторы сдерживают эрозию. Примером может быть использование мульчи, растений, а также шероховатость покрова.

P-фактор – коэффициент, отражающий влияние использования противоэрозионных мероприятий, например, террасирование, дренажные каналы (Renard et al., 1997). При отсутствии практики использования таких мероприятий *P*-фактор не используют в расчете, он равен 1.

Модель для оценки образования осадка во время таяния снега, модифицированная в работе (Ларионов, 1993), следует тем же принципам, что и модель *RUSLE*. Для расчета интенсивности стока твердого вещества во время весеннего таяния снега было использовано следующее уравнение (Ларионов, 1993; Maltsev, Yermolaev, 2020):

$$A_{sm} = h \times K \times LS \times C \times P, \quad (2.19)$$

где A_{sm} – среднегодовые потери почвы от таяния снега, т/га в год; h – поверхностный сток во время таяния снега.

Коэффициенты K , LS , C и P в формуле (2.19) считаются такими же, как и для расчетов эрозии жидкими осадками. Величину поверхностного стока h рассчитывали следующим образом (Ларионов, 1993; Maltsev, Yermolaev, 2020):

$$h = H \times D \times I^E \quad (2.20)$$

где H – содержание воды в снеге, мм; D и E – коэффициенты, зависящие от ландшафтной зоны и механического состава почвы (табл. 2.5); I – уклон, %.

Таблица 2.5 – Значения коэффициентов D и E в зависимости от условий (Maltsev, Yermolaev, 2020)

Ландшафтная зона	Текстура почвы	D	E
лес	суглинок	2,6953	0,89836
	супесь	2,1118	0,63475
лесостепь	суглинок	3,1219	0,96103
	супесь	2,4472	0,73120
степь	суглинок	3,0235	0,99758
	супесь	1,37	0,60474

В соответствии с гранулометрическим составом в расчетах использованы значения D – 2,1118 и E – 0,63475.

Несмотря на то, что *RUSLE* ориентирована на применение в различных природно-антропогенных условиях, для ее применения в городских условиях необходимо выполнить

подбор *C*-фактора, характерного для разных покрытий городской среды (Shevchenko et al., 2023). Для подбора *C*-фактора модели *RUSLE* были использованы данные батиметрических и ландшафтных исследований двух бессточных малых мелководных водоемов и их водосборов на территории Екатеринбурга (Селезнев и др., 2022). Исследование проведено с помощью метода трансект-катены, адаптированного для водоема и его водосбора в городе. Водосбор разделялся по трансект-катене на латеральные сопряженные участки ландшафта, последовательно сменяющие друг друга в направлении от локального водораздела к локальному базису денудации (водоему). В рамках исследования (Селезнев и др., 2022) было получены следующие данные:

1. описание функциональных ландшафтных участков водосборных поверхностей с оконтуриванием их и водосборов и определением типа поверхности;
2. глубина донных отложений на основе отбора их проб;
3. батиметрические исследования с использованием эхолота;
4. содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs в донных отложениях.

Глава 3. Геохимические характеристики объектов опробования в городах

3.1. Пылегрязевые отложения

3.1.1. Гранулометрический состав пылегрязевых отложений

Гранулометрический состав пылегрязевых отложений в городах показан на рис. 3.1. Средний вклад пылевой фракции $< 0,1$ мм в городах не превышает 20 %, минимальный – в Верхней Пышме (10 %). При этом, в Качканаре наблюдается максимальный вклад частиц $< 0,1$ мм – 20 %, а в некоторых пробах вклад этой фракции достигает 30 %. Наибольший вклад в состав отложений вносит фракция 0,1–1 мм – в среднем от 63 % (в Серове) до 73 % (в Верхней Пышме). Крупная фракция 1–3 мм вносит в среднем от 14 % (в Качканаре) до 21 % (в Серове). В Алапаевске фракция 1–3 мм в некоторых пробах вносит до 48 % в отложениях.

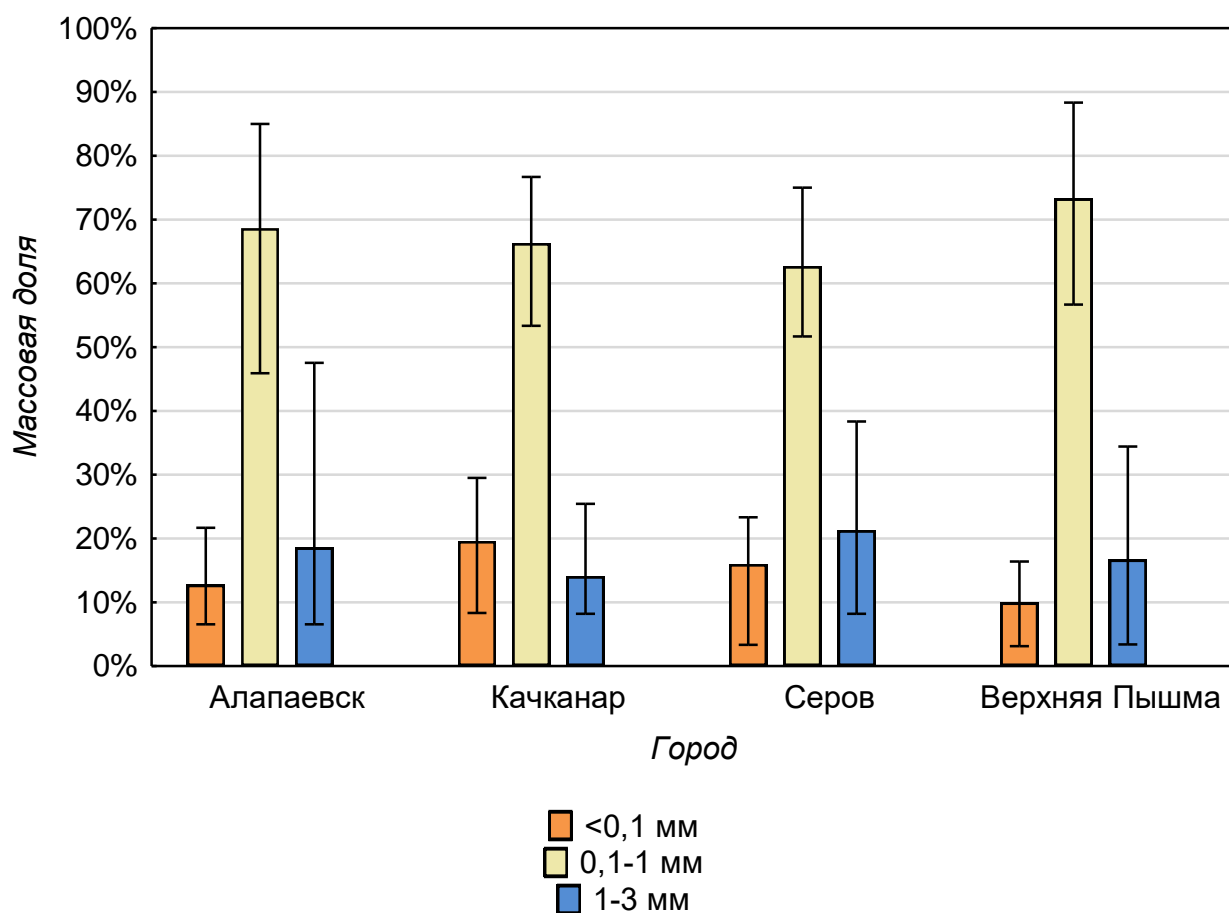


Рисунок 3.1 – Гранулометрический состав пылегрязевых отложений в городах (средняя, минимальная и максимальная массовая доля)

Полученные результаты гранулометрического состава пылегрязевых отложений сравнимы с составом отложений в крупных российских городах – Тюмени и Мурманске (Селезнев и др., 2023).

3.1.2. Минеральный состав пылегрязевых отложений

На рис. 3.2 представлен минеральный состав пылегрязевых отложений исследованных городов. Доля кварца преобладает в Верхней Пышме, Алапаевске и Серове (28–43 %), достигая максимума в Алапаевске, тогда как в Качканаре его доля минимальна (5 %). Доля плагиоклаза наибольшая в Верхней Пышме (28 %), а амфибола – в Качканаре (17%). Доли серпентина и калиевого полевого шпата (КПШ) максимальны в Алапаевске (13 и 9 % соответственно). Минеральный состав Качканара отличается высокой долей диоксида (44 %), отсутствующего в других городах. В Серове отмечены сравнительно повышенное содержание кальцита (10 %) и андрадита (13 %), а также присутствие ассоциированных с металлургическим шлаком минералов (кристобалит, форстерит, геленит и андрадит).

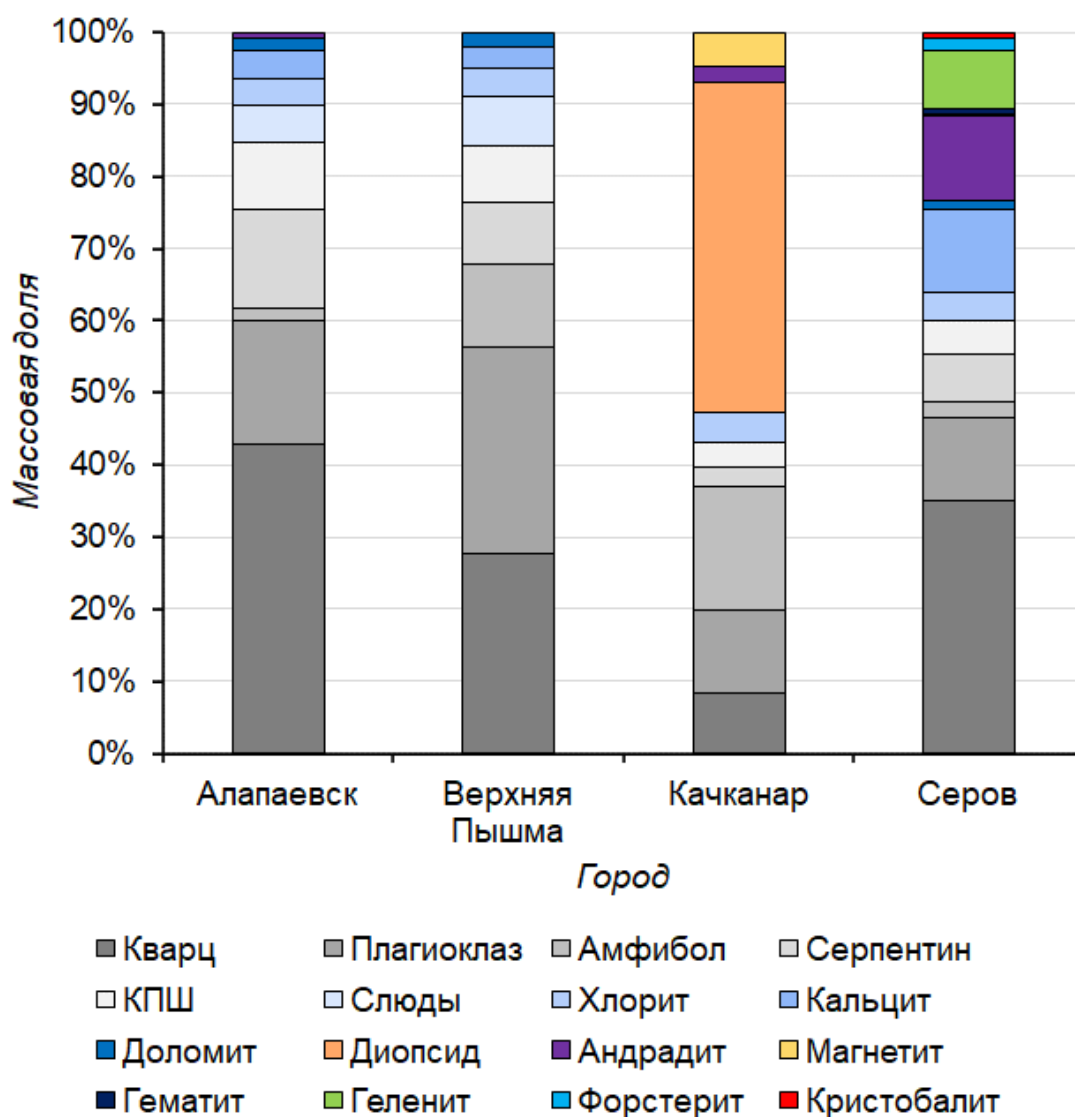


Рисунок 3.2 – Минеральный состав пылегрязевых отложений в исследованных городах

Исходя из результатов минерального анализа пылегрязевых отложений, можно сказать, что их материал техногенно изменен относительно подстилающих пород, на которых находятся города:

– В Алапаевске обнаружено аномально высокое содержание кварца и КППШ, не характерных для ультраосновных пород. Это может быть следствием поступления материала из других источников, например, строительных и противогололедных материалов. Заметная доля серпентина указывает на наличие в составе отложений материала подстилающих ультраосновных пород (гл. 2.1.2).

– В Верхней Пышме произошли значительные техногенные изменения состава отложений относительно характерных для этой территории основных пород. В составе отложений наблюдается значительное количество следов строительных материалов и истирания дорожного покрытия. Заметное наличие амфибола указывает на разрушение местных габбродиоритов.

– В Качканаре – наименьшее среди исследованных городов изменение состава отложений относительно местных подстилающих пород. Значительное присутствие типичных для территории минералов и низкая доля кварца указывают на минимальный техногенный привнос материала.

– В Серове состав отложений значительно отличается относительно характерного минерального фона ультраосновных пород. Доля серпентина низкая по сравнению с привнесенными минералами (кварц, плагиоклаз, КППШ, кальцит и др.). Также замечено наличие высокотемпературных модификаций кремнезема – кристобалита и тридимита (маркеров металлургического производства).

В табл. 3.1 представлены результаты корреляционного анализа химического и минерального составов пылегрязевых отложений. В Алапаевске в корреляционных связях с элементами доминируют ультраосновные минералы: серпентин (Mg, Ni, Co), доломит (Mg, Ni) и кальцит (Mg, Ni), что отражает природные особенности геологии района. В Качканаре наблюдается сильное влияние локальной промышленности, особенно горно-обогатительных производственных площадок, богатых пироксенами и магнетитом – Mg, Sc, Ni, Co имеют сильную связь с диопсидом, а V – с магнетитом. В Серове выделяются связи элементов V, Mn, Mo и Zn с кальцитом. В Верхней Пышме множество силикатных минералов (плагиоклаз, амфибол, хлорит, серпентин) коррелирует с Al, Li, Ba, Mg, Ni и Co. Заметны сильные корреляционные связи хлорита с Cu, Sb и Bi.

Таблица 3.1 – Корреляционная связь химического и минерального составов пылегрязевых отложений (в скобках коэффициенты корреляции Пирсона r)

Me	Алапаевск	Качканар	Серов	Верхняя Пышма
Al			Geh (0,61)	Pl (0,73) Amp (0,67)
Ti			Geh (0,60)	Pl (0,65)
Li	Mc (0,75)			Amp (0,66) Pl (0,65)
Ba			Geh (0,74)	Amp (0,71) Pl (0,60)
V		Mag (0,65)	Cal (0,87)	
Mg	Serp (0,88) Dol (0,76) Cal (0,71)	Di (0,87)		Serp (0,89) Chl (0,72)
Sc		Di (0,84)	Pl (0,93) Chl (0,71)	
Mn			Cal (0,88)	
W		Kfs (0,78)	Cal (0,91)	Dol (0,65) Chl (0,81)
Th				Amp (0,76)
U				Pl (0,66) Amp (0,74)
Ni	Serp (0,89) Dol (0,68) Cal (0,68)	Di (0,74) Serp (0,66)	Serp (0,67)	Serp (0,82) Dol (0,61) Chl (0,73)
Fe		Mag (0,80)		Chl (0,72) Serp (0,66)
Co	Serp (0,91) Dol (0,67) Cal (0,63)	Di (0,66)	Serp (0,79) Chl (0,61)	Serp (0,81) Chl (0,77) Dol (0,64)
Mo	Dol (0,63)		Cal (0,92)	Cal (0,95)
Cu	Amp (0,71)			Chl (0,64)
Zn			Cal (0,66)	Cal (0,73)
Cd				
Sn				
Sb				Chl (0,68)
Pb	Chl (0,67)			
Bi				Chl (0,71)

Примечание: плагиоклаз – Pl, доломит – Dol, кальцит – Cal, слюды – Mc, хлорит – Chl, серпентин – Serp, КПШ – Kfs, амфибол – Amp, магнетит – Mag, диопсид – Di, геленит – Geh.

3.1.3. Химический состав пылегрязевых отложений

Алапаевск

В табл. 3.2 представлены статистические параметры распределения концентраций элементов в пылегрязевых отложениях Алапаевска. Для Ba, Mn, Mo, Sn, Th, W, Bi, Cd, Cu, Pb и Zn коэффициент вариации (*CV*) превышает 0,5, а значения эксцесса находятся в пределах 3,9–25, что говорит о значительной вариации концентраций этих элементов и наличии проб с их высоким содержанием.

Таблица 3.2 – Статистические параметры распределения концентраций элементов в пылегрязевых отложениях Алапаевска

Me	N	\bar{x}	G_x	Med	min	max	σ	CV	As	Ex
		мг/кг								
Al	40	32 858	31 821	31 328	18 808	54 157	8 517	0,26	0,57	-0,32
Ba	40	357	330	334	132	1 403	190	0,53	4,4	25
Bi	40	0,24	0,20	0,20	0,05	0,95	0,19	0,76	2,7	8,2
Cd	40	0,59	0,50	0,49	0,17	2,3	0,41	0,70	2,5	7,9
Co	40	36	35	36	19	52	8,7	0,24	0,0025	-0,75
Cu	40	86	78	73	34	325	48	0,56	3,5	15
Fe	40	43 425	42 786	43 229	27 035	60 679	7 440	0,17	0,11	0,41
Li	40	14	13	13	5,4	24	4,8	0,35	0,48	-0,60
Mg	40	70 798	65 282	68 594	26 456	129 745	26 688	0,38	0,06	-0,73
Mn	40	3 297	2 856	2 671	797	14 426	2 262	0,69	3,3	15
Mo	40	2,2	1,9	1,9	0,67	6	1,1	0,52	1,9	4,6
Ni	40	527	488	526	197	903	193	0,37	0,047	-0,85
Pb	40	41	36	36	8,8	146	25	0,60	2,4	7,7
Sb	40	1,2	1,1	1,1	0,28	2,6	0,44	0,36	0,91	1,9
Sc	40	10	9,2	8,8	4,6	16	2,6	0,27	0,60	-0,12
Sn	40	3,0	2,6	2,6	0,56	10	1,7	0,56	2,3	8,2
Sr	40	216	204	190	74	561	81	0,38	2,3	8,0
Th	40	4,8	4,4	4,1	2,1	17	2,5	0,52	3,7	18
Ti	40	1 676	1 613	1 606	959	2 992	492	0,29	1,1	0,87
U	40	1,7	1,6	1,7	0,65	2,8	0,49	0,30	0,25	-0,43
V	40	79	77	78	42	136	19	0,24	0,79	1,1
W	40	3,8	3,4	3,2	0,71	11	2,0	0,52	1,8	3,9
Zn	40	213	190	182	62	648	118	0,56	2,0	4,4

N – количество проб, \bar{x} – среднее арифметическое, G_x – среднее геометрическое, *Med* – медиана, *min* – минимальное значение, *max* – максимальное значение, σ – стандартное отклонение, *CV* – коэффициент вариации, *As* – асимметрия, *Ex* – эксцесс.

На рис. 3.3 представлены результаты кластерного анализа химического состава пылегрязевых отложений Алапаевска. Выявлены следующие ассоциации: Co-Ni-Mg ($r > 0,92$); Ba-Sr-Mn ($r = 0,79-0,92$); Sb-Pb-Sn-Cd-Zn ($r = 0,77-0,95$); W-Fe ($r = 0,72$); V-Sc ($r = 0,86$); Ti-Al-Li ($r = 0,70-0,86$).

Ассоциация Co-Ni-Mg. Ассоциация имеет явно геогенный источник, связанный с подстилающими ультраосновными породами (Чащухин, Вотяков, 2012). Дополнительным фактором отнесения ассоциации Co-Ni к естественной ассоциации, а не техногенной – сильная связь с Mg.

Ассоциация Sb-Pb-Sn-Cd-Zn. Элементы этой ассоциации зачастую связаны с поступлением загрязнения от автотранспорта (Kasimov et al., 2023, 2025; Vlasov et al., 2025). Sb, Sn, Zn, Pb и Cd относятся к индикаторам износа шин, тормозных колодок, продуктам сгорания присадок топлива и масла (Grigoratos, Martini, 2014; Müller et al., 2022; Vlasov et al., 2022).

Ассоциации W-Fe, Ba-Sr-Mn, V-Sc и Ti-Al-Li. По набору элементов ассоциации, вероятнее всего, имеют естественный источник (выдувание пыли, эрозия почв и т.д.).

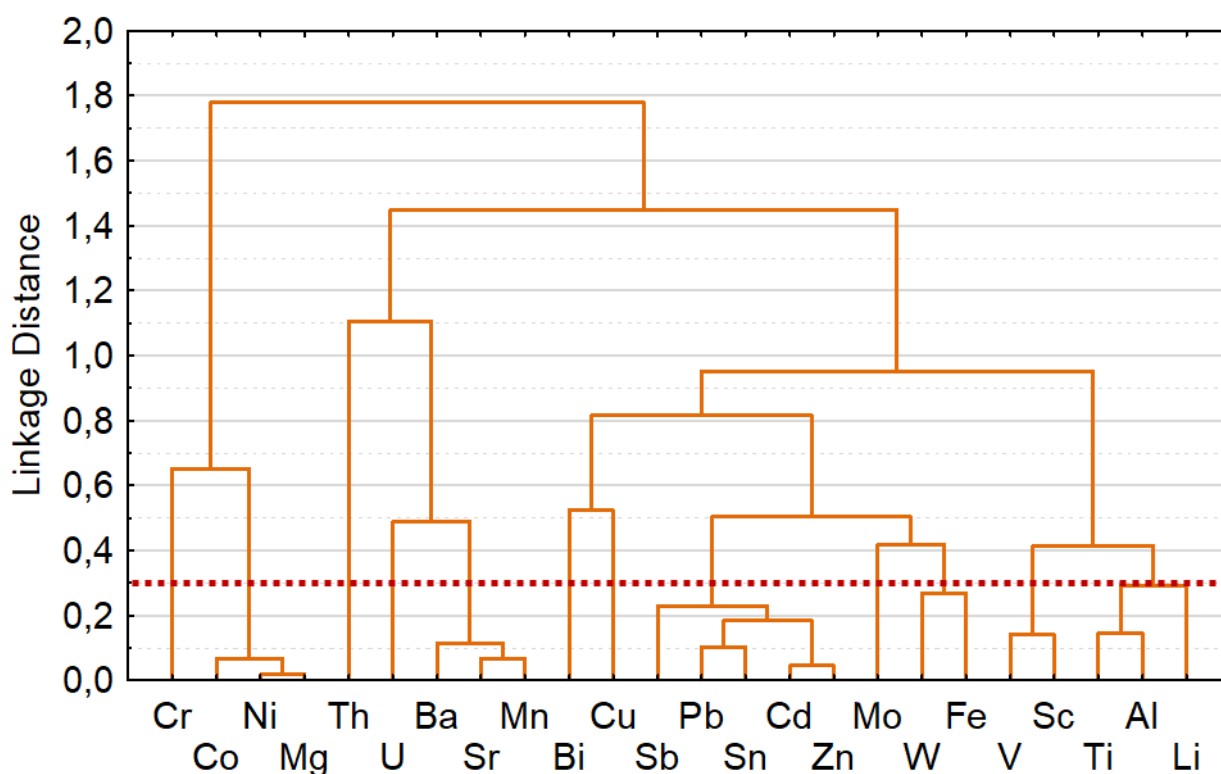


Рис. 3.3 – Иерархическая кластеризация элементов в пылегрязевых отложениях Алапаевска (Complete linkage, Linkage distance – $1 - \text{Pearson } r$)

Качканар

В табл. 3.3 представлены статистические параметры распределения концентраций элементов в пылегрязевых отложениях Качканара. Для Mo, U, Cd, Bi, Pb и Zn коэффициент

вариации (*CV*) превышает 0,5, а для Ba, Sn и Sb >1,6. Значения эксцесса находятся в пределах 0,94–38, что говорит о значительной вариации концентраций этих элементов и наличии проб с их высоким содержанием. Для Ba, Sn и Sb наблюдается одна экстремально загрязненная проба (не одна и та же для каждого элемента), влияющая на распределение элементов.

Таблица 3.3 – Статистические параметры распределения концентраций элементов в пылегрязевых отложениях Качканара

Me	N	\bar{x}	G_x	<i>Med</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	σ	<i>CV</i>	<i>As</i>	<i>Ex</i>
		мг/кг								
Al	40	40 400	40 005	40 665	28 823	57 284	5 785	0,14	0,51	0,48
Ba	40	81	61	58	27	847	127	1,6	6,0	37
Bi	40	0,086	0,075	0,050	0,050	0,24	0,049	0,57	1,2	0,92
Cd	40	0,24	0,20	0,18	0,08	1,3	0,19	0,82	4,1	21
Co	40	45	45	47	30	55	5,8	0,13	-0,61	-0,080
Cu	40	53	51	51	32	122	19	0,35	2,3	6,6
Fe	40	82 932	81 674	80 970	55 728	155 798	15 972	0,19	2,4	10
Li	40	2,6	2,5	2,7	1,3	4,0	0,70	0,27	0,05	-0,64
Mg	40	65 233	64 031	65 121	32 351	86 654	12 062	0,18	-0,43	0,02
Mn	40	1 189	1 175	1 167	807	2 059	198	0,17	2,1	8,8
Mo	40	1,9	1,6	1,7	0,48	5	1,1	0,59	1,1	0,94
Ni	40	105	97	97	48	185	42	0,40	0,58	-0,94
Pb	40	12	10	10	2,9	54	8,8	0,74	3,3	14
Sb	40	1,1	0,58	0,51	0,22	19	2,9	2,8	6,1	38
Sc	40	70	69	71	40	87	9,9	0,14	-0,65	0,90
Sn	40	1,6	1,2	1,1	0,73	20	2,9	1,8	6,2	39
Sr	40	190	188	195	133	252	29	0,15	-0,15	-0,24
Th	40	0,46	0,43	0,45	0,20	1,0	0,16	0,34	1,4	3,5
Ti	40	4 017	3 994	4 036	2 938	5 300	436	0,11	0,26	1,2
U	40	0,33	0,28	0,27	0,13	2,1	0,31	0,93	4,9	28
V	40	336	332	335	207	569	59	0,18	1,4	5,4
W	40	1,0	0,91	0,92	0,33	2,6	0,54	0,52	1,2	1,1
Zn	40	111	102	95	59	448	62	0,56	4,4	23

На рис. 3.4 представлены результаты кластерного анализа химического состава пылегрязевых отложений Качканара. Выявлены следующие ассоциации: W-Mo ($r = 0,61–0,81$); Ni-Co-Mg ($r = 0,65–0,78$); U-Mn ($r = 0,82$); Ba-Sb ($r > 0,98$); Pb-Sn-Zn ($r = 0,82–0,90$); Fe-V ($r > 0,97$); Th-Li ($r = 0,79$).

Ассоциации Pb-Sn-Zn и Ba-Sb. Элементы этих ассоциаций связаны с невыхлопными выбросами автотранспорта – износом трущихся частей, шин (Kasimov et al., 2023; Diana et al., 2025). Наличие Ba в этих ассоциациях, вероятно, связано с его сравнительно высоким содержанием в тормозных колодках (10–30 %) (Diana et al., 2025).

Ассоциации W-Mo, Ni-Co-Mg, U-Mn, Fe-V и Th-Li. По набору элементов ассоциации имеют естественный источник (атмосферный перенос пыли, эрозия почв и т. д.). Ассоциация Fe-V является особенностью месторождения и связана с переносом пыли с карьера.

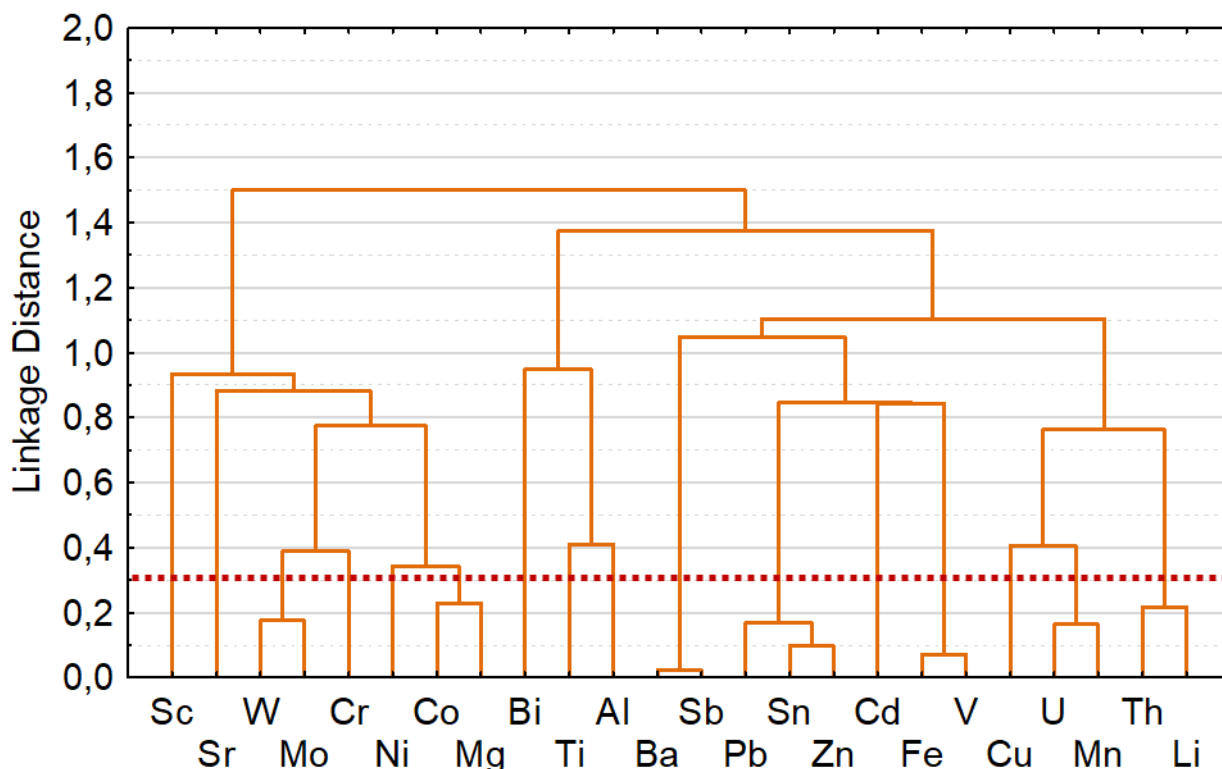


Рис. 3.4 – Иерархическая кластеризация элементов в пылегрязевых отложениях Качканара (Complete linkage, Linkage distance – 1-Pearson r)

Серов

В табл. 3.4 представлены статистические параметры распределения концентраций элементов в пылегрязевых отложениях Серова. Для Mn, Mo, Ni и W коэффициент вариации (CV) превышает 0,5, а значения эксцесса находятся в пределах 0,80–11, что говорит о значительной вариации концентраций этих элементов и наличии проб с их высоким содержанием.

Таблица 3.4 – Статистические параметры распределения концентраций элементов в пылегрязевых отложениях Серова

Me	N	\bar{x}	G_x	<i>Med</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	σ	CV	As	Ex
		мг/кг								
Al	40	39 429	39 015	39 258	28 203	57 043	5 949	0,15	0,91	1,2
Ba	40	251	247	242	175	401	50	0,20	1,0	1,0
Bi	40	0,32	0,31	0,32	0,19	0,65	0,083	0,26	1,5	5,0
Cd	40	0,96	0,86	0,93	0,30	2,4	0,48	0,49	1,1	1,4
Co	40	35	33	33	18	64	11	0,32	0,86	0,56
Cu	40	269	251	241	142	887	125	0,47	3,4	15
Fe	40	77 238	75 887	76 140	48 018	106 472	14 624	0,19	0,27	-0,48
Li	40	13	12	12	6,0	26	4,3	0,33	1,1	1,4
Mg	40	32 176	29 714	27 541	15 193	65 724	13 546	0,42	0,94	-0,051
Mn	40	4 416	3 884	3 325	1 735	12 655	2 527	0,57	1,7	3,2
Mo	40	6,2	5,3	4,7	2,6	21	4,1	0,66	2,0	4,5
Ni	40	171	145	130	60	728	137	0,80	3,2	11
Pb	40	52	48	48	20	118	23	0,43	1,2	1,3
Sb	40	2,3	2,2	2,2	1,1	4,1	0,62	0,27	0,77	1,3
Sc	40	11	10,5	10,7	5,3	16	2,3	0,21	-0,085	0,58
Sn	40	4,4	4,1	4,0	1,8	10	1,7	0,38	1,4	2,4
Sr	40	203	200	202	134	288	34	0,17	0,33	0,089
Th	40	2,9	2,8	2,6	1,6	5,6	0,84	0,29	1,2	1,4
Ti	40	2 384	2 343	2 316	1 607	3 941	460	0,19	0,92	2,1
U	40	1,2	1,2	1,2	0,79	1,8	0,21	0,17	0,78	0,91
V	40	189	175	165	103	547	89	0,47	2,1	5,9
W	40	21	16,2	14	5,1	88	17	0,84	2,3	6,4
Zn	40	256	247	256	124	498	72	0,28	0,81	1,8

На рис. 3.5 представлены результаты кластерного анализа химического состава пылегрязевых отложений Серова. Выявлены следующие ассоциации: Cu-Sb-Fe ($r = 0,50-0,62$); Ni-Mg и Cd-Zn ($r = 0,70$); U-Sr ($r = 0,75$); Mo-W-Mn-V ($r = 0,88-0,98$); Th-Ti-Li ($r = 0,79-0,92$).

Ассоциации Cu-Sb-Fe и Cd-Zn. Ассоциации не имеют сильной связи, но обычно связаны с загрязнением от автотранспорта (Kasimov et al., 2023, 2025; Vlasov et al., 2025). Sb, Zn, Fe и Cd относятся к индикаторам невыхлопных выбросов (Grigoratos, Martini, 2014; Müller et al., 2022; Vlasov et al., 2022). Cd-Zn также могут быть связаны с выбросами металлургического предприятия в городе.

Ассоциации Ni-Mg, U-Sr, Mo-W-Mn-V и Th-Ti-Li. Ассоциации имеют естественный источник (атмосферный перенос пыли, эрозия почв и т. д.).

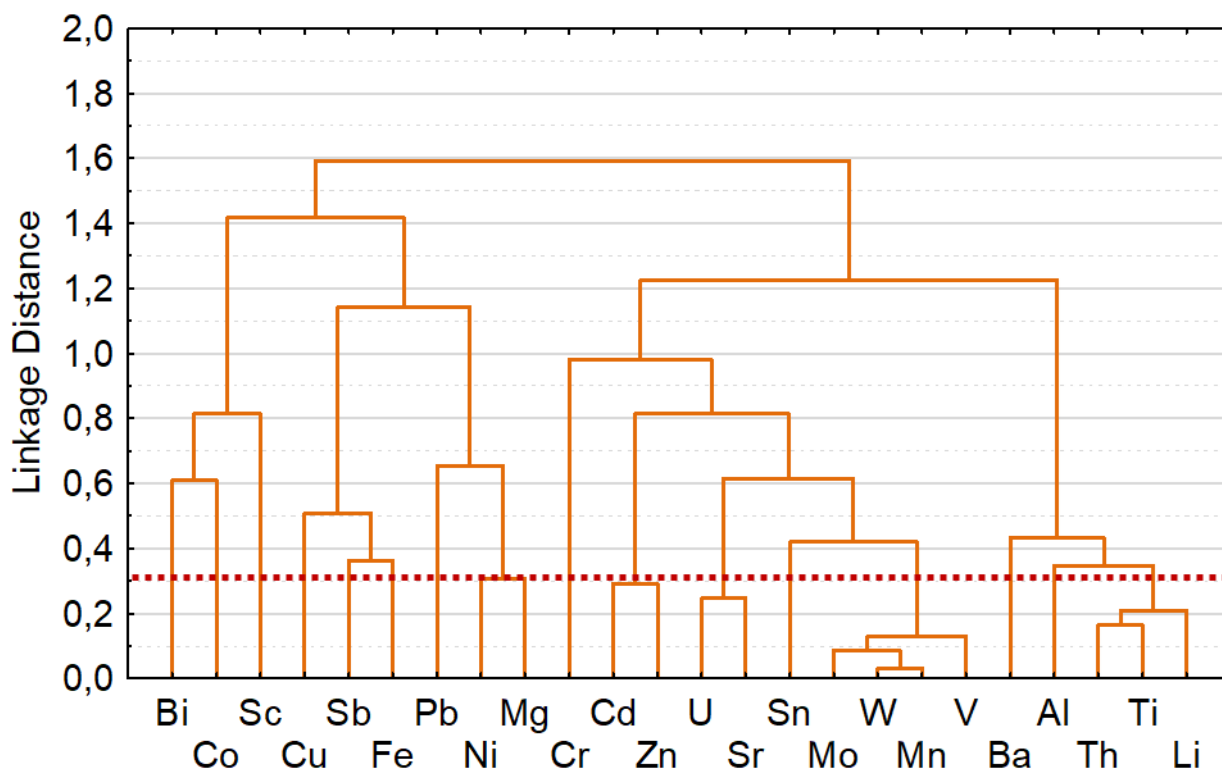


Рис. 3.5 – Иерархическая кластеризация элементов в пылегрязевых отложениях Серова
(Complete linkage, Linkage distance – $1 - \text{Pearson } r$)

Верхняя Пышма

В табл. 3.5 представлены статистические параметры распределения концентраций элементов в пылегрязевых отложениях Верхней Пышмы. Для Mo, W, Bi, Cd, Cu, Pb и Zn коэффициент вариации (CV) превышает 0,5, а значения эксцесса находятся в пределах 2,8–32, что говорит о значительной вариации концентраций этих элементов и наличии проб с их высоким содержанием. В пылегрязевых отложениях Верхней Пышмы выделяются высокие концентрации Cu в пылегрязевых отложениях в сравнении с остальными городами.

Таблица 3.5 – Статистические параметры распределения концентраций элементов в пылегрязевых отложениях Верхней Пышмы

Me	N	\bar{x}	G_x	<i>Med</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	σ	CV	As	Ex
		мг/кг								
Al	40	46 833	46 322	46 800	35 197	60 672	6 948	0,15	0,031	-0,65
Ba	40	339	331	324	228	503	76	0,22	0,60	-0,27
Bi	40	0,27	0,23	0,23	0,050	1,0	0,16	0,60	3,0	12
Cd	40	0,40	0,34	0,35	0,12	2,1	0,32	0,78	4,2	22
Co	40	29	28	29	13	45	8,6	0,30	-0,10	-0,66
Cu	40	209	174	171	61	1 448	214	1,0	5,4	32
Fe	40	41 129	40 464	41 326	25 354	55 634	7 161	0,17	-0,43	0,29
Li	40	10	8,8	9,4	3,9	24	4,3	0,44	1,3	2,6
Mg	40	43 193	39 498	44 336	14 778	75 767	16 817	0,39	-0,10	-1,1
Mn	40	741	728	741	472	1 203	139	0,19	0,57	2,2
Mo	40	2,8	2,3	2,3	0,88	8,7	1,8	0,64	1,7	2,8
Ni	40	336	294	332	80	677	160	0,48	0,18	-1,0
Pb	40	37	33	35	15	127	21	0,57	2,9	11
Sb	40	2,4	2,3	2,3	0,89	5,1	0,83	0,35	1,4	3,0
Sc	40	14	14	14	7,3	22	3,3	0,23	0,11	0,37
Sn	40	3,3	3,1	3,1	1,5	7,0	1,2	0,35	1,0	1,7
Sr	40	299	295	288	222	424	48	0,16	0,55	-0,26
Th	40	2,8	2,6	2,6	1,2	4,6	0,9	0,33	0,079	-0,91
Ti	40	2 077	2 027	2 081	1 308	3 173	456	0,22	0,28	-0,26
U	40	1,3	1,2	1,2	0,61	2,6	0,43	0,33	0,63	0,49
V	40	101	98	101	51	161	22	0,22	0,36	1,3
W	40	2,8	2,4	2,6	0,74	9,1	1,6	0,56	2,0	6,3
Zn	40	201	172	151	92	790	143	0,71	2,6	7,8

На рис. 3.6 представлены результаты кластерного анализа химического состава пылегрязевых отложений Верхней Пышмы. Выявлены следующие ассоциации: V-Ti ($r = 0,80$); W-Fe-Mn ($r = 0,70-0,79$); Co-Ni-Mg ($r = 0,92-0,99$); Sn-Cd ($r = 0,70$); Sb-Bi-Cu ($r = 0,70-0,82$); Sr-Ba-Al ($r = 0,69-0,82$); U-Th-Li ($r = 0,83-0,90$).

Ассоциации Sn-Cd и Sb-Bi-Cu. Ассоциации имеют техногенный источник. Этот набор элементов можно связать с невыхлопными и выхлопными выбросами автотранспорта и с производственными процессами предприятия АО «Уралэлектромедь», специализирующегося на электролитическом рафинировании меди и выпуске продукции из нее, а также производстве медных порошков, свинца, олова, сурьмы и горячем цинковании.

Ассоциации V-Ti, W-Fe-Mn, Co-Ni-Mg, Sr-Ba-Al и U-Th-Li. Ассоциации имеют естественный источник (атмосферный перенос пыли, эрозия почв и т. д.).

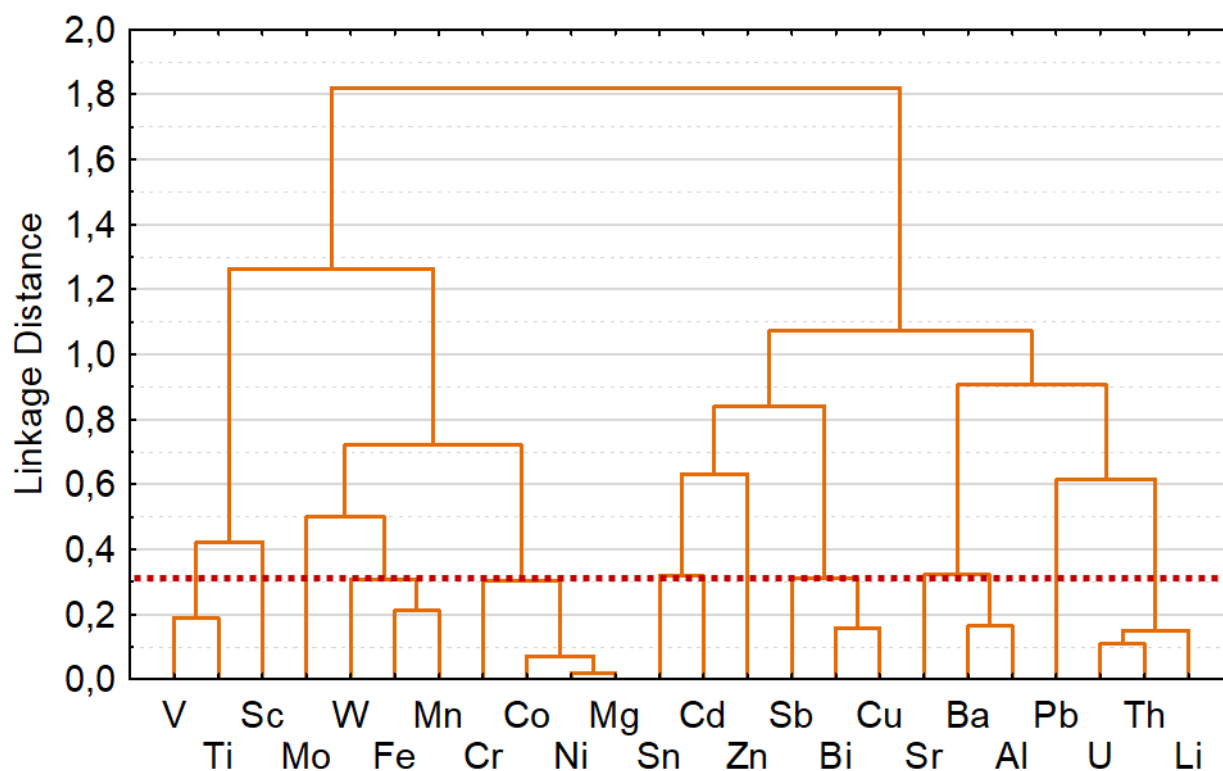


Рис. 3.6 – Иерархическая кластеризация элементов в пылегрязевых отложениях Верхней Пышмы (Complete linkage, Linkage distance – 1-Pearson r)

3.2. Снеогрязевая пульпа

3.2.1. Физико-химические свойства жидкой фазы СГП

В табл. 3.6 представлены средние значения концентраций главных катионов и анионов и их суммы в жидкой фазе проб СГП в исследованных городах. Содержание SiO_2 , PO_4^{3-} и CO_3^{2-} в большинстве проб ниже предела обнаружения во всех городах. Общая минерализация по городам: Верхняя Пышма > Качканар > Алапаевск > Серов. В Верхней Пышме обнаружены сравнительно высокие концентрации Na и Cl (на порядок выше, чем в других городах), что свидетельствует об использовании антигололедных реагентов. Повышенное содержание Ca^{2+} и Mg^{2+} в Верхней Пышме, вероятно, обусловлено износом дорожного покрытия, строительной пылью, SO_4^{2-} аэрозолями промышленного происхождения, а NO_3^- и NO_2^- указывают на более интенсивное воздействие автотранспорта. В Качканаре, Серове и Алапаевске катионно-анионный состав СГП схож и отличается существенно меньшей минерализацией, а распределение вклада катионов и анионов отражает ограниченное применение дорожных реагентов и меньшую интенсивность транспортного потока в этих городах.

Таблица 3.6 – Среднее содержание главных катионов и анионов в жидкой фазе проб СГП в исследованных городах

Город	Катионы, мг/л					
	Сумма	Na ⁺⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺
Качканар	33	23	1,2	1,8	7,1	0,61
Серов	14	6,1	0,52	0,74	6,2	0,52
Алапаевск	10	1,8	1,0	1,1	5,5	0,92
Верхняя Пышма	232	188	3,1	5,6	33	2,6
Город	Анионы, мг/л					
	Сумма	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻
Качканар	64	35	23	3,4	1,6	0,070
Серов	48	21	24	2,5	1,3	0,05
Алапаевск	66	41	21	1,7	1,6	0,13
Верхняя Пышма	644	586	39	13	5,6	0,71

В табл. 3.7 представлены средние значения pH и Eh в жидкой фазе проб СГП в исследованных городах. Значение pH незначительно различается в Алапаевске, Верхней Пышме и Серове (в среднем около 8,3) и соответствует щелочной среде. В Качканаре значение pH ниже (7,7) и соответствует слабощелочной среде, что, вероятно, обусловлено повышенными концентрациями Ca²⁺ и HCO₃⁻, препятствующих закислению среды. В Верхней Пышме наблюдается щелочная среда, несмотря на наибольшие концентрации Ca²⁺ и HCO₃⁻, вероятно, вследствие также наибольших концентраций NH₄⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻ и NO₂⁻. Значение Eh варьирует между городами: наибольшее значение наблюдается в Качканаре – 162 мВ, а наименьшее в Алапаевске – 80 мВ. В Серове и Верхней Пышме близкие значения pH и Eh.

Таблица 3.7 – Средние значения pH и Eh в жидкой фазе проб СГП в исследованных городах (среднее ± σ)

Город	pH	Eh, мВ
Алапаевск	8,5 ± 0,46	80 ± 22
Верхняя Пышма	8,3 ± 0,31	109 ± 22
Качканар	7,7 ± 0,42	162 ± 61
Серов	8,2 ± 0,34	103 ± 40

3.2.2. Гранулометрический состав твердого вещества СГП

На рис. 3.7 представлен гранулометрический состав твердой фазы проб СГП в исследованных городах. Средний вклад пылевой фракции $< 0,1$ мм в городах варьирует от 22 до 31 % с минимумом в Верхней Пышме и максимумом в Серове. Наибольший вклад в состав СГП вносит средняя фракция 0,1–1 мм – в среднем от 35 % (в Качканаре) до 59 % (в Верхней Пышме). Крупная фракция 1–3 мм вносит 10 % в Алапаевске и Верхней Пышме и 13 % в Качканаре и Серове. В Качканаре значителен вклад фракции > 3 мм (около 30 %).

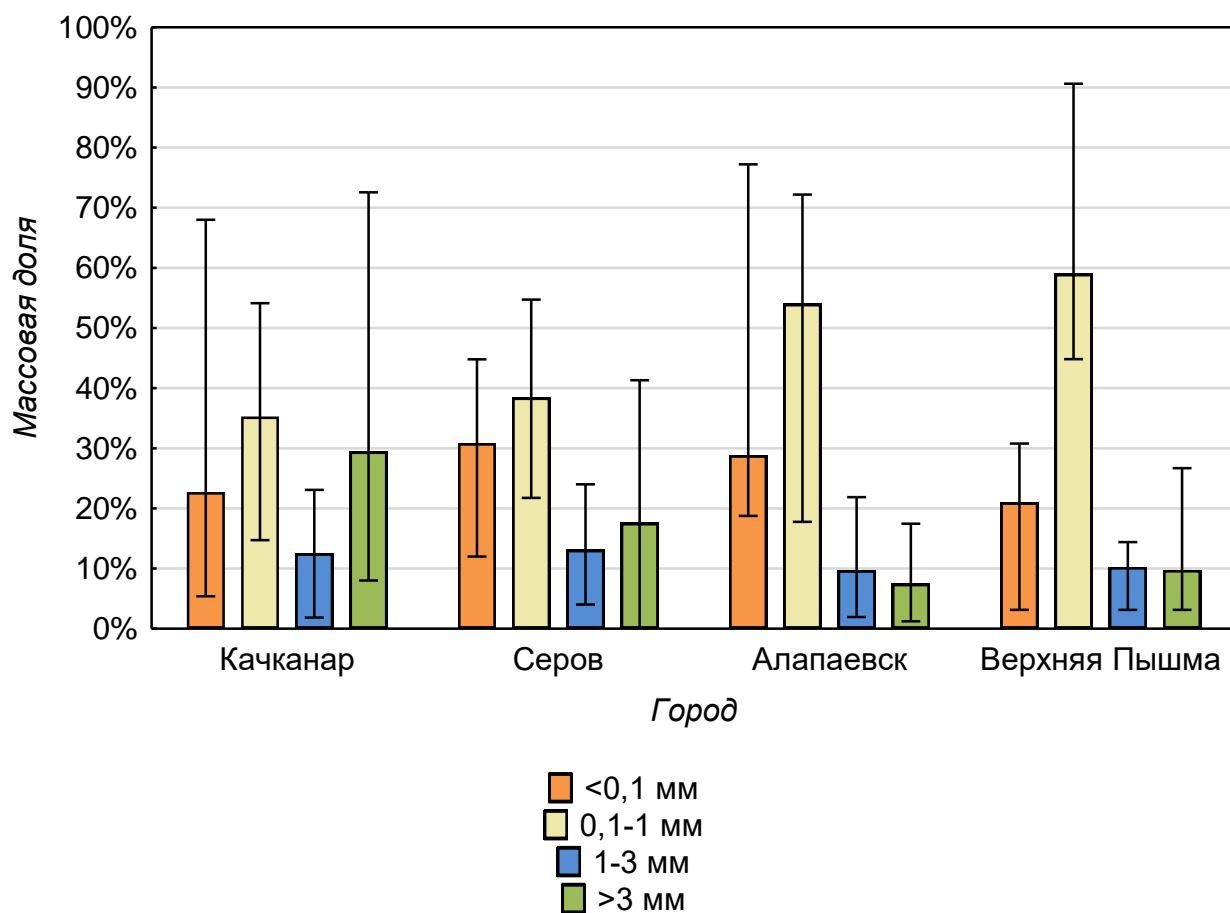


Рисунок 3.7 – Гранулометрический состав твердой фазы проб СГП в исследованных городах (средние значения концентрации с обозначением минимального и максимального значений)

В сравнении с гранулометрическим составом СГП в крупных российских городах, вклад пылевой фракции $< 0,1$ мм в них выше (35–70 %), чем в исследованных городах (до 30 %).

В табл. 3.8 представлены средние значения содержания твердого вещества в каждой фракции СГП в исследованных городах. Значительно выделяются концентрации в Качканаре, на порядок превышающие значения в других городах. В остальных городах наблюдаются близкие значения.

Таблица 3.8 – Содержание твердого вещества в каждой фракции СГП в исследованных городах (средние значения и коэффициенты вариации), выраженное в г/л талой воды в пробах

Фракция	Алапаевск		Верхняя Пышма		Качканар		Серов	
	\bar{x}	CV	\bar{x}	CV	\bar{x}	CV	\bar{x}	CV
> 3 мм	0,43	1,6	0,54	0,77	26	1,2	1,2	1,6
1–3 мм	0,83	1,7	0,62	0,64	8,5	1,0	0,77	1,4
0,1–1 мм	3,4	1,3	3,4	0,81	18	0,65	1,4	0,65
< 0,1 мм	1,7	1,0	1,4	0,75	8,1	0,60	1,0	0,66
Взвешенное вещество	0,047	0,61	0,089	0,65	0,13	1,2	0,091	0,55
По всем пробам	6,3	1,2	5,9	0,71	60	0,79	4,4	1,0

В табл. 3.9 представлены средние значения содержания твердого вещества в СГП в районах МКД и ИЖС исследованных городов. Существенной разницы в содержании твердых веществ в СГП между районами МКД и ИЖС нет, за исключением Серова. В Серове содержание твердых веществ в районе МКД более чем в два раза выше, чем в районе ИЖС. Концентрация твердого вещества в Качканаре почти в 10 раз выше, чем в других городах.

Таблица 3.9 – Содержание твердого вещества в СГП в кварталах МКД и ИЖС исследованных городов (средние значения и коэффициенты вариации), выраженное в г/л талой воды в пробах

Город	Кварталы МКД		Кварталы ИЖС	
	\bar{x}	CV	\bar{x}	CV
Алапаевск	6,1	1,3	6,6	1,3
Верхняя Пышма	6,0	0,76	5,7	0,74
Качканар	60	0,75	60	0,93
Серов	6,4	0,87	2,5	0,71

Отсутствие значительной разницы в содержании твердого вещества в СГП между районами МКД и ИЖС подтверждает равномерность загрязнения СГП в жилой зоне городов. Относительно высокое содержание твердого вещества в СГП в Качканаре (табл. 3.6 и 3.7), а также высокая доля фракции >3 мм (рис. 3.7), вероятно связаны с интенсивным использованием минеральных противогололедных материалов. Кроме того, источником пыли в Качканаре служат карьеры и предприятия по переработке руды, откуда пыль атмосферным переносом попадает в городскую среду.

3.2.3. Минеральный состав твердого вещества СГП

На рис. 3.8 представлен минеральный состав твердого вещества СГП в исследованных городах. Средняя доля кварца в СГП в городах – от 2 до 29 %. В Алапаевске вклад кварца наибольший среди городов и в среднем достигает 28 %, но в Серове наблюдаются близкие значения – 27 %. Заметно меньший вклад кварца – в Качканаре – 2 %, что на порядок меньше, чем в остальных городах. Наибольшая доля плагиоклаза наблюдается в Верхней Пышме – 27 %, а наименьшие – в Качканаре и Серове – 11 и 13 % соответственно. Заметен вклад амфибола в Качканаре и Верхней Пышме – 19 и 14 % соответственно, т. к. в Алапаевске и Серове этот вклад составляет 4 и 6 % соответственно. Наибольшая доля серпентина – в Алапаевске (15 %), а наименьшие – в Качканаре и Серове (4 %). В Серове не обнаружен КППШ, а в остальных городах он вносит от 5 до 8 % в состав СГП. В Качканаре наибольшую долю (41 %) вносит диопсид, не встречающийся в остальных городах. В Серове можно отметить заметный вклад кальцита – 17 %, средняя доля которого в остальных городах не превышает 8 %, а также андрадита (17 %), не встречающегося в остальных городах. В Верхней Пышме и Алапаевске в составе отложений присутствуют слюды – 8 и 7 % соответственно, а в Качканаре и Серове они не обнаружены. Во всех городах доля сидерита не превышает 1 %. В Верхней Пышме обнаружен галит (1 %), отсутствующий в пробах в остальных городах. Вклад магнетита в состав СГП в Качканаре и Серове – 6 и 8 % соответственно.

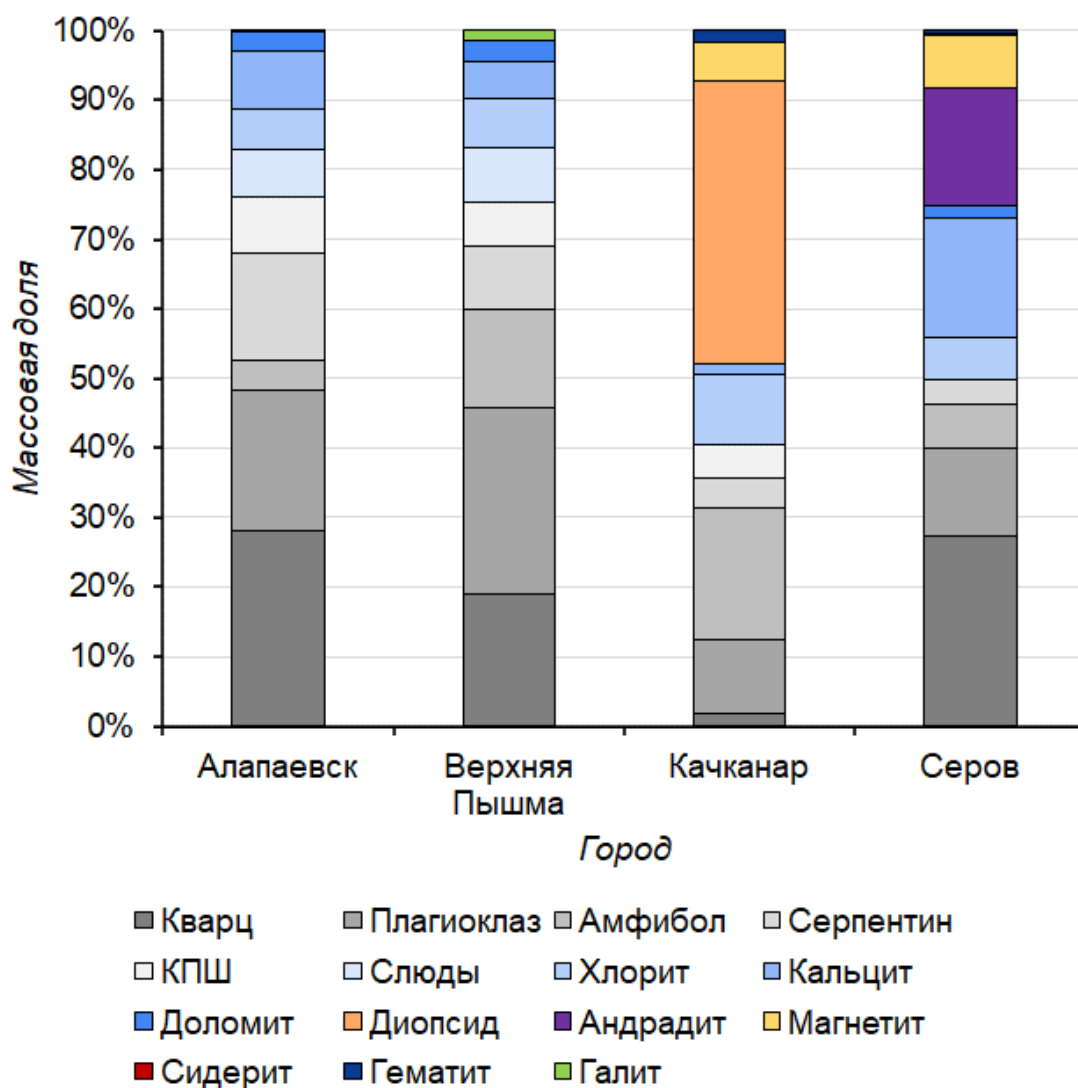


Рисунок 3.8 – Минеральный состав твердого вещества СГП в исследованных городах

Состав твердого вещества СГП в значительной степени преобразован, как и минеральный состав пылегрязевых отложений. В Алапаевске и Верхней Пышме заметно присутствие противогололедных минеральных материалов, а в Верхней Пышме еще и антигололедных солей (наличие галита). В Качканаре в качестве противогололедных материалов используют отсеvy горно-обогатительного комбината, а поступление пыли с хвостохранилищ может вносить дополнительный вклад в схожесть состава СГП и местного минерального фона. В Серове состав СГП носит ярко выраженный техногенный характер. Андрадит и магнетит в таких концентрациях указывают на присутствие материала, ассоциированного с металлургическими шлаками. Высокая доля кальцита может указывать на применение противогололедного материала из дробленых карбонатных пород либо на его поступление в составе шлаковой пыли.

3.2.4. Химический состав СГП

Алапаевск

В табл. 3.10 представлены статистические параметры распределения концентраций элементов в твердом веществе СГП Алапаевска. Для As, Mo, Sn, W, Bi, Cd, Cu, Pb, Sb и Zn коэффициент вариации превышает 0,5, а значения эксцесса находятся в пределах от -0,5 до 9,9, что говорит о значительной вариации концентраций этих элементов и наличии проб с их высоким содержанием. Особенно заметна высокая вариация содержания W и Bi.

Таблица 3.10 – Статистические параметры распределения концентраций элементов в твердом веществе СГП Алапаевска

Me	N	\bar{x}	G_x	Med	min	max	σ	CV	As	Ex
		мг/кг								
Al	10	37 566	37 112	36 880	27 399	47 468	6 077	0,16	-0,056	-0,41
As	10	10	7,6	7,5	3,0	32	9,0	0,88	1,8	3,8
Ba	10	289	272	259	166	546	113	0,39	1,4	2,3
Bi	10	1,8	0,69	0,47	0,29	13	3,9	2,2	3,1	9,9
Cd	10	0,83	0,62	0,67	0,17	2,7	0,74	0,89	2,1	4,9
Co	10	36	36	33	31	48	5,5	0,15	1,4	1,1
Cu	10	214	182	161	89	456	137	0,64	1,2	0,14
Fe	10	40 357	39 407	38 026	27 849	63 735	9 839	0,24	1,5	3,4
Li	10	23	22	20	15	39	7,5	0,33	1,4	1,6
Mg	10	71 497	70 430	68 867	55 116	99 798	13 637	0,19	1,2	1,1
Mn	10	972	953	874	728	1 376	212	0,22	1,1	0,060
Mo	10	7,0	5,5	6,0	1,8	15	4,7	0,67	0,72	-0,51
Ni	10	494	486	469	380	750	105	0,21	1,8	4,0
Pb	10	81	60	70	18	197	64	0,79	1,0	0,0067
Sb	10	17	10	13	1,3	50	16	0,95	1,2	0,76
Sc	10	9,3	9,1	10	5,7	12	2,1	0,22	-0,43	-0,85
Sn	10	5,5	4,1	3,8	1,7	15	4,8	0,87	1,5	1,1
Sr	10	178	176	172	144	231	30	0,17	0,84	-0,24
Th	10	4,7	4,5	4,3	3,1	8,0	1,5	0,32	1,3	1,3
Ti	10	1 243	1 216	1 161	862	1 788	279	0,22	0,88	0,41
U	10	1,7	1,7	1,6	1,2	2,5	0,33	0,19	1,2	3,0
V	10	79	78	76	60	100	14	0,18	0,21	-1,2
W	10	17	8,1	6,9	4,2	111	33	2,0	3,1	9,9
Zn	10	317	257	211	93	785	234	0,74	1,4	0,89

На рис. 3.9 представлено распределение концентраций исследуемых элементов по гранулометрическим фракциям в талой воде (< 0,002 мм) и твердом веществе СГП

в Алапаевске. Для ТММ Sb, Cd, Zn, Pb, Cu наблюдается концентрирование в пылевых фракциях твердого вещества (до 80 %). Концентрация Вi наибольшая в крупной фракции 0,1–1 мм, но наблюдается сравнительно высокое загрязнение в талой воде (< 0,002 мм). Во взвешенном веществе и талой воде зафиксировано наименьшее накопление Sb, Zn, Pb (менее 2 %).

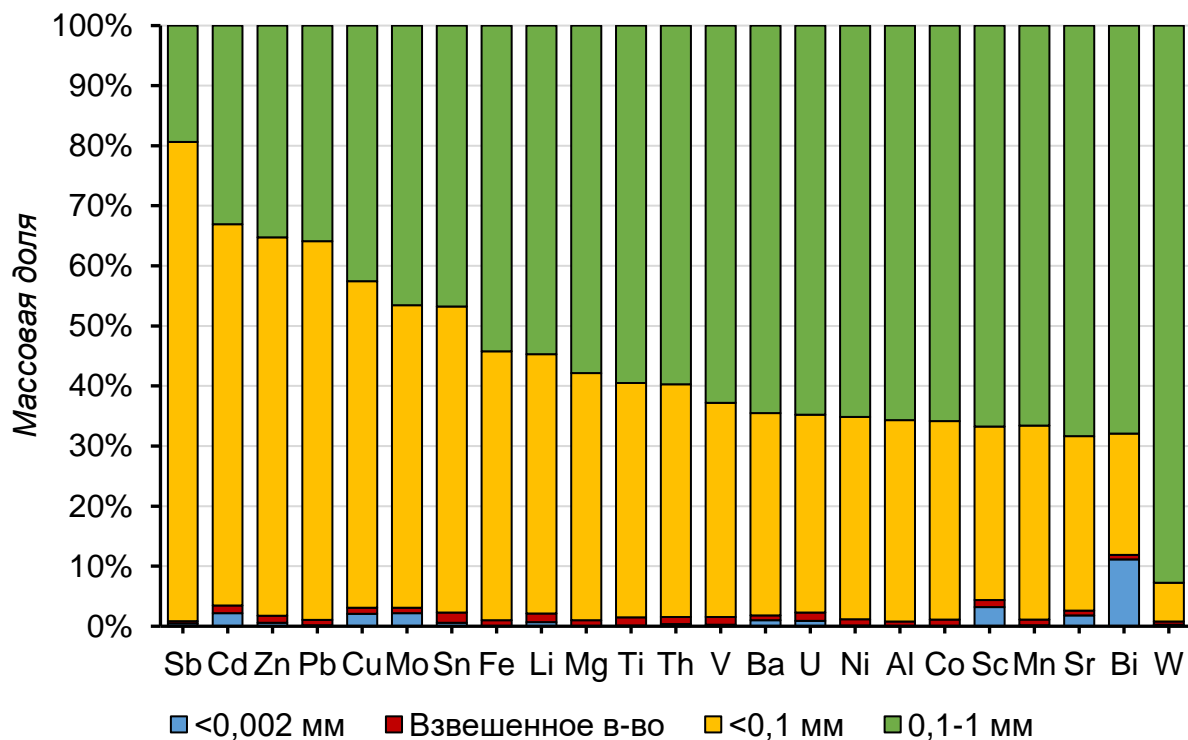


Рисунок 3.9 – Фракционирование исследуемых элементов в талой воде (< 0,002 мм) и твердом веществе СГП Алапаевска

На рис. 3.10 представлены результаты кластерного анализа химического состава твердого вещества СГП Алапаевска. Выявлены следующие ассоциации: Fe-Mn-V-Ti ($r = 0,78-0,99$); Sr-Al ($r = 0,89$); Co-Ni-Mg ($r = 0,78-0,92$); Ba-Sb-As ($r > 0,85$); Bi-Cd ($r = 0,72$); Mo-Pb-Zn-Cu ($r = 0,79-0,96$); U-Li ($r = 0,99$).

Ассоциации Bi-Cd, Mo-Pb-Zn-Cu и Ba-Sb-As. Элементы этих ассоциаций связаны с поступлением загрязнения от автотранспорта и сжигания топлива (Kasimov et al., 2023, 2025; Vlasov et al., 2025). Sb, Zn, Mo, Pb, Ba и Cd – индикаторы износа шин, тормозных колодок, продуктов сгорания присадок топлива и масла (Grigoratos, Martini, 2014; Müller et al., 2022; Vlasov et al., 2022).

Ассоциации Fe-Mn-V-Ti, Sr-Al, Co-Ni-Mg и U-Li. По набору элементов ассоциации имеют естественный источник (перенос пыли, эрозия почв и т. д.).

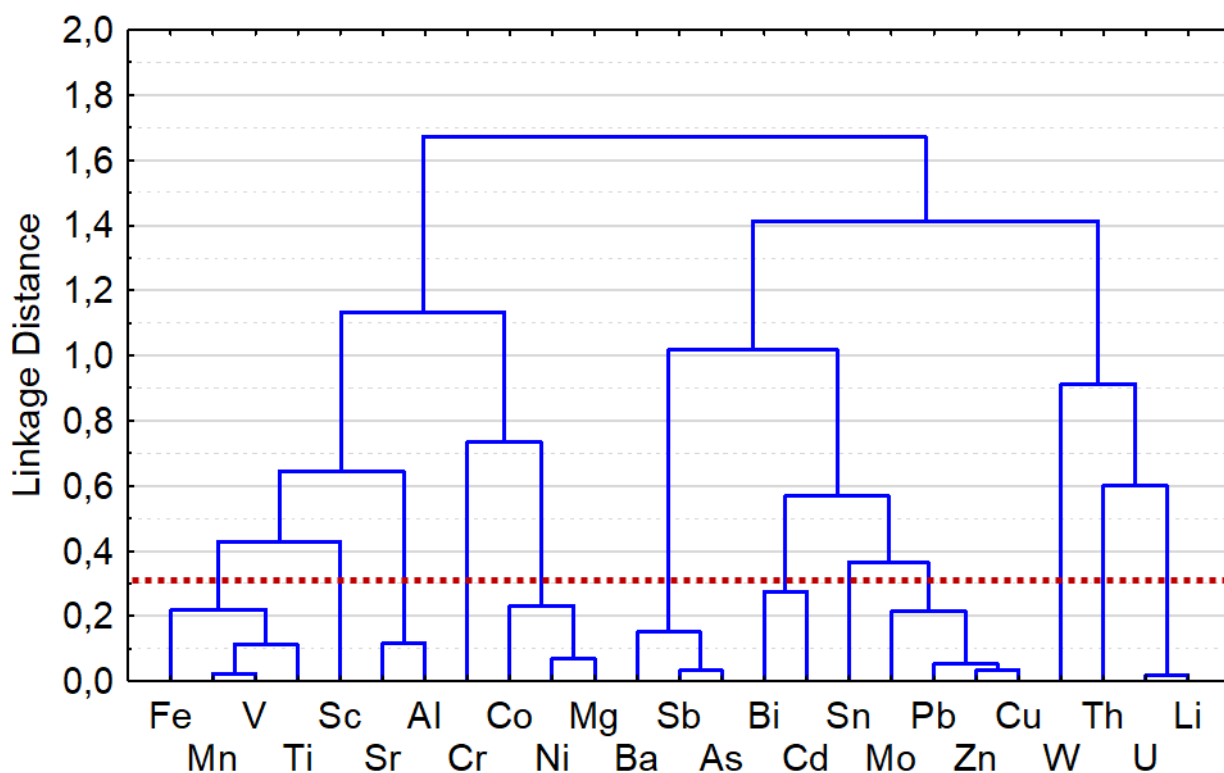


Рис. 3.10 – Иерархическая кластеризация элементов в твердом веществе СГП Алапаевска
(Complete linkage, Linkage distance – 1-Pearson r)

Качканар

В табл. 3.11 представлены статистические параметры распределения концентраций элементов в твердом веществе СГП Качканара. Для As, Ba, Co, Fe, Li, Mo, Ni, Sn, Th, Ti, U, V, W, Cd, Cu, Pb, Sb и Zn коэффициент вариации (CV) превышает 0,5, а значения эксцесса находятся в пределах -0,2–9,9. Заметно, что большинство типоморфных элементов имеют заметную вариацию концентраций и наличие проб с их высоким содержанием.

Таблица 3.11 – Статистические параметры распределения концентраций элементов
в твердом веществе СГП Качканара

Me	N	\bar{x}	G_x	<i>Med</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	σ	CV	As	Ex
		мг/кг								
Al	10	23 048	21 776	24 828	11 309	30 686	7 464	0,32	-0,51	-1,4
As	10	2,1	1,9	2,0	0,73	4,3	1,2	0,54	0,73	-0,24
Ba	10	46	35	37	8,0	117	34	0,75	1,1	0,57
Bi	10	0,065	0,058	0,061	0,031	0,13	0,031	0,48	1,1	1,4
Cd	10	0,19	0,15	0,12	0,070	0,70	0,19	1,0	2,5	6,7
Co	10	37	30	37	8,7	102	26	0,70	1,7	4,1
Cu	10	65	48	42	11	165	53	0,82	1,2	-0,037
Fe	10	75 262	55 491	65 512	15 609	269 857	72 860	0,97	2,5	7,0
Li	10	1,2	1,0	1,2	0,38	2,1	0,61	0,53	0,24	-1,4
Mg	10	38 106	34 086	41 954	10 834	59 839	15 840	0,42	-0,58	-0,64
Mn	10	771	685	901	246	1 249	347	0,45	-0,32	-1,5
Mo	10	1,0	0,71	0,74	0,27	3,5	1,0	0,99	2,2	5,0
Ni	10	61	51	49	18	130	38	0,63	0,89	-0,25
Pb	10	13	7,5	8,3	1,2	57	17	1,3	2,6	7,1
Sb	10	2	1,2	1,3	0,24	10	3,1	1,4	2,5	6,4
Sc	10	51	45	53	13	80	23,0	0,45	-0,29	-1,2
Sn	10	0,9	0,76	0,70	0,25	2,5	0,66	0,71	1,5	2,7
Sr	10	106	98	111	44	168	39	0,37	-0,21	-0,59
Th	10	0,19	0,16	0,17	0,07	0,36	0,10	0,52	0,63	-0,68
Ti	10	3 135	2 653	3 190	950	7 703	1 945	0,62	1,4	2,9
U	10	1,0	0,23	0,24	0,048	8,5	2,6	2,6	3,2	9,9
V	10	348	256	295	69	1 268	342	0,98	2,5	7,2
W	10	1,8	1,1	1,3	0,18	5,8	1,7	0,96	1,6	2,8
Zn	10	94	67	70	19	344	95	1,0	2,3	6,0

На рис. 3.11 представлено распределение концентраций исследуемых элементов по гранулометрическим фракциям в талой воде (< 0,002 мм) и твердом веществе СГП в Качканаре. Помимо Sb, Pb, Cd, Zn, в пылевых фракциях наблюдается высокий вклад типоморфных элементов U, W, Th, Li, Fe. Значительное загрязнение Bi наблюдается в талой воде.

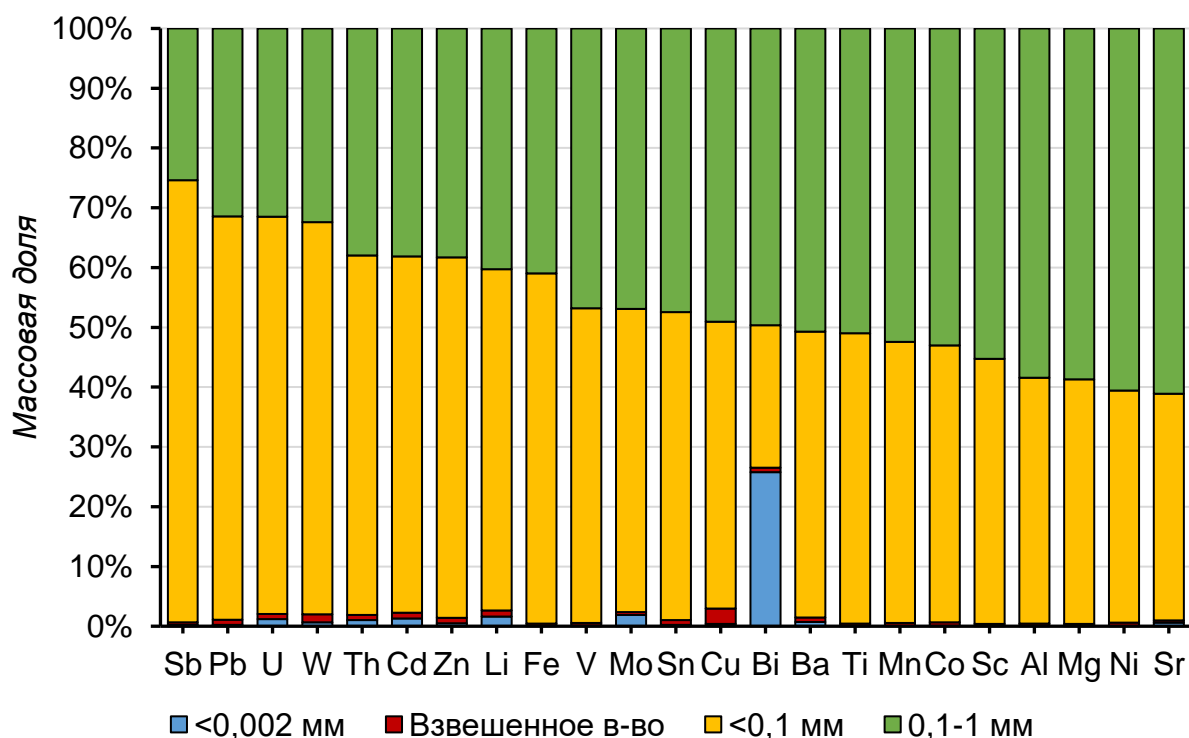


Рисунок 3.11 – Фракционирование исследуемых элементов в талой воде (< 0,002 мм) и твердом веществе СГП Качканара

На рис. 3.12 представлены результаты кластерного анализа химического состава твердого вещества СГП Качканара. Выявлены следующие ассоциации: Sc-Mg и Th-Mo ($r = 0,72$); Sn-Cd ($r = 0,70$); Fe-V-Ti ($r = 0,92-0,99$); Cu-Ni ($r = 0,82$); Sr-Al ($r = 0,90$); Bi-Pb-Ba-Zn и Sb-As-Mn-Li ($r = 0,85-0,99$).

Ассоциации Bi-Pb-Ba-Zn и Sb-As-Mn-Li. Элементы этих ассоциаций связаны с поступлением загрязнения от автотранспорта.

Ассоциации Sc-Mg, Th-Mo, Sn-Cd, Fe-V-Ti, Cu-Ni и Sr-Al. С учетом того, что большинство элементов ассоциированы с типоморфными элементами, основной источник элементов – атмосферный принос пыли с карьера, где добываются полезные ископаемые.

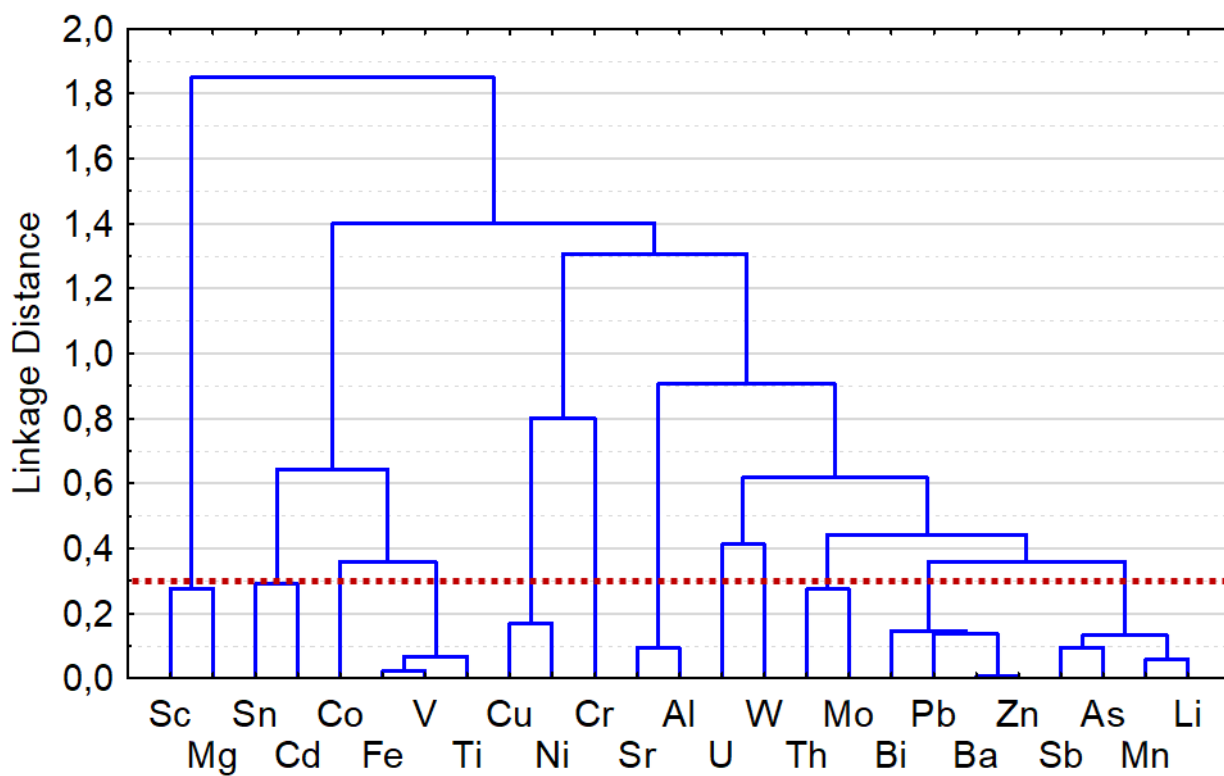


Рис. 3.12 – Иерархическая кластеризация элементов в твердом веществе СГП Качканара (Complete linkage, Linkage distance – 1-Pearson r)

Серов

В табл. 3.12 представлены статистические параметры распределения концентраций элементов в твердом веществе СГП Серова. Для As, Ba, Mo, Ni, Sn, Bi, Cu, Pb, Sb и Zn коэффициент вариации превышает 0,5, а значения эксцесса находятся в пределах -0,57–7,5.

Таблица 3.12 – Статистические параметры распределения концентраций элементов
в твердом веществе СГП Серова

Me	N	\bar{x}	G_x	<i>Med</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	σ	CV	As	Ex
		мг/кг								
Al	10	29 313	27 036	28 881	14 467	46 557	11 879	0,41	0,15	-1,5
As	10	15	9,6	11	0,48	46	13	0,89	1,6	2,5
Ba	10	183	158	175	70	359	99	0,54	0,57	-0,57
Bi	10	0,63	0,38	0,28	0,13	2,7	0,81	1,3	2,4	5,5
Cd	10	0,56	0,51	0,61	0,15	0,82	0,23	0,41	-0,54	-1,0
Co	10	36	35	32	19	55	11	0,31	0,44	-0,71
Cu	10	540	489	498	227	1 273	286	0,53	2,1	5,5
Fe	10	78 837	76 312	80 442	43 586	116 631	20 277	0,26	0,022	0,84
Li	10	4,2	4,0	4,8	2,1	5,8	1,3	0,32	-0,84	-1,1
Mg	10	14 848	13 332	14 588	6 063	27 087	6 955	0,47	0,42	-0,75
Mn	10	1 811	1 678	1 852	834	2 840	688	0,38	-0,17	-1,2
Mo	10	6,9	5,8	6,4	2,0	18	4,6	0,66	1,9	4,9
Ni	10	70	60	58	22	152	42	0,60	0,78	-0,23
Pb	10	61	46	44	13	223	60	0,98	2,6	7,5
Sb	10	13	9,0	7,0	3,9	54	15	1,2	2,6	7,3
Sc	10	8,9	8,2	10	4,5	14	3,7	0,41	-0,10	-2,1
Sn	10	3,5	2,9	2,7	0,93	7,5	2,2	0,65	0,80	-0,56
Sr	10	136	125	134	69	223	56	0,41	0,14	-1,5
Th	10	1,1	1,0	1,3	0,52	1,5	0,39	0,34	-0,65	-1,6
Ti	10	1 218	1 122	1 276	528	1 811	478	0,39	-0,16	-1,5
U	10	0,61	0,57	0,64	0,32	0,86	0,20	0,34	-0,29	-1,5
V	10	90	84	97	43	129	33	0,37	-0,48	-1,3
W	10	10	9,1	12	2,5	14	4,1	0,40	-1,2	0,18
Zn	10	292	259	299	94	608	145	0,50	0,92	1,7

На рис. 3.13 представлено распределение концентраций исследуемых элементов по гранулометрическим фракциям в талой воде (< 0,002 мм) и твердом веществе СГП в Серове. Для Вi характерен высокий уровень загрязнения в пылевых фракциях, а наибольший вклад в загрязнение Вi приходится на фракцию < 0,002 мм в талой воде (почти 40 %). Также в пылевых фракциях значительно загрязнение Sb, Pb, Cd, Zn, Cu, W и др. В Серове заметен бóльший вклад фракции < 0,002 мм в талой воде в сравнении с другими городами.

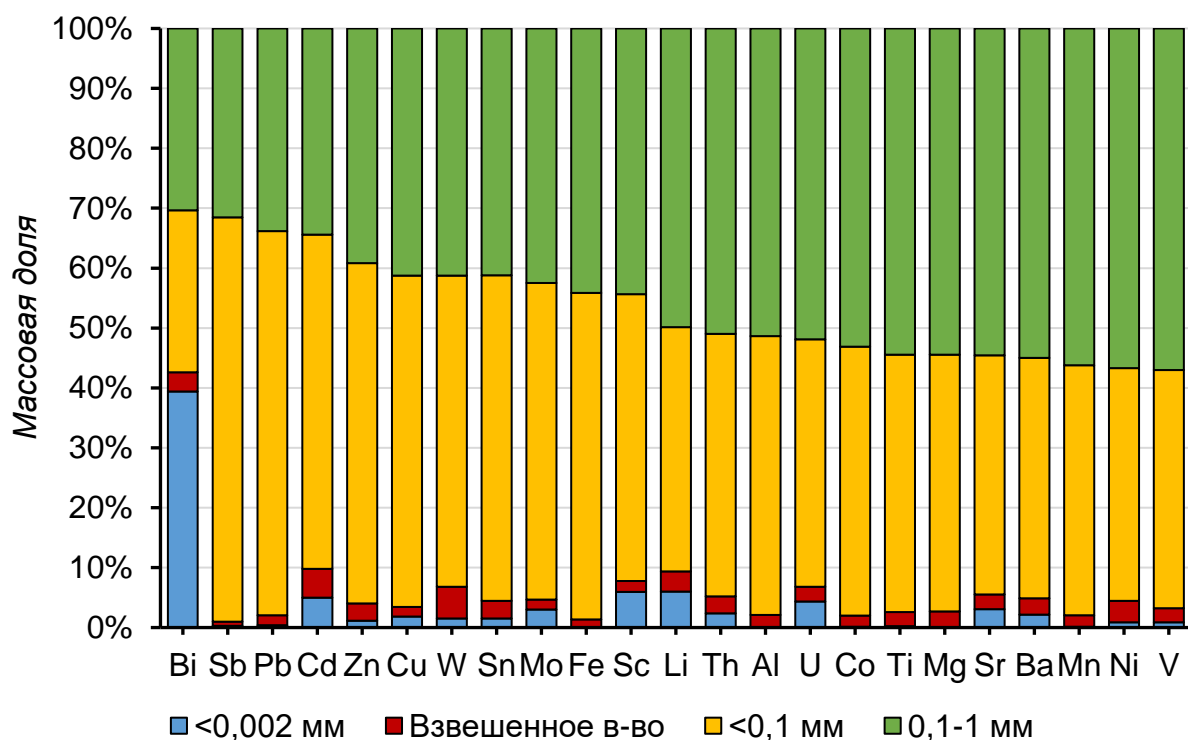


Рисунок 3.13 – Фракционирование исследуемых элементов в талой воде (< 0,002 мм) и твердом веществе СГП Серова

На рис. 3.14 представлены результаты кластерного анализа химического состава твердого вещества СГП Серова. Выявлены следующие ассоциации: Pb-Sb-As ($r = 0,75–0,92$); Cu-Co-Fe ($r > 0,88$); U-Th-Sc-V-Ti-Sr-Al ($r = 0,67–0,95$); Mo-Ni ($r = 0,42–0,85$); Bi-Sn ($r = 0,78$); W-Cd-Mn-Li ($r = 0,65–0,82$).

Ассоциация Pb-Sb-As. Элементы этой ассоциации связаны с поступлением загрязнения от автотранспорта: продукты износа шин, тормозных колодок, сгорания присадок топлива и масла (Grigoratos, Martini, 2014; Müller et al., 2022; Vlasov et al., 2022).

Ассоциации Cu-Co-Fe, U-Th-Sc-V-Ti-Sr-Al, Mo-Ni, Bi-Sn и W-Cd-Mn-Li. По набору элементов ассоциации имеют естественный источник (перенос пыли, эрозия почв и т. д.).

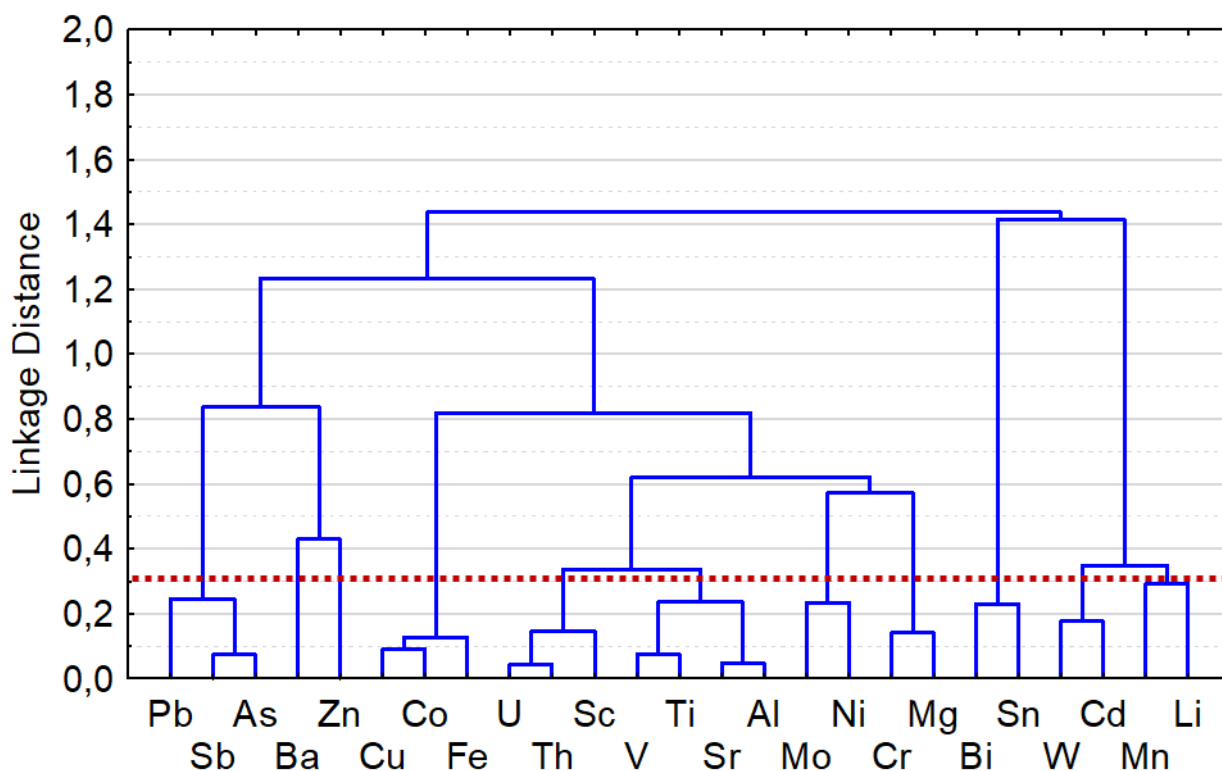


Рис. 3.14 – Иерархическая кластеризация элементов в твердом веществе СГП Серова
(Complete linkage, Linkage distance – 1-Pearson r)

Верхняя Пышма

В табл. 3.13 представлены статистические параметры распределения концентраций элементов в твердом веществе СГП г. Верхней Пышмы. Для As, Ba, Mo, Bi, Cd, Cu, Pb и Sb коэффициент вариации превышает 0,5, а значения эксцесса находятся в пределах 4,4–9,5. Наибольшая вариация концентраций наблюдается для As и Sb (наибольшие значения CV , As и Ex).

Таблица 3.13 – Статистические параметры распределения концентраций элементов в твердом веществе СГП Верхней Пышмы

Me	N	\bar{x}	G_x	<i>Med</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	σ	CV	As	Ex
		мг/кг								
Al	10	53 856	53 398	52 328	43 432	70 093	7 572	0,14	0,87	1,4
As	10	14	9,9	9,0	4,2	64	18	1,3	3,1	9,5
Ba	10	234	215	179	149	536	118	0,50	2,2	5,2
Bi	10	0,37	0,33	0,34	0,18	1,0	0,22	0,60	2,6	7,5
Cd	10	0,70	0,54	0,47	0,21	2,2	0,61	0,87	2,0	4,5
Co	10	30	29	30	21	41	5,0	0,17	0,53	2,8
Cu	10	390	347	474	140	666	178	0,46	-0,16	-1,3
Fe	10	41 852	41 573	41 695	33 403	47 571	5 011	0,12	-0,40	-1,1
Li	10	6,8	6,7	6,5	5,0	8,4	1,2	0,17	0,037	-1,2
Mg	10	45 601	43 946	42 604	26 137	77 345	13 684	0,30	1,3	3,0
Mn	10	769	763	758	605	937	96	0,12	-0,05	0,23
Mo	10	5,3	4,3	3,4	2,3	16	4,2	0,80	2,1	4,4
Ni	10	277	267	252	200	501	91	0,33	1,9	4,0
Pb	10	49	41	40	21	163	41	0,83	2,8	8,5
Sb	10	8,2	6,3	5,6	3,7	34	9,2	1,1	3,0	9,3
Sc	10	14	14	15	6,7	18	3,2	0,23	-1,3	2,5
Sn	10	3,6	3,5	3,2	2,2	6,4	1,4	0,37	1,4	1,1
Sr	10	258	256	249	215	351	41	0,16	1,4	2,2
Th	10	1,7	1,6	1,6	1,2	2,5	0,38	0,23	1,3	2,0
Ti	10	2 312	2 301	2 311	1 905	2 667	237	0,10	-0,25	-0,42
U	10	0,77	0,76	0,76	0,58	1,0	0,10	0,13	-0,028	1,4
V	10	122	119	122	78	167	24	0,20	0,063	1,0
W	10	14	13	13	8,7	19	3,7	0,27	0,20	-1,8
Zn	10	200	186	172	119	462	96	0,48	2,7	7,8

На рис. 3.15 представлено распределение концентраций исследуемых элементов по гранулометрическим фракциям в талой воде (< 0,002 мм) и твердом веществе СГП в Верхней Пышме. Среди ТММ наблюдается значительное накопление Вi во фракции <0,002 мм в талой воде – около 35 %, и в целом в пылевых фракциях – около 65 %. Загрязнение Sb, Cd, Mo, W, Cu, Zn характерно для пылевых фракций. В целом вклад пылевых фракций в Верхней Пышме наименьший среди исследованных городов.

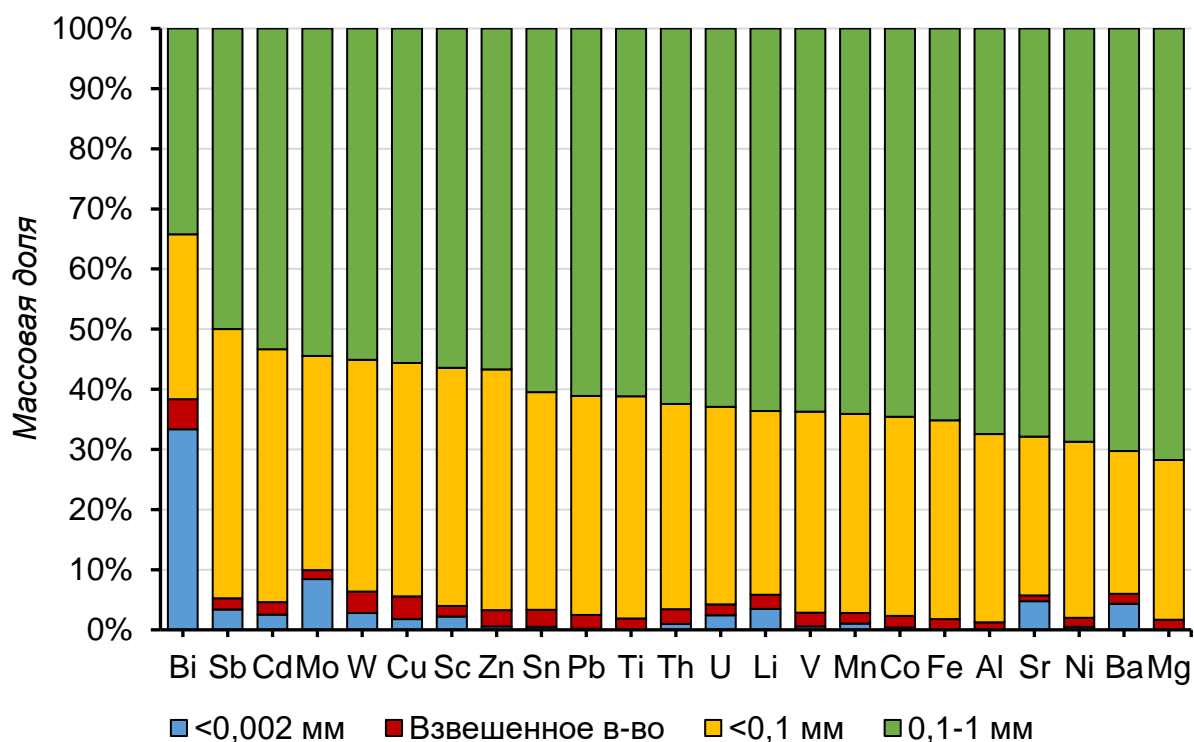


Рисунок 3.15 – Фракционирование исследуемых элементов в талой воде (< 0,002 мм) и твердом веществе СГП Верхней Пышмы

На рис. 3.15 представлены результаты кластерного анализа химического состава твердого вещества СГП г. Верхней Пышмы. Выявлены следующие ассоциации: Mn-Sc ($r = 0,90$); V-Fe-Ti ($r = 0,79-0,95$); Co-Ni-Mg ($r = 0,77-0,96$); Mo-Pb-As-Zn ($r = 0,70-0,99$); Sr-Al ($0,71$); U-Th-Li ($r = 0,84-0,92$).

Ассоциация Mo-Pb-As-Zn. Элементы этой ассоциации связаны с выбросами автотранспорта: продукты износа шин, тормозных колодок, сгорания топлива и масла (Grigoratos, Martini, 2014; Müller et al., 2022; Vlasov et al., 2022).

Ассоциации Mn-Sc, V-Fe-Ti, Co-Ni-Mg, Sr-Al и U-Th-Li. По набору элементов, ассоциации имеют естественный источник: перенос пыли, эрозия почв и т. д.

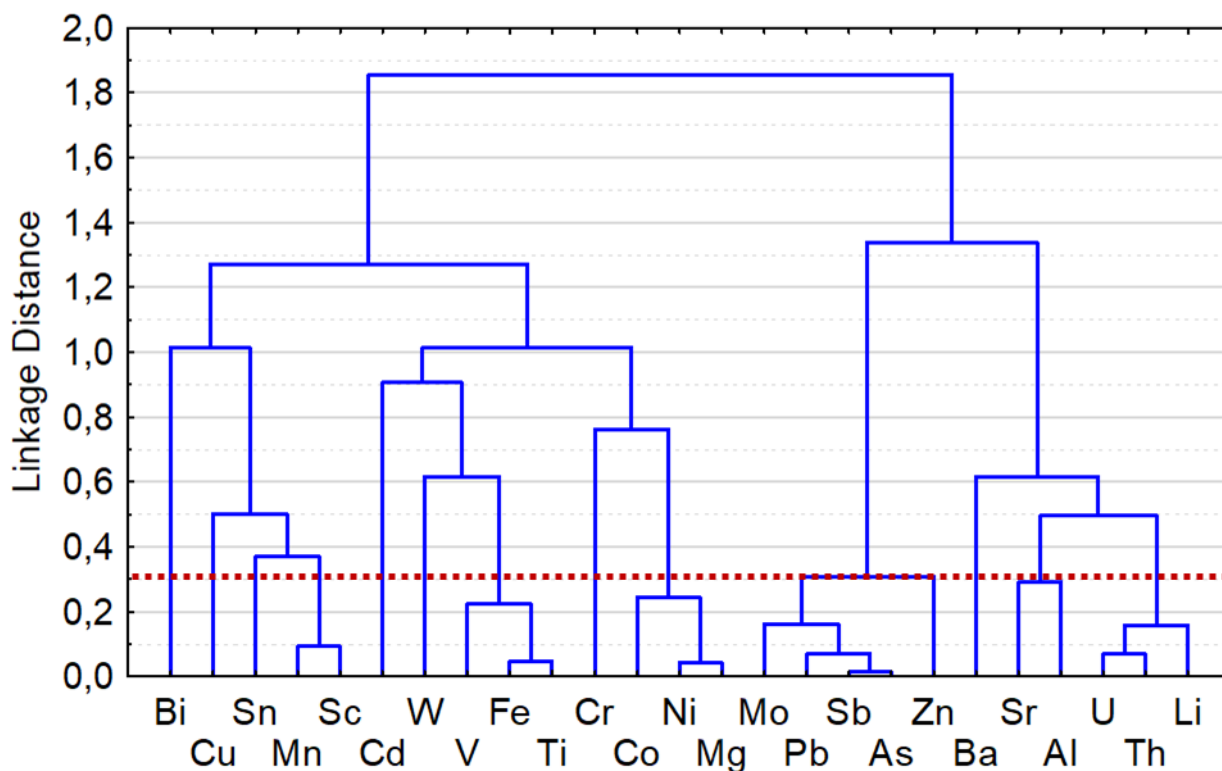


Рис. 3.15 – Иерархическая кластеризация элементов в твердом веществе СГП Верхней Пышмы (Complete linkage, Linkage distance – 1-Pearson r)

3.3. Снежный покров

3.3.1. Физико-химические свойства жидкой фазы снежного покрова

Среднее содержание главных катионов и анионов в жидкой фазе проб снежного покрова в исследованных городах представлено в табл. 3.14. Содержание SiO_2 , PO_4^{3-} и CO_3^- в большинстве проб ниже предела обнаружения во всех городах. Общая минерализация (сумма катионов и анионов) варьирует от 17 мг/л в Алапаевске до 36 мг/л в Верхней Пышме и Серове, что указывает на более интенсивное поступление растворенных солей, характерное для городов с развитой промышленностью и высокой транспортной нагрузкой. Сравнительно высокие концентрации Na^{++} и Cl^- в Верхней Пышме указывают на то, что материал с дорог, где используют антигололедные реагенты (табл. 3.5), переносится на ненарушенный снежный покров. Качканар демонстрирует сравнительно умеренные значения минерализации (28 мг/л), а минимальные концентрации наблюдаются в Алапаевске (17 мг/л), что свидетельствует о более низком уровне техногенной нагрузки.

Таблица 3.14 – Среднее содержание главных катионов и анионов в жидкой фазе проб снежного покрова в исследованных городах

Город	Катионы, мг/л					
	Сумма	Na ⁺⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺
Качканар	7	0,52	0,42	0,63	4,8	0,38
Серов	8	0,50	0,43	0,54	5,8	0,45
Алапаевск	3	0,32	0,34	0,20	1,2	0,56
Верхняя Пышма	7	0,96	2,3	0,52	2,2	1,4
Город	Анионы, мг/л					
	Сумма	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻
Качканар	21	5,0	13	1,3	2,0	0,034
Серов	29	9,3	16	1,8	1,8	0,072
Алапаевск	14	5,7	6,9	0,05	1,4	0,030
Верхняя Пышма	29	13	10	2,5	2,4	0,43

В табл. 3.15 представлены средние значения pH и Eh в жидкой фазе проб снежного покрова в исследованных городах. Значение pH незначительно различается между городами (около 7,5 – нейтральная или слабощелочная среда), но в Серове это значение достигает 8,4, близкое к порогу щелочной среды, что обусловлено повышенными концентрациями Ca²⁺ и HCO₃⁻, препятствующих закислению среды. Значение Eh варьирует между городами: наибольшее значение наблюдается в Качканаре – 182 мВ, а наименьшее – в Серове – 106 мВ. В Алапаевске и Верхней Пышме близкие значения pH и Eh. Наибольшая вариабельность Eh наблюдается в Качканаре.

Таблица 3.15 – Средние значения pH и Eh в жидкой фазе проб снежного покрова в исследованных городах (среднее ± σ)

Город	pH	Eh, мВ
Алапаевск	7,4 ± 0,38	138 ± 22
Верхняя Пышма	7,4 ± 0,48	141 ± 22
Качканар	7,7 ± 0,25	182 ± 61
Серов	8,4 ± 0,46	106 ± 40

Концентрация взвешенного вещества (частицы > 2 мкм) в жидкой фазе проб снежного покрова в исследованных городах (среднее ± σ):

- Качканар – 0,18 ± 0,06 г/л,
- Серов – 0,07 ± 0,05 г/л,
- Верхняя Пышма – 0,05 ± 0,02 г/л,
- Алапаевск – 0,03 ± 0,02 г/л.

Наибольшая концентрация взвешенного вещества наблюдается в Качканаре – на порядок выше, чем в остальных городах, что в дополнении с данными табл. 3.7 и 3.8 подтверждает значительное поступление твердого вещества (в т. ч. атмосферного) в городскую среду Качканара. Наименьшие значения наблюдаются в Алапаевске.

3.3.2. Химический состав твердого вещества снежного покрова

Алапаевск

В табл. 3.16 представлены статистические параметры распределения интенсивности атмосферных выпадений анализируемых элементов, рассчитанные на основе данных о составе снежного покрова в Алапаевске.

Таблица 3.16 – Статистические параметры распределения интенсивности атмосферных выпадений анализируемых элементов в Алапаевске

Me	N	\bar{x}	G_x	Med	min	max	σ	CV	As	Ex
		мкг/м ² в сут.								
Al	10	0,090	0,062	0,057	0,023	0,39	0,11	1,2	2,8	8,0
As	10	0,44	0,43	0,42	0,31	0,70	0,12	0,28	1,3	1,0
Ba	10	217	117	98	51	1287	379	1,7	3,1	9,6
Bi	10	0,49	0,44	0,38	0,27	0,96	0,25	0,50	1,0	-0,28
Cd	10	0,060	0,058	0,052	0,047	0,091	0,015	0,25	1,1	0,13
Co	10	6,3	5,9	6,0	3,2	11	2,4	0,38	0,70	-0,017
Cr	10	9,2	6,8	6,5	2,2	28	8,3	0,90	1,7	2,1
Cu	10	11	6,7	4,4	2,7	38	12	1,1	1,8	2,8
Fe	10	602	585	630	373	834	149	0,25	0,013	-0,73
Li	10	4,6	4,2	4,5	2,1	9,1	1,9	0,43	1,3	3,2
Mg	10	843	746	875	363	1743	436	0,52	0,83	0,58
Mn	10	26	25	23	19	46	8,3	0,32	1,7	2,8
Mo	10	0,19	0,12	0,20	0,023	0,39	0,15	0,78	0,073	-2,1
Ni	10	6,2	5,1	5,0	2,0	15	4,1	0,66	0,95	0,24
Pb	10	2,8	2,7	2,6	1,8	4,4	0,87	0,31	0,77	-0,22
Sb	10	0,19	0,18	0,19	0,11	0,28	0,058	0,30	0,49	-0,42
Sc	10	2,0	1,8	1,8	1,0	3,7	0,83	0,42	1,0	0,88
Sn	10	0,18	0,16	0,12	0,099	0,35	0,10	0,52	0,79	-1,2
Sr	10	112	96	101	37	226	65	0,58	0,69	-0,76
Th	10	0,98	0,91	0,95	0,51	2,0	0,43	0,44	1,7	4,1
Ti	10	32	31	31	19	58	11	0,34	1,3	2,9
U	10	0,42	0,39	0,41	0,21	0,81	0,17	0,41	1,3	2,5
V	10	2,6	2,5	2,6	1,5	3,8	0,80	0,31	0,10	-1,6
W	10	1,2	1,2	1,2	0,70	1,7	0,32	0,26	0,33	-0,42
Zn	10	13	13	14	6,9	23	4,8	0,36	0,61	0,039

На рис. 3.16 представлены результаты кластерного анализа концентраций элементов в твердой и жидкой фазах снежного покрова Алапаевска. Выявлены следующие ассоциации: Sr-Bi-Co-Sc-Li-U-Th ($r = 0,50-0,99$); Al-As-Sb ($r = 0,35-0,69$); Ba-Cr-Pb ($r = 0,69-75$); Ti-Fe-V ($r = 0,72-0,80$); Mo-Mg-Ni-Sn-Cu ($r = 0,40-0,97$). Не обнаружены ассоциации, явно связанные с техногенными источниками. Вероятнее всего, химический состав снежного покрова в равной степени формируется как за счет естественных источников (перенос пыли, эрозия почв и т. д.), так и техногенных (автотранспорт, сжигание топлива и т. д.). Скорее всего, загрязняющие вещества поступают в снежный покров в результате переноса материала с дорог и проездов. В этом случае техногенные выбросы в Алапаевске можно охарактеризовать как неинтенсивные.

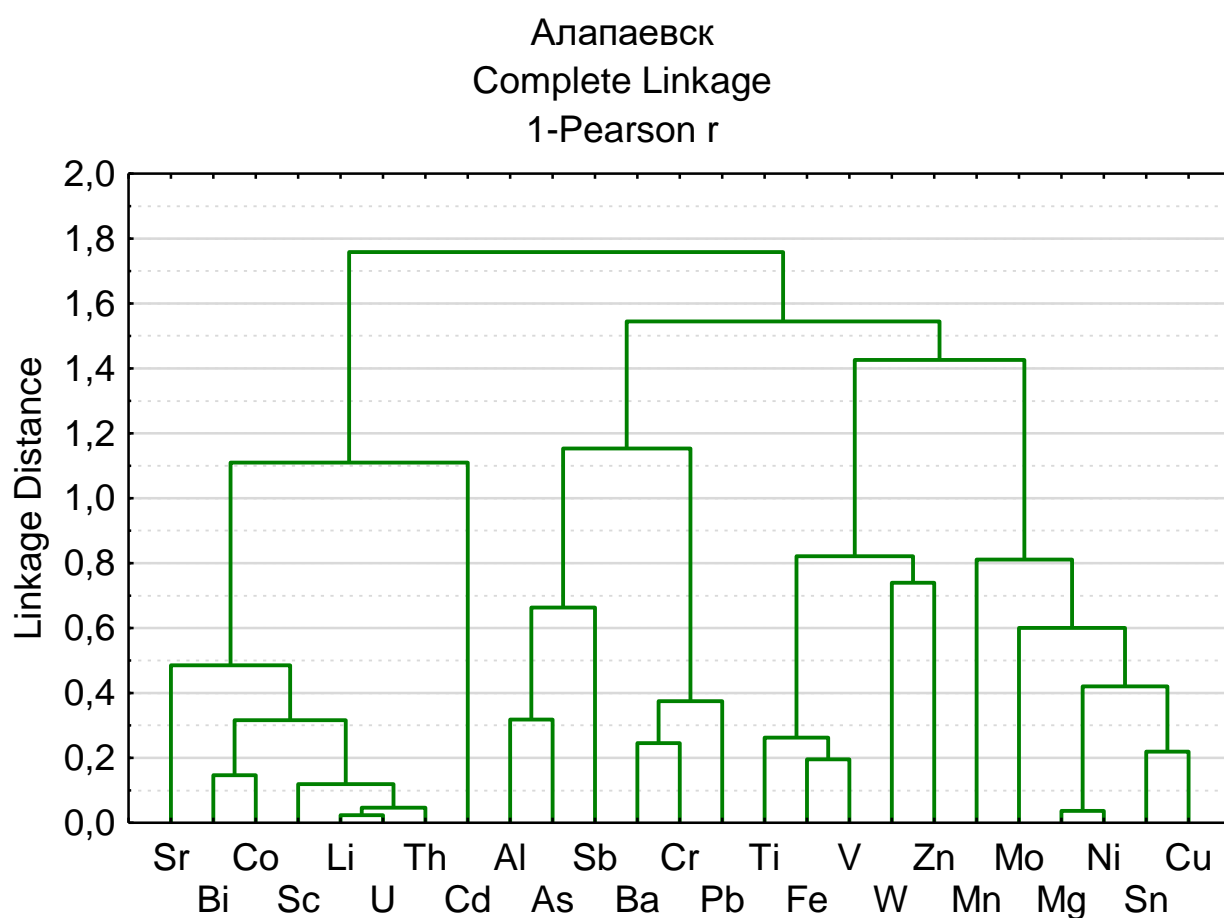


Рис. 3.16 – Иерархическая кластеризация элементов в твердой и жидкой фазах снежного покрова Алапаевска

Качканар

В табл. 3.17 представлены статистические параметры распределения интенсивности атмосферных выпадений анализируемых элементов, рассчитанные на основе данных о составе снежного покрова в Качканаре. Наблюдаются значительные выпадения типоморфных элементов, связанных с переносимым с карьера твердым материалом.

Таблица 3.17 – Статистические параметры распределения интенсивности атмосферных выпадений анализируемых элементов в Качканаре

Me	N	\bar{x}	G_x	<i>Med</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	σ	CV	As	Ex
		мкг/м ² в сут.								
Al	10	0,087	0,079	0,094	0,037	0,14	0,037	0,42	-0,13	-1,3
As	10	3,0	2,9	3,0	1,6	5,0	1,0	0,34	0,47	-0,068
Ba	10	80	60	90	13	153	48	0,60	-0,29	-1,0
Bi	10	0,41	0,30	0,42	0,068	0,92	0,27	0,67	0,30	-0,18
Cd	10	0,14	0,12	0,13	0,043	0,23	0,068	0,50	0,27	-1,4
Co	10	114	90	83	35	273	84	0,74	1,0	-0,12
Cr	10	32	30	30	16	58	13	0,40	0,74	0,26
Cu	10	10	10	10	5,3	15	3,3	0,33	-0,0093	-1,5
Fe	10	36 209	32 859	29 067	16 854	69 167	17 086	0,47	0,79	-0,43
Li	10	2,3	1,7	2,5	0,37	4,5	1,5	0,64	-0,066	-1,4
Mg	10	4 297	4 012	4 646	1 836	5 820	1 422	0,33	-1,0	-0,0081
Mn	10	185	169	179	81	328	78	0,42	0,51	-0,43
Mo	10	0,55	0,19	0,12	0,037	3,4	1,0	1,9	2,8	8,4
Ni	10	21	19	18	10	40	10	0,46	0,91	0,086
Pb	10	8,1	7,4	8,4	3,3	14	3,3	0,41	0,0071	-0,89
Sb	10	0,31	0,25	0,31	0,062	0,61	0,17	0,55	0,30	0,10
Sc	10	31	25	26	6,6	58	19	0,61	0,36	-1,2
Sn	10	0,27	0,22	0,27	0,041	0,56	0,16	0,59	0,33	-0,14
Sr	10	222	164	249	39	383	135	0,61	-0,45	-1,6
Th	10	0,49	0,35	0,52	0,073	0,87	0,33	0,67	-0,10	-1,9
Ti	10	1 185	1 093	988	557	2 169	512	0,43	0,83	-0,17
U	10	0,28	0,19	0,27	0,037	0,66	0,20	0,73	0,47	-0,51
V	10	222	202	176	105	436	107	0,48	1,1	0,13
W	10	0,39	-	0,22	0	1,4	0,47	1,2	1,2	0,57
Zn	10	30	27	29	12	48	12	0,41	0,10	-1,2

На рис. 3.17 представлены результаты кластерного анализа концентраций элементов в твердой и жидкой фазах снежного покрова Качканара. Выявлены следующие ассоциации: Co-Bi-Sc-Sr-Ba-Li-Th ($r = 0,63-0,96$); W-U ($r = 0,70$); Sn-Zn ($r = 0,92$); Mg-Mn-Ti-Fe-Cr-Ni-V ($r = 0,69-0,99$); As-Sb-Al-Pb-Cd-Cu ($r = 0,60-0,92$).

Ассоциация As-Sb-Al-Pb-Cd-Cu. Данная ассоциация явно связана с выбросами от автотранспорта и сжигания топлива: износ шин, тормозных колодок и дисков, сгорание топлива и присадок масла.

Ассоциации Co-Bi-Sc-Sr-Ba-Li-Th, W-U, Sn-Zn и Mg-Mn-Ti-Fe-Cr-Ni-V. Эти ассоциации связаны с естественными источниками. Набор элементов в ассоциации Mg-Mn-

Ti-Fe-Cr-Ni-V явно связан с составом пород, распространенных в регионе и находящихся во вскрытом состоянии в карьере горно-обогатительного комбината.

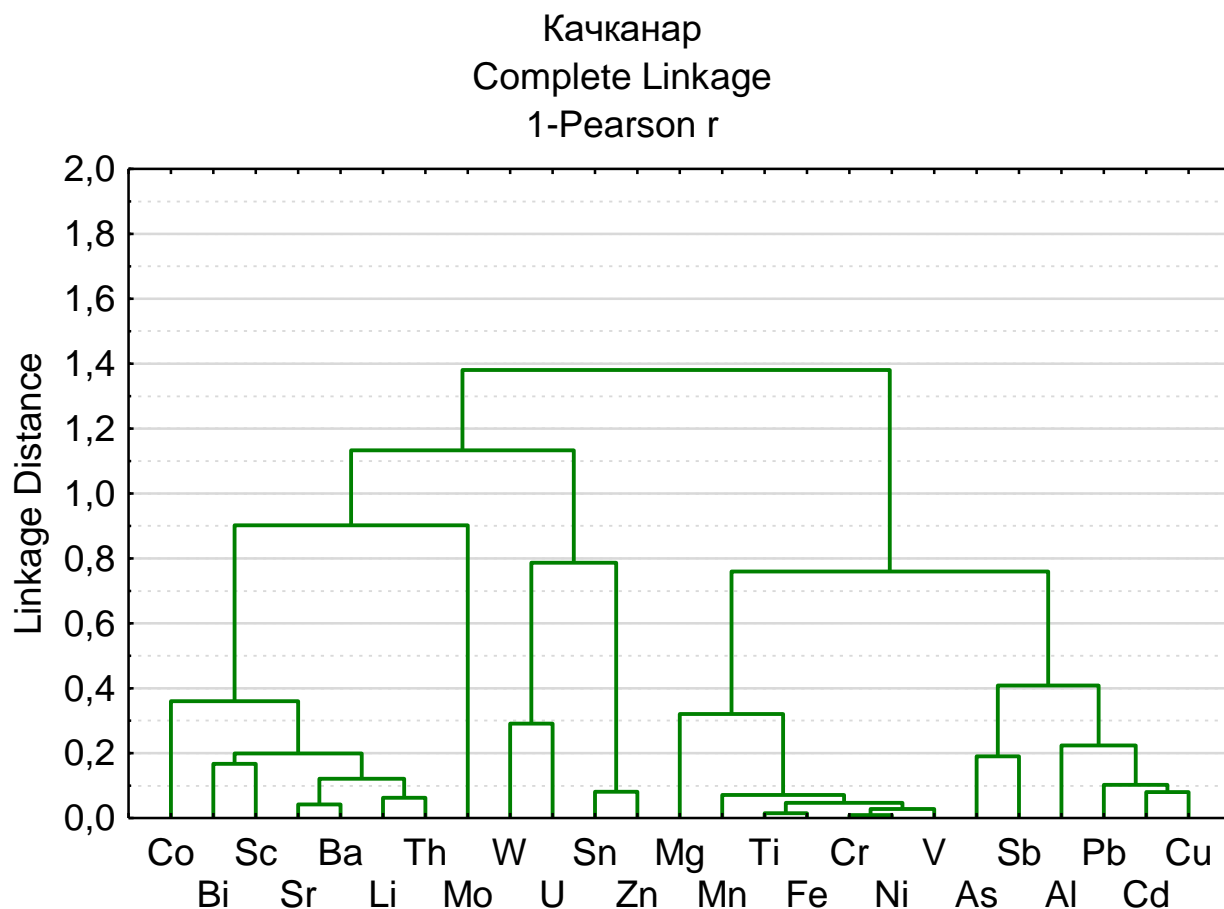


Рис. 3.17 – Иерархическая кластеризация элементов в твердой и жидкой фазах снежного покрова Качканара

Серов

В табл. 3.18 представлены статистические параметры распределения интенсивности атмосферных выпадений анализируемых элементов, рассчитанные на основе данных о составе снежного покрова в Серове. Наблюдаются значительные выпадения Cr, Mg и Zn. Для Ni по значению эксцесса наблюдается наличие проб со сравнительно высокими концентрациями.

Таблица 3.18 – Статистические параметры распределения интенсивности атмосферных выпадений анализируемых элементов в Серове

Me	N	\bar{x}	G_x	<i>Med</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	σ	CV	As	Ex
		мкг/м ² в сут.								
Al	10	0,97	0,82	0,83	0,30	2,2	0,60	0,61	1,1	0,85
As	10	3,2	2,4	2,7	0,66	7,6	2,4	0,74	0,88	-0,19
Ba	10	91	72	86	18	208	62	0,67	0,77	-0,15
Bi	10	0,58	0,43	0,53	0,12	1,3	0,43	0,73	0,64	-0,78
Cd	10	0,23	0,17	0,18	0,051	0,59	0,19	0,82	1,2	0,22
Co	10	21	15	14	4,2	50	18	0,83	0,87	-0,99
Cr	10	340	227	160	98	1270	377	1,1	2,1	4,1
Cu	10	43	29	30	6,8	122	39	0,90	1,3	0,81
Fe	10	8 011	5 771	5 561	2 198	21 993	6 900	0,86	1,2	0,48
Li	10	3,9	3,1	3,2	1,0	8,8	2,7	0,70	0,92	-0,30
Mg	10	2 270	1 905	1 715	874	6 102	1 614	0,71	1,8	3,1
Mn	10	132	106	98	43	354	101	0,76	1,6	1,8
Mo	10	1,6	1,4	1,2	0,67	4,4	1,2	0,72	1,9	3,2
Ni	10	12	10	9,2	5,3	32	8,3	0,69	1,8	3,6
Pb	10	7,7	6,4	5,3	3,3	18	5,6	0,73	1,6	0,99
Sb	10	0,26	0,21	0,20	0,076	0,63	0,20	0,76	1,5	0,86
Sc	10	2,3	2,0	2,1	1,0	4,3	1,2	0,52	0,59	-0,98
Sn	10	0,39	0,31	0,29	0,11	0,99	0,30	0,77	1,4	0,95
Sr	10	178	158	175	79	341	88	0,50	0,53	-0,70
Th	10	0,67	0,48	0,48	0,13	1,8	0,57	0,84	1,1	-0,055
Ti	10	63	58	56	29	116	28	0,44	1,3	1,0
U	10	0,41	0,34	0,39	0,12	0,80	0,25	0,62	0,43	-1,2
V	10	8,0	7,1	6,8	3,2	17	4,3	0,54	1,4	1,1
W	10	6,2	3,9	3,7	0,81	20	6,1	0,99	1,5	2,3
Zn	10	54	44	39	19	131	41	0,75	1,5	0,81

На рис. 3.18 представлены результаты кластерного анализа концентраций элементов в твердой и жидкой фазах снежного покрова Серова. Выявлены следующие ассоциации: Sr-Mg-Ni ($r = 0,89-0,99$); W-Ba-Sc-U-Bi-Li-Co-Th ($r = 0,72-0,98$); Al-Mo-Mn-Ti-V ($r = 0,88-0,97$); Fe-As-Cd-Sb-Pb-Zn-Sn-Cu ($r = 0,89-1,0$).

Ассоциации Al-Mo-Mn-Ti-V и Fe-As-Cd-Sb-Pb-Zn-Sn-Cu. Между собой ассоциации имеют связь ($r = 0,61$). Fe-As-Cd-Sb-Pb-Zn-Sn-Cu явно связана с выбросами от автотранспорта и сжигания топлива, т. к. Sb, Sn, Zn, Pb, Cu, As и Cd относятся к индикаторам износа шин, тормозных колодок и дисков, продуктам сгорания топлива и присадок моторных масел (Grigoratos, Martini, 2014; Müller et al., 2022; Vlasov et al., 2022).

Наличие связи с ассоциацией типоморфных элементов, вероятно, связано с тем, что загрязняющие вещества переносятся с дорог и проездов вместе с материалом покрытий.

Ассоциация Cr-Mg-Ni. Эта ассоциация может быть связана с выбросами металлургических предприятий, специализирующихся на выпуске различных сталей, а также с отвалами завода ферросплавов, материал которых переносится ветром в городскую среду.

Ассоциация W-Ba-Sc-U-Bi-Li-Co-Th. Данная ассоциация связана с поступлением материала из естественных источников в результате атмосферного переноса.

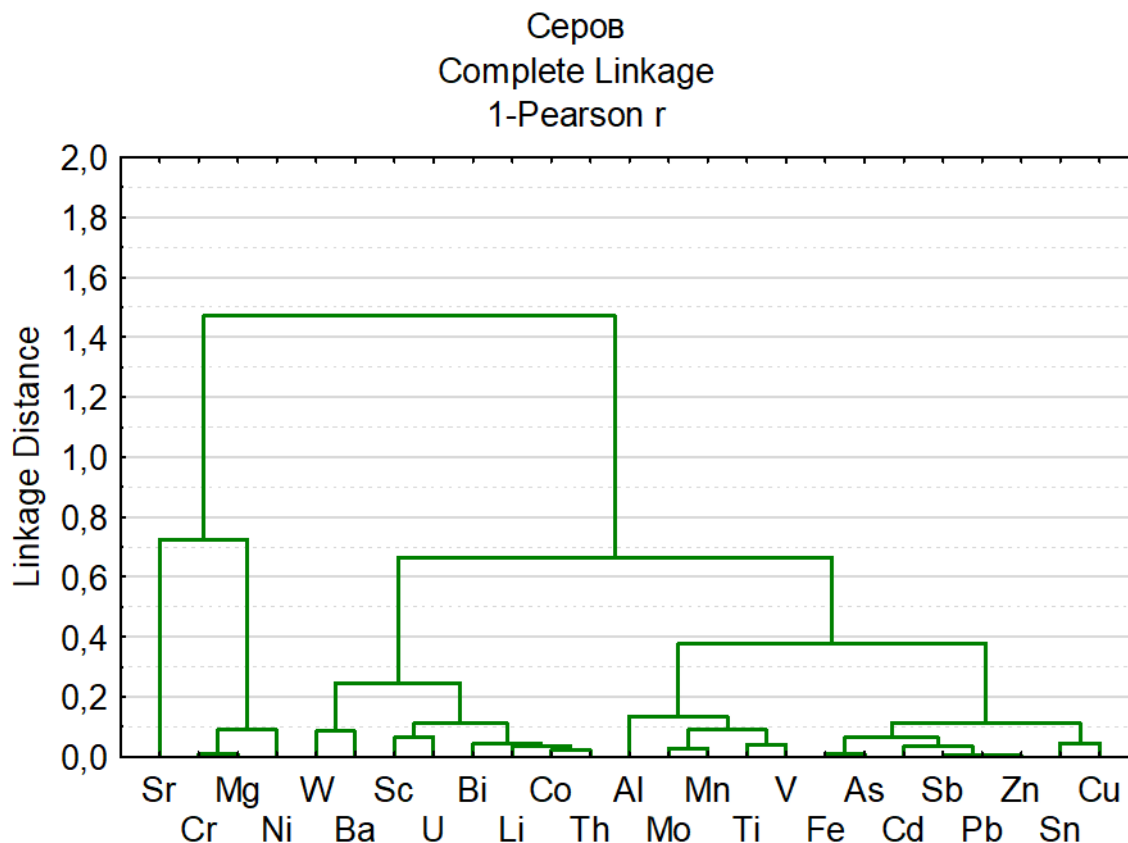


Рис. 3.18 – Иерархическая кластеризация элементов в твердой и жидкой фазах снежного покрова Серова

Верхняя Пышма

В табл. 3.19 представлены статистические параметры распределения интенсивности атмосферных выпадений анализируемых элементов, рассчитанные на основе данных о составе снежного покрова в Верхней Пышме. Наблюдаются значительные выпадения Al, Mo, Cu, Bi и As.

Таблица 3.19 – Статистические параметры распределения интенсивности атмосферных выпадений анализируемых элементов в Верхней Пышме

Me	N	\bar{x}	G_x	<i>Med</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	σ	CV	As	Ex
		мкг/м ² в сут.								
Al	10	1,1	0,77	0,65	0,25	4,3	1,2	1,1	2,4	6,4
As	10	4,2	3,5	3,1	1,9	13	3,3	0,78	2,4	6,4
Ba	10	68	-	62	0	154	49	0,73	0,58	0,045
Bi	10	0,60	-	0,52	0	1,8	0,51	0,86	1,3	2,7
Cd	10	0,13	0,086	0,11	0,0026	0,34	0,10	0,73	1,2	1,4
Co	10	3,2	2,7	3,7	0,42	4,6	1,2	0,39	-1,4	2,0
Cr	10	7,5	7,2	7,8	3,1	10	2,1	0,28	-1,2	1,1
Cu	10	265	168	182	52	1 110	316	1,2	2,5	6,9
Fe	10	919	844	853	379	1 476	381	0,41	0,20	-1,3
Li	10	1,8	1,3	1,3	0,22	5,2	1,5	0,83	1,6	2,2
Mg	10	1 147	927	1 152	336	3 076	808	0,70	1,5	3,3
Mn	10	26	25	28	11	38	10	0,36	-0,30	-1,3
Mo	10	1,4	1,0	0,79	0,48	5,5	1,5	1,1	2,6	7,4
Ni	10	5,8	5,2	6,5	2,0	9,3	2,6	0,44	-0,51	-1,1
Pb	10	9,9	9,1	8,4	4,9	21	4,7	0,47	1,8	3,8
Sb	10	1,14	0,96	0,83	0,45	3,1	0,79	0,69	1,9	3,9
Sc	10	1,5	1,2	1,6	0,18	2,2	0,69	0,47	-0,60	-0,59
Sn	10	0,46	0,40	0,37	0,10	0,91	0,24	0,52	0,56	-0,16
Sr	10	85	67	61	17	269	71	0,83	2,3	5,6
Th	10	0,55	0,43	0,50	0,054	1,2	0,34	0,63	0,77	0,087
Ti	10	68	63	66	28	106	26	0,38	-0,10	-1,1
U	10	0,26	0,16	0,17	0,021	1,1	0,31	1,2	2,8	8,3
V	10	4,1	3,8	4,2	2,1	6,0	1,5	0,36	-0,23	-1,5
W	10	1,4	1,1	1,3	0,16	3,1	0,79	0,57	0,78	2,0
Zn	10	34	30	26	16	82	21	0,61	1,7	2,3

На рис. 3.19 представлены результаты кластерного анализа концентраций элементов в твердой и жидкой фазах снежного покрова Верхней Пышме. Выявлены следующие ассоциации: Cr-Fe-Mn-Ti-Ni ($r = 0,70-0,93$); Mg-Cd-Zn ($r = 0,45-0,90$); Co-Sc-W-U-Ba-Li-Th ($r = 0,55-0,95$); Mo-Al ($r = 0,99$); Sn-As-Pb-Sb-Cu ($r = 0,78-0,98$).

Ассоциация Sn-As-Pb-Sb-Cu. Ассоциация в первую очередь связана с выбросами от предприятия цветной металлургии, находящегося в городе.

Ассоциации Cr-Fe-Mn-Ti-Ni, Mg-Cd-Zn, Mo-Al и Co-Sc-W-U-Ba-Li-Th. Эти ассоциации связаны с поступлением материала из естественных и техногенных источников в результате атмосферного переноса материала с дорог и проездов.

Верхняя Пышма
Complete Linkage
1-Pearson r

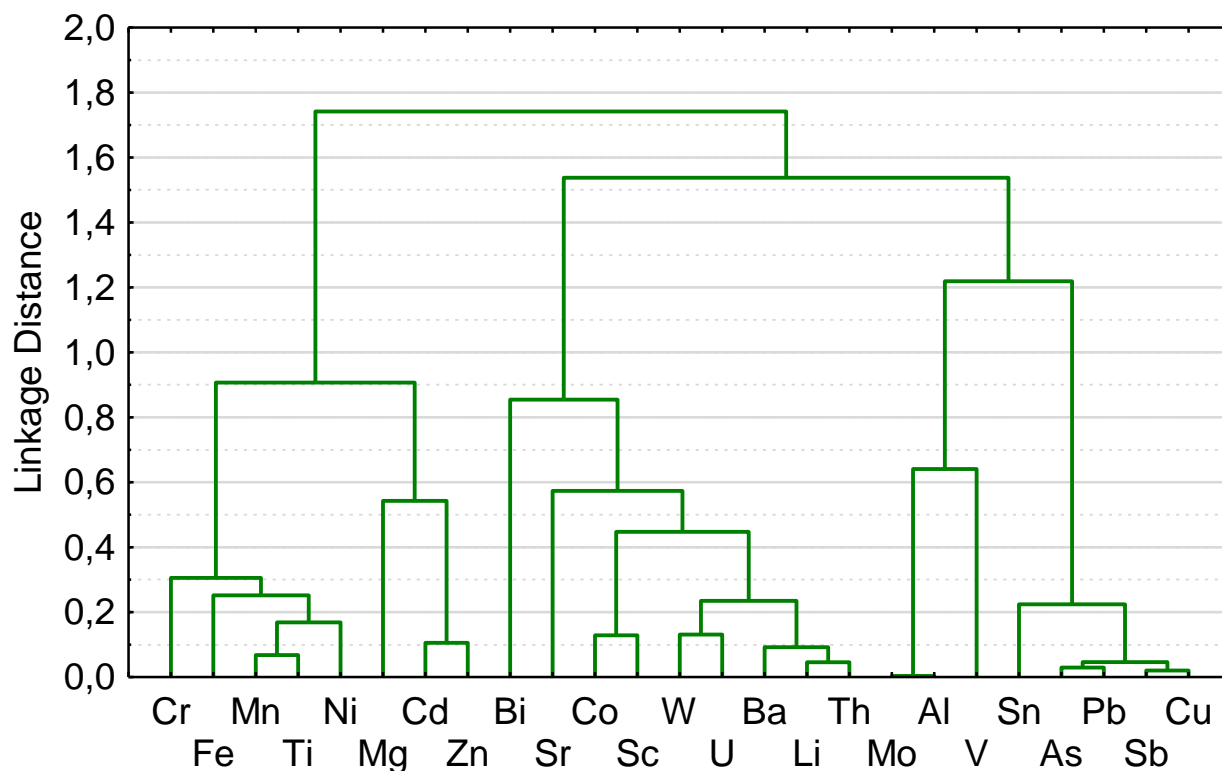


Рис. 3.19 – Иерархическая кластеризация элементов в твердой и жидкой фазах снежного покрова Верхней Пышмы

3.4. Связь показателей вещественного состава объектов опробования

В табл. 3.20–3.23 представлены соотношения концентраций элементов в осадке к концентрациям в твердом веществе СГП и взвешенном веществе снежного покрова.

В Алапаевске (табл. 3.20) наблюдается значительное накопление W в СГП по сравнению с осадком и снежным покровом. В снеге, по сравнению с осадком и СГП, наблюдается концентрирование Pb, Zn, Cd. Для Cu, Sn, Sb, Mo и Bi в целом наблюдается концентрирование в снеговых пробах по сравнению с осадком.

Таблица 3.20 – Соотношения средних концентраций элементов в осадке к концентрациям в твердом веществе СГП и взвешенном веществе снежного покрова Алапаевска

Me	СГП : отложения	Снежный покров : отложения
Al	1,13	1,06
Ba	0,86	2,0
Co	1,1	0,87
Fe	0,87	1,0
Li	2,0	1,6
Mg	1,0	0,67
Mn	0,36	0,44
Mo	2,6	2,4
Ni	1,1	0,76
Sc	1,2	1,0
Sn	2,0	3,8
Sr	0,93	1,0
Th	1,2	1,0
Ti	0,82	1,4
U	1,5	1,2
V	1,2	2,2
W	6,1	1,6
Bi	7,4	9,3
Cd	1,4	7,3
Cu	1,8	2,7
Pb	1,4	4,4
Sb	5,3	6,4
Zn	1,3	3,4

* Жирным выделены наибольшие значения (при условии, что значение > 1, т. к. при значении < 1, наибольшее накопление фиксируется в отложениях).

В Верхней Пышме (табл. 3.21) также наблюдается значительное концентрирование W в СГП по сравнению с осадком. В снежном покрове по сравнению с осадком и СГП наблюдается концентрирование Pb, Zn, Cu, Cd, Ba, Sn, Sb, Mo и Bi. Для Cu, Sb, Mo и Bi наблюдаются экстремальные накопления в снежном покрове по сравнению с осадком.

Таблица 3.21 – Соотношения средних концентраций элементов в осадке к концентрациям в твердом веществе СГП и взвешенном веществе снежного покрова Верхней Пышмы

Me	СГП : отложения	Снежный покров : отложения
Al	1,3	0,84
Ba	0,87	3,9
Co	1,3	0,80
Fe	1,3	0,75
Li	1,0	1,2
Mg	1,4	0,56
Mn	1,3	1,0
Mo	2,1	21
Ni	1,0	0,47
Sc	1,1	0,75
Sn	1,5	5,7
Sr	1,0	0,89
Th	0,81	1,3
Ti	1,3	1,1
U	0,72	1,1
V	1,6	1,3
W	7,7	3,0
Bi	4,4	109
Cd	2,0	7,8
Cu	2,7	46
Pb	1,5	9,5
Sb	3,5	14,2
Zn	1,3	3,3

В Качканаре (табл. 3.22) наблюдается значительное концентрирование W и Cu в СГП по сравнению с осадком и снежным покровом. В снежном покрове по сравнению с осадком и СГП наблюдается концентрирование Fe, V, Pb, Cd, Co и Bi.

Таблица 3.22 – Соотношения средних концентраций элементов в осадке к концентрациям в твердом веществе СГП и взвешенном веществе снежного покрова Качканара

Me	СГП : отложения	Снежный покров : отложения
Al	1,0	0,36
Ba	1,3	0,84
Co	1,2	2,0
Fe	1,0	2,4
Li	1,1	0,71
Mg	0,94	0,33
Mn	1,0	0,84
Mo	0,65	0,26
Ni	1,07	1,10
Sc	1,0	0,37
Sn	1,3	1,0
Sr	1,0	0,32
Th	0,80	0,85
Ti	1,0	1,6
U	0,80	0,69
V	1,2	3,4
W	4,4	0,32
Bi	1,0	2,6
Cd	1,3	3,3
Cu	4,2	0,81
Pb	1,4	3,7
Sb	1,4	1,0
Zn	1,5	1,3

В Серове (табл. 3.23) в СГП, по сравнению с осадком и снежным покровом, не наблюдается значительного концентрирования какого-либо элемента, кроме Sb. В снежном покрове, по сравнению с осадком и СГП, наблюдается концентрирование Fe, Pb, Zn, Cd, Mo. Для элементов Cu и Bi наблюдается концентрирование и в СГП, и в снежном покрове.

Таблица 3.23 – Соотношения средних концентраций элементов в осадке к концентрациям в твердом веществе СГП и взвешенном веществе снежного покрова Серова

Me	СГП : отложения	Снежный покров : отложения
Al	0,85	0,50
Ba	0,95	0,86
Co	1,2	1,3
Fe	0,95	1,8
Li	0,50	0,66
Mg	0,57	0,90
Mn	0,50	0,49
Mo	1,1	2,6
Ni	0,61	1,0
Sc	0,86	0,50
Sn	0,93	1,2
Sr	0,85	1,1
Th	0,52	0,49
Ti	0,63	0,46
U	0,64	0,75
V	0,62	0,62
W	0,76	0,55
Bi	2,9	3,9
Cd	0,89	4,1
Cu	2,0	1,8
Pb	1,0	2,3
Sb	3,2	1,7
Zn	1,3	3,2

Ниже представлено соотношение концентраций As в взвешенном веществе снежном покрове по отношению к твердому веществу СГП:

- Алапаевск – 1,5,
- Верхняя Пышма – 4,8,
- Качканар – 1,0,
- Серов – 1,2.

Наблюдается значительное накопление As в взвешенном веществе снежного покрова в Верхней Пышме по сравнению с твердым веществом СГП. В остальных городах такой заметной разницы не наблюдается.

Во всех городах в пылегрязевых отложениях и твердом веществе СГП обнаружены ассоциации элементов, связанные с невыхлопными и выхлопными выбросами

автотранспорта: Sb, Sn, Zn, As, Cu, Mo, Pb, Ba и Cd. Для Cu и Sb фиксируется накопление в твердом веществе СГП во всех городах, что косвенно говорит о том, что эти элементы поступают в результате износа тормозных колодок (Grigoratos, Martini, 2014; Vlasov et al., 2022; Kosheleva et al., 2024). Снижение темпов миграции загрязнителей в период накопления снега приводит к аккумуляции Cu и Sb в СГП. В Верхней Пышме отдельное выделение Cu и Sb в СГП невозможно по причине того, что эти элементы связаны с промышленными выбросами предприятий цветной металлургии и накапливаются в основном в снежном покрове, однако в СГП их концентрация все равно выше, чем в пылегрязевых отложениях. В снежном покрове также обнаружены следы влияния автотранспорта на химический состав, свидетельствующие как о прямом попадании выбрасываемых ТММ, так и о ветровом переносе материала с дорог и проездов. Также выявлено, что W поступает в городскую среду в холодное время года в результате истирания наконечников шипов зимней шипованной резины (Peltola et al., 2006; Lindbom et al., 2007; Furberg et al., 2018), активно эксплуатируемой в российских условиях, и накапливается в СГП, откуда при таянии переходит в состав пылегрязевых отложений.

Основываясь на обнаруженных ассоциациях элементов, рассчитанных интенсивностях выпадений металлов и металлоидов и соотношениях элементов в объектах опробования, можно сделать вывод, что значительное накопление Cu, Sb, Mo, Pb, Cd, As и Bi в жилой зоне Верхней Пышмы связано с выбросами производственных предприятий города. По сравнению с остальными городами в Верхней Пышме их концентрации в 10–100 раз выше, а образующиеся характерные ассоциации этих элементов во всех объектах опробования указывают на один источник их поступления.

В Качканаре, в сравнении с остальными городами, наблюдается накопление типоморфных элементов V, Ni, Mg, Fe, Ti, Mn, Sc и Co во взвешенном веществе снежного покрова. Вероятно, данные элементы поступают в городскую среду с пылью с мест разработки месторождений полезных ископаемых горно-обогатительного комбината и его отвалов. Значительная пылевая нагрузка (раздел 4.2.5), интенсивность выпадений типоморфных элементов, а также содержание твердого вещества в СГП и снежном покрове подтверждают этот вывод. Активное использование антигололедных минеральных посыпок в Качканаре приводит к значительному накоплению твердого материала в зонах пешеходного и автомобильного движения.

В Серове наблюдаются значительные выбросы Cr (в 10 и более раз), по сравнению с другими городами, и Fe (на порядок выше, чем в Алапаевске и Верхней Пышме).

Сравнение минерального состава пылегрязевых отложений и твердого вещества СГП в исследуемых городах позволяет выявить наличие техногенного привноса в городах.

В большей степени состав отложений и твердого вещества СГП обусловлен техногенным влиянием и слабо отражает естественный минеральный фон территорий городов. В Качканаре характерно наличие диопсида как маркера местного промышленного влияния (добыча руды), причем в СГП его доля выше (41 %), чем в отложениях (35 %), что отчасти говорит об атмосферном пути привноса минерала в городскую среду с места разработки месторождения и применении местного сырья для отсыпки дорог. В Серове характерно выделяются минералы, наличие которых в городской среде свидетельствует скорее об их техногенном происхождении: геленит, кристобалит, андрадит, гематит – продукты высокотемпературных процессов, характерных для металлургических производств (Piatak et al., 2019). Особенно выделяется содержание геленита и андрадита (каждый около 10 % в отложениях). Перечисленные минералы характерны для территорий отвалов металлургических шлаков (Piatak et al., 2019; Iuțiu-Varvara, Aciu, 2022) и не связаны с геологической обстановкой региона. Отсутствие этих минералов (кроме андрадита) в СГП может свидетельствовать о том, что эти минералы попадают в городскую среду в составе шлака как строительного материала или дорожной отсыпки. Наличие галита в Верхней Пышме (во всех пробах СГП) связано с использованием в городе антигололедных смесей, т. к. галит – это кристаллическая форма хлорида натрия.

На рис. 3.20 представлены геохимические спектры распределения концентраций элементов в пылегрязевых отложениях исследуемых городов. Для визуализации отклонения этих спектров от спектра элементов в верхней континентальной коре построена линия, основанная на кларковых концентрациях (Касимов, Власов, 2015).

В целом распределение концентраций в исследуемых городах имеет схожий профиль между собой, с кларковыми концентрациями и городскими почвами. Линии тренда во всех городах располагаются вблизи друг друга, однако правее Fe линия для Качканара заметно отклоняется из-за уменьшения концентраций элементов с атомным номером > 26 . Среди типоморфных элементов, в сравнении с профилем кларковых концентраций, в исследуемых городах наблюдаются высокие концентрации Sc (на 1–2 порядка). Для некоторых элементов наблюдаются локальные подъемы: Ni, Zn, Pb – в Алапаевске, Cu, Zn, Mo, Cd – в Серове и Ni, Cu, Zn, Sb, Bi – в Верхней Пышме.

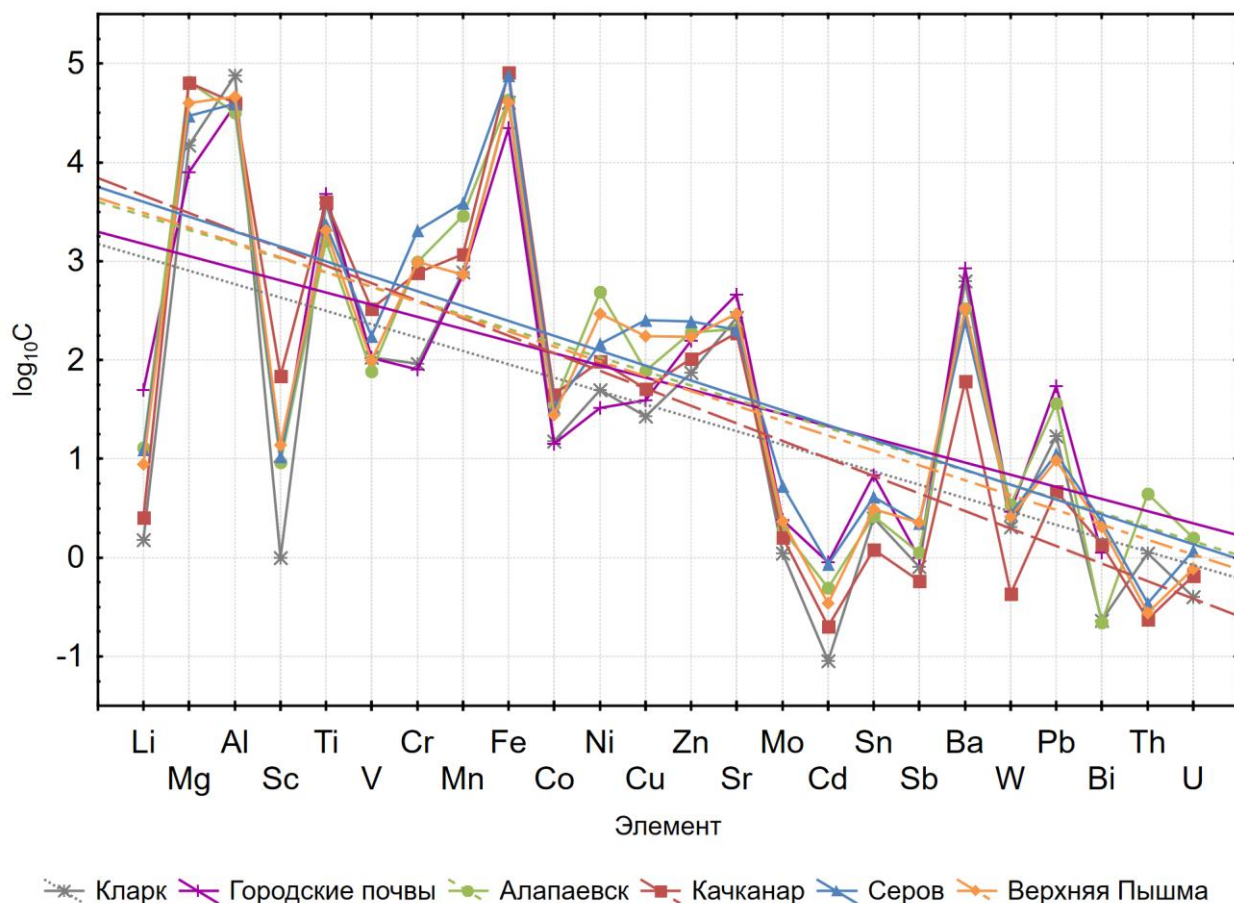


Рисунок 3.20 – Геохимические спектры распределения концентраций элементов в пылегрязевых отложениях исследуемых городов, кларковых концентраций в верхней континентальной коре (Касимов, Власов, 2015) и средних концентраций элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014)

3.5. Выводы по главе 3

1. Гранулометрический состав пылегрязевых отложений и твердого вещества СГП в исследованных городах схож с составом этих объектов в крупных российских городах. Отличием служит то, что доля пылевой фракции ($< 0,1$ мм) в крупных городах выше на 5–40 %, чем в исследованных малых и средних по численности населения городах.

2. Для ТММ Sb, Cd, Zn, Pb, Cu, Bi в СГП во всех исследованных городах наблюдается наибольшее содержание в пылевых фракциях $< 0,1$ мм.

3. Основное загрязнение жилой зоны Качканара связано с атмосферным привносом пылевых частиц с мест разработки полезных ископаемых горно-обогатительного комбината и его отвалов. В сравнении с остальными городами в пылевых фракциях $< 0,1$ мм заметна доля типоморфных элементов U, W, Th, Li, Fe и др.

4. Основное загрязнение жилой зоны Верхней Пышмы обусловлено выбросами предприятия цветной металлургии. Интенсивность техногенного воздействия значительна

в сравнении с остальными исследуемыми городами. Основные загрязняющие элементы Cu, Sb и Bi адсорбируются на хлорите.

5. В Серове наблюдается комплексное загрязнение, основные источники которого металлургические предприятия и автотранспорт. Маркеры металлургического следа – ассоциации элементов в объектах опробования и наличие минералов-маркеров (кристобалит, тридимит и др.).

6. В Алапаевске нет явного промышленного загрязнения. Основные источники загрязнения – выбросы автотранспорта, ассоциации элементов которых наблюдаются во всех объектах опробования.

7. Минеральный состав пылегрязевых отложений и твердого вещества СГП в исследованных городах в значительной степени трансформирован техногенно относительно естественного геологического фона территорий. Основные факторы изменения состава – использование строительных и противогололедных материалов, а также специфика локальных производств (наиболее выражена в Серове и Качканаре).

8. Степень техногенного изменения минерального состава пылегрязевых отложений и твердого вещества СГП различается по городам: в Качканаре сохраняется максимальное сходство с природным минеральным фоном, а в Серове, Алапаевске и Верхней Пышме наблюдается значительное преобразование состава.

9. Рассчитанные интенсивности атмосферных выпадений металлов и металлоидов в исследуемых городах (табл. 3.20–3.23) позволяют выделить элементы с атмосферным путем переноса в городскую среду и выявить для них характерные источники. В Верхней Пышме заметно выделяется интенсивность поступления Cu (в десятки раз выше) и Sb (в четыре раза), чем в других городах, что соотносится с промышленной специализацией Верхней Пышмы. В Качканаре зафиксированы значительные выпадения литофильных элементов V, Ni, Mg, Fe, Ti, Mn, Sc и Co, что говорит об их атмосферном привносе с пылью с мест разработки месторождений полезных ископаемых и их отвалов. В Серове наблюдаются значительные выбросы Cr (в 10 и более раз), по сравнению с другими городами, и Fe (на порядок выше, чем в Алапаевске и Верхней Пышме), что соотносится с промышленной специализацией города и наличием отвалов ферросплавного завода вблизи городской черты.

10. Во всех исследованных городах во всех объектах опробования обнаружены ассоциации элементов, связанных с невыхлопными и выхлопными выбросами автотранспорта. Наибольшее влияние этих источников на вещественный состав наблюдается для пылегрязевых отложений и СГП.

Глава 4. Оценка степени загрязнения жилой зоны исследуемых городов

4.1. Восстановление начальных геохимических условий для ТММ в пылегрязевых отложениях

Для пылегрязевых отложений исследованных городов были восстановлены начальные геохимические условия (табл. 4.1). Расчеты проведены для всех элементов, кроме Al, Ba, Cr, Fe, Li, Mg, Mn, Sc, Sr, Th, U и Ti, т. к. эти элементы являются литогенными и по результатам кластерного анализа (рис. 3.3–3.6) не входят в ассоциации с техногенными загрязнителями. Для сравнения приведены кларки химических элементов в верхней части континентальной коры, которые в соответствии с работой (Касимов, Власов, 2015), и средние концентрации элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014). Различия в восстановленных концентрациях элементов между городами обусловлены специфическими геохимическими условиями исследуемых территорий. Для Ni были восстановлены начальные геохимические условия двумя способами: по типоморфному элементу (Al) и по минералу (диопсид в Качканаре и серпентин в остальных городах).

Таблица 4.1 – Восстановленные начальные геохимические условия в пылегрязевых отложениях исследованных городов, выраженные в мг/кг, кларковые концентрации элементов (Касимов, Власов, 2015) и средние концентрации элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014)

Me	Алапаевск	Верхняя Пышма	Качканар	Серов	Кларк	Городские почвы
Bi	0,17	0,23	0,06	0,30	0,23	1,1
Cd	0,43	0,30	0,16	0,77	0,09	0,90
Co	34	27	44	31	15	14
Cu	75	116	47	242	27	39
Mo	1,9	2,0	1,4	4,5	1,1	2,4
Ni*	479 / 502	284 / 339	72 / 321	122 / 164	50	33
Pb	34	32	9,0	44	17	55
Sb	1,1	2,1	0,40	2,1	0,81	1,0
Sn	2,5	3,0	1,0	3,8	2,5	6,8
V	76	96	324	155	106	105
W	3,1	2,3	0,81	13	2,0	2,9
Zn	157	148	89	195	75	158

* Для Ni представлены восстановленные начальные геохимические условия по содержанию типоморфного элемента (первое значение) и минерала (второе значение).

Выбор минералов для восстановления начальных геохимических условий Ni обусловлен результатами анализа корреляционных связей химического и минерального составов пылегрязевых отложений (табл. 3.1) и анализом распределения их концентраций. Содержание Ni в пылегрязевых отложениях сильно зависит от содержания диопсида в Качканаре – значение *r*-Пирсона 0,74 и серпентина в остальных городах – 0,89 в Алапаевске; 0,82 в Верхней Пышме; 0,67 в Серове. Для Качканара: разница между восстановленными начальными геохимическими условиями по Al и диопсиду составила в 4,5 раза, 72 и 321 мг/кг соответственно. Для остальных городов разница между восстановленной фоновой концентрацией по Al и серпентину составила 30 % в Серове (122 и 164 мг/кг), 20 % в Верхней Пышме (284 и 339 мг/кг) и 5 % в Алапаевске (479 и 502 мг/кг). Высокие концентрации Ni в Алапаевске (по сравнению с остальными городами), вероятно, связаны с высокой концентрацией серпентина – 15 %, в то время как в Верхней Пышме и Серове около 9 %, так как Ni является типоморфным элементом ультраосновных магматических пород. Для остальных элементов также был проведен корреляционный анализ с минералами (табл. 3.1). Несмотря на наличие корреляции между некоторыми элементами и минералами, попытки восстановить фоновую концентрацию через коррелирующий минерал, а не Al не привела к существенному изменению рассчитываемого значения ни в одном случае.

На рис. 4.1–4.3 представлены наиболее показательные визуализации восстановленных начальных геохимических условий для некоторых элементов.

Как видно на рис. 4.1, несмотря на то, что концентрация Ni в Алапаевске наибольшая среди исследованных городов, нет ни одной пробы, где бы она превышала начальные геохимические условия, восстановленные по серпентину. Высокие концентрации Ni обусловлены присутствием серпентина – естественного источника Ni. При этом, если восстанавливать начальные геохимические условия по типоморфному элементу Al, загрязненными будут признаны шесть проб. Таким образом, проверка зависимостей в парах «элемент-минерал» необходима для избегания переоценки загрязненности при восстановлении начальных геохимических условий.

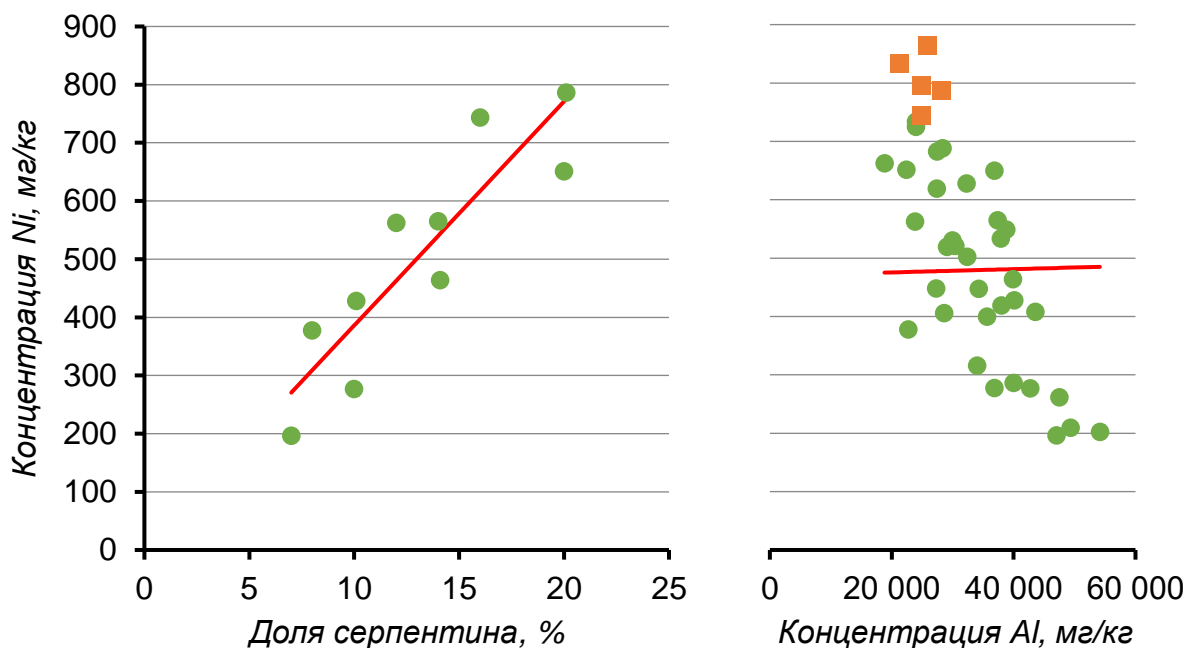


Рисунок 4.1 – Диаграммы рассеяния пар Ni-серпентин и Ni-Al в пробах пылегрязевых отложений Алапаевска с визуализацией восстановленных начальных геохимических условий Ni (красная линия) и загрязненных проб (оранжевые точки)

На рис. 4.2 представлена диаграмма рассеяния Cu и Al в пробах пылегрязевых отложений в Верхней Пышме. Более половины проб признаны загрязненными относительно восстановленных начальных геохимических условий.

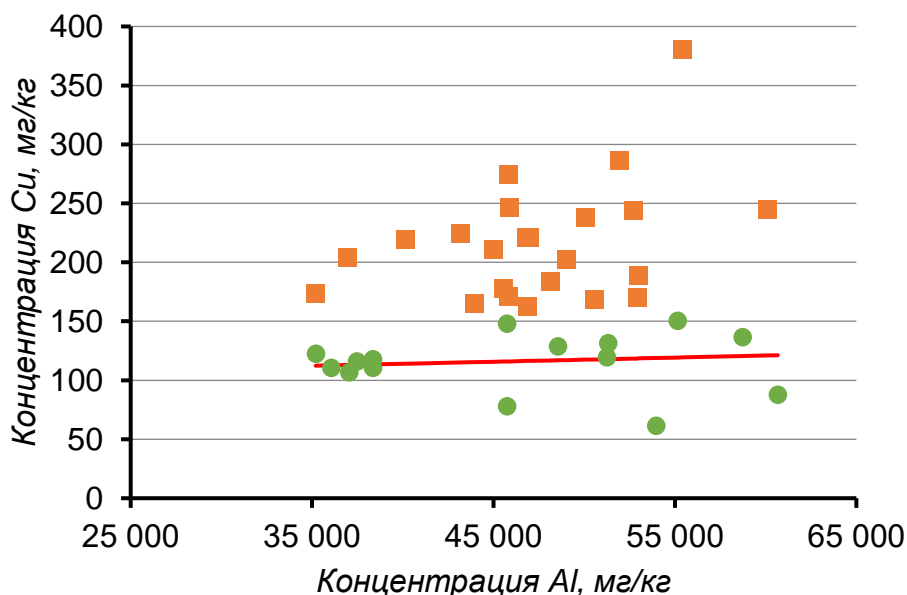


Рисунок 4.2 – Диаграмма рассеяния Cu и Al в пробах пылегрязевых отложений в Верхней Пышме с визуализацией восстановленной фоновой концентрации Cu (красная линия) и загрязненных проб (оранжевые точки)

На рис. 4.3 представлена диаграмма рассеяния Pb и Al в пробах пылегрязевых отложений Качканара. В Качканаре наблюдается наименьшая (в 3–4 раза) средняя концентрация Pb среди исследуемых городов. Несмотря на это, семь проб признаны загрязненными относительно восстановленных начальных геохимических условий Pb.

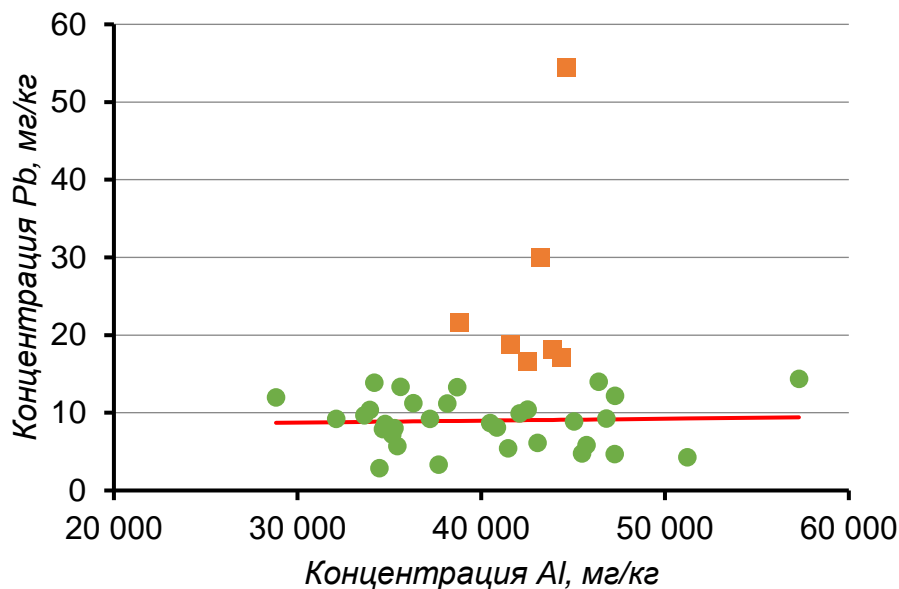


Рисунок 4.3 – Диаграмма рассеяния Pb и Al в пробах пылегрязевых отложений в Качканаре с визуализацией восстановленной фоновой концентрации Pb (красная линия) и загрязненных проб (оранжевые точки)

При восстановлении начальных геохимических условий элементов, для каждого элемента было выявлено количество загрязненных проб по каждому ТММ в исследованных городах (табл. 4.2). При сравнении выделяется загрязнение Cu в Верхней Пышме – 24 загрязненные пробы, в то время как в остальных городах загрязнены не более семи проб. Серов выделяется по загрязнению Zn (20 проб), что в два раза выше, чем в остальных городах. В Качканаре наибольшее количество загрязненных проб наблюдается по Cd, Sb, Mo и Bi. В целом наименьшее количество загрязненных проб наблюдается в Алапаевске (57 проб), в Серове, Верхней Пышме и Качканаре близкие значения – 98, 91 и 105 проб соответственно.

Таблица 4.2 – Количество проб, превышающих рассчитанные начальные геохимические условия ТММ в исследованных городах

Me	Качканар	Серов	Алапаевск	Верхняя Пышма
Bi	11	4	8	3
Cd	11	9	7	7
Co	4	6	5	5
Cu	7	3	3	24
Mo	11	8	3	9
Ni	3	1	0	5
Pb	7	7	5	3
Sb	11	6	3	6
Sn	11	7	4	5
V	4	8	0	3
W	8	12	6	6
Zn	10	20	10	7
Всего проб	98	91	54	83

Таким образом, метод восстановления начальных геохимических условий позволяет отделить природную составляющую от техногенной. Это принципиально важно для последующей количественной оценки степени загрязнения исследуемых территорий.

4.2. Оценка степени загрязнения жилых зон исследуемых городов

Полученные значения начальных геохимических условий были использованы в качестве условного фонового уровня для количественной оценки степени загрязнения пылегрязевых отложений. Это позволяет сопоставить результаты с традиционными подходами, основанными на кларковых концентрациях (Касимов, Власов, 2015) и средних концентрациях в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014), и оценить влияние выбора фона на итоговую интерпретацию загрязнения.

Для оценки степени загрязнения проб объектов опробования в исследованных городах были рассчитаны индексы K_c , Z_c , NPI и $INPI$. Для оценки степени загрязнения проб СГП в исследованных городах в качестве фоновой концентрации использовались концентрации металлов и металлоидов в снежном покрове на обследуемой площадке (Селезнев и др., 2025). Для оценки степени загрязнения снежного покрова в исследованных моногородах (Качканар, Серов, Верхняя Пышма) в качестве фоновых значений использованы значения атмосферных выпадений в Алапаевске.

4.2.1. Качканар

Расчет K_c для пылегрязевых отложений в Качканаре (рис. 4.4) показал значительную разницу между оценками относительно разных фоновых концентраций, при использовании начальных геохимических условий. Относительно начальных геохимических условий максимальное загрязнение зафиксировано для Sb ($K_c = 2,3$), при этом относительно кларка или городских почв загрязнение заметно ниже ($K_c \sim 1$). Подобный паттерн наблюдается для Bi, Pb, Sn и W. Для Co и V наблюдается наибольшая разница между оценками, что может быть связано (при расчете начальных геохимических условий) с естественным присутствием этих элементов в городской среде. В целом пылегрязевые отложения Качканара характеризуются умеренным загрязнением почти по всем элементам (кроме Co, Ni и V).

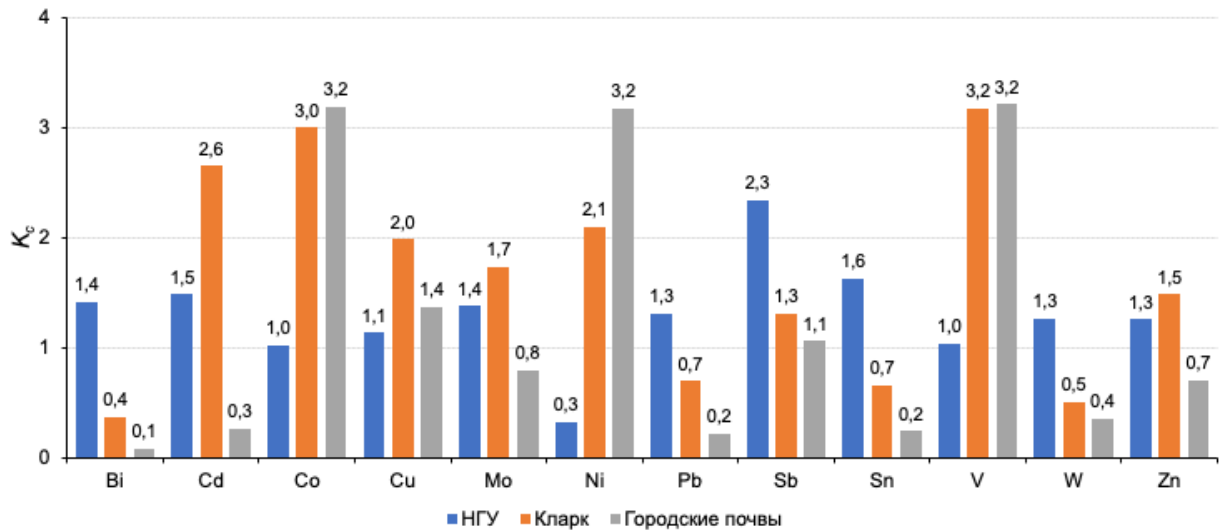


Рисунок 4.4 – Средние значения K_c для пылегрязевых отложений в Качканаре, рассчитанные по начальным геохимическим условиям (НГУ), кларковым концентрациям в верхней континентальной коре (Касимов, Власов, 2015) и средним концентрациям элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014)

В табл. 4.3 представлены рассчитанные значения Z_c , NPI и $INPI$ для пылегрязевых отложений Качканара относительно разных фоновых уровней. Как и в случае с отдельными K_c , выбор фона изменяет оценку по суммарному показателю загрязнения Z_c . При использовании начальных геохимических условий уровень загрязнения оценивается как низкий (допустимый) ($Z_c < 16$). При использовании кларковых концентраций и городских почв показатель перемещается в категорию умеренно опасного загрязнения ($16 < Z_c < 32$). Индекс NPI характеризует уровень загрязнения как умеренный ($2 < NPI < 3$), а $INPI$, как слабый ($1 < INPI < 2$). Использование $INPI$ снижает оцениваемый уровень загрязнения с умеренного до слабого в сравнении с NPI .

Таблица 4.3 – Значения Z_c рассчитанные по начальным геохимическим условиям (НГУ), кларковым концентрациям в верхней континентальной коре (Касимов, Власов, 2015) и средним концентрациям элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014), NPI и $INPI$ для пылегрязевых отложений Качканара

Город	Показатель	Z_c (НГУ)	Z_c (Кларк)	Z_c (Почвы)	NPI	$INPI$
Качканар	\bar{x}	6,3	19	18	2,9	1,6
	Med	4,0	17	18	1,7	1,4
	σ	1,0	8,6	8,4	0,9	0,9
	$min-max$	8,5–46	7,3–43	6,2–38	4,8–30	0,8–4,8

На рис. 4.5 представлена карта распределения показателей Z_c в пылегрязевых отложениях Качканара, рассчитанных относительно трех условных фоновых концентраций. Выделяется две точки с высоким и очень высоким уровнем загрязнения по всем фоновым концентрациям. Основная масса точек характеризуется отсутствием или слабым загрязнением относительно всех выбранных фоновых концентраций.

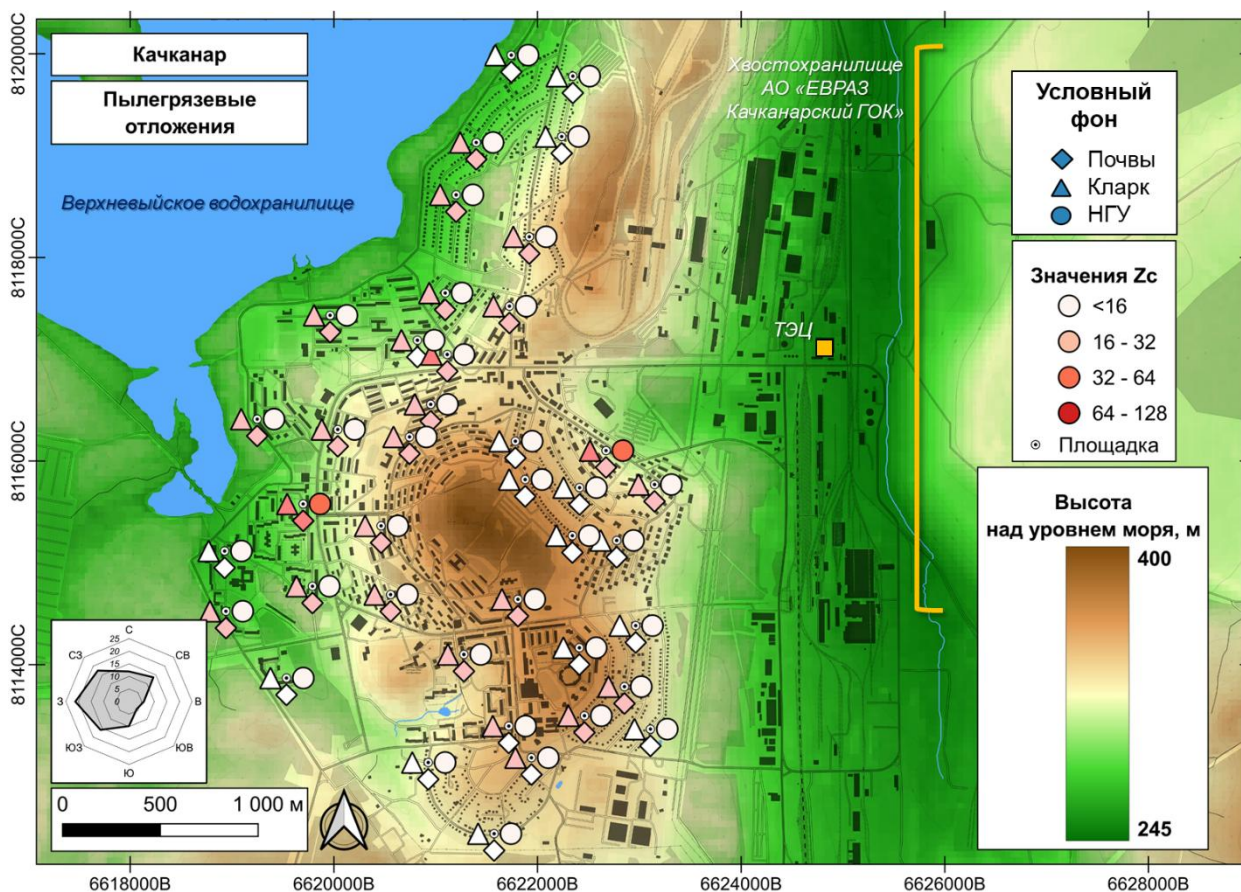


Рисунок 4.5 – Распределение показателей Z_c для пылегрязевых отложений в Качканаре

На рис. 4.6 представлена карта распределения показателя Z_c в СГП Качканара. Загрязнение СГП распределено неравномерно. В половине случаев СГП характеризуется

умеренным или сильным загрязнением. Не наблюдается связи загрязнения с рельефом города и преобладающими ветрами, что может говорить о диффузном источнике поступления загрязнения (посыпки, автотранспорт, локальные выбросы).

При рассмотрении карты распределения показателя Z_c для снежного покрова (рис. 4.7) можно выявить связь уровня загрязнения проб с рельефом города и преобладающими ветрами. Наиболее загрязненные точки ($Z_c = 234$ и 187) расположены на склоне, обращенном к территории хвостохранилища и ТЭЦ, при этом частота повторяемости северо-восточного направления ветра составляет около 15 %.

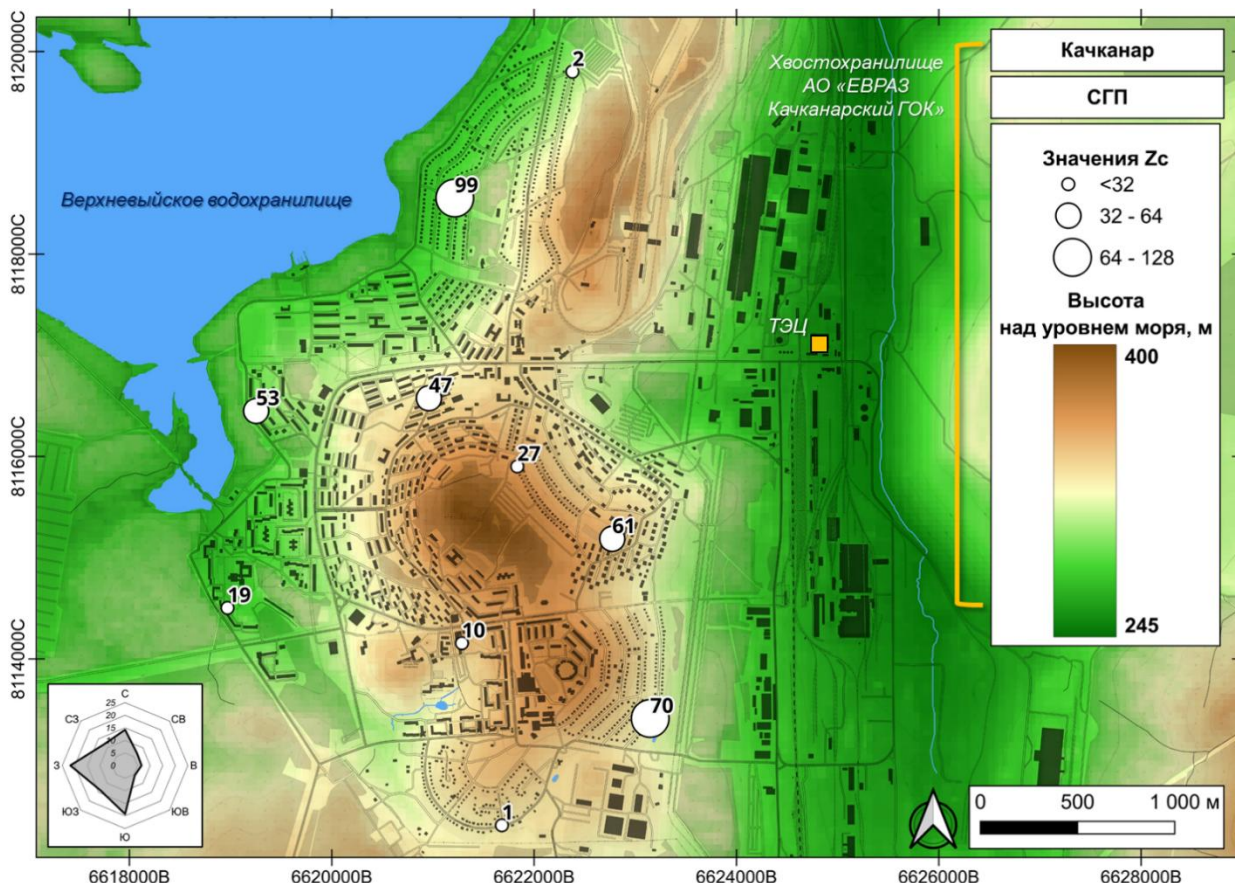


Рисунок 4.6 – Распределение показателя Z_c для СГП в Качканаре

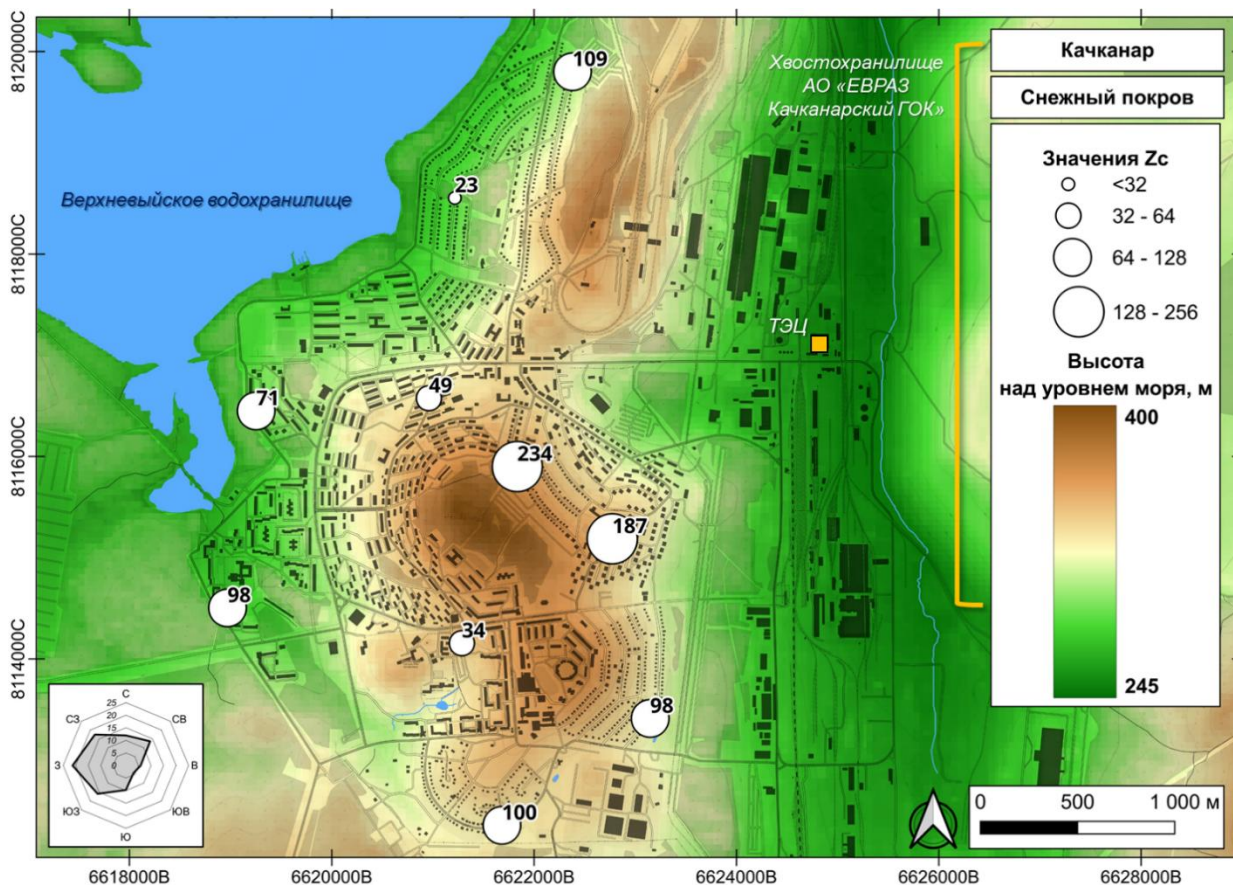


Рисунок 4.7 – Распределение показателя Z_c для снежного покрова в Качканаре

Для оценки вклада элементов в суммарное загрязнение в табл. 4.4 представлены средние значения K_c для снежного покрова Качканара. В снежном покрове Качканара значительное накопление демонстрируют литогенные элементы, характерные для вскрытых пород (особенно Fe, V и Ti).

Таблица 4.4 – Средние значения K_c для снежного покрова Качканара

Me	K_c
Al	1,0
As	6,9
Ba	0,37
Bi	0,84
Cd	2,3
Co	18
Cr	3,5
Cu	1,0
Fe	60
Li	0,50
Mg	5,1
Mn	7,0
Mo	2,9
Ni	3,4
Pb	2,9
Sb	1,6
Sc	16
Sn	1,5
Sr	2,0
Th	0,50
Ti	37
U	0,67
V	86
W	0,32
Zn	2,2

Для проверки факта поступления твердого вещества с территории хвостохранилища горно-обогатительного комбината построена карта распределения удельных концентраций твердого вещества в снежном покрове Качканара (рис. 4.8). Как видно из рис. 4.9, площадки с наибольшими значениями находятся на склоне, обращенном к территории отвалов комбината. Несмотря на то, что северо-восточные ветра непреобладающие, их повторяемости оказывается достаточно для значительного переноса пыли в городскую среду. Площадки, находящиеся за возвышенностью, имеют наименьшие концентрации пыли в рамках Качканара.

В дополнение к представленному выше построены карты распределения элементов ассоциаций, найденных во всех объектах опробования и связанных с поступлением

материала с мест добычи и хранения вскрышных пород (рис. 3.4, 3.12 и 3.17), и представлены в Приложении 1–3, а для Fe и V – на рис. 4.9. Концентрации элементов Ti, V, Fe, Ni, Cr в твердом веществе снежного покрова в Качканаре показаны на рис. 4.8.

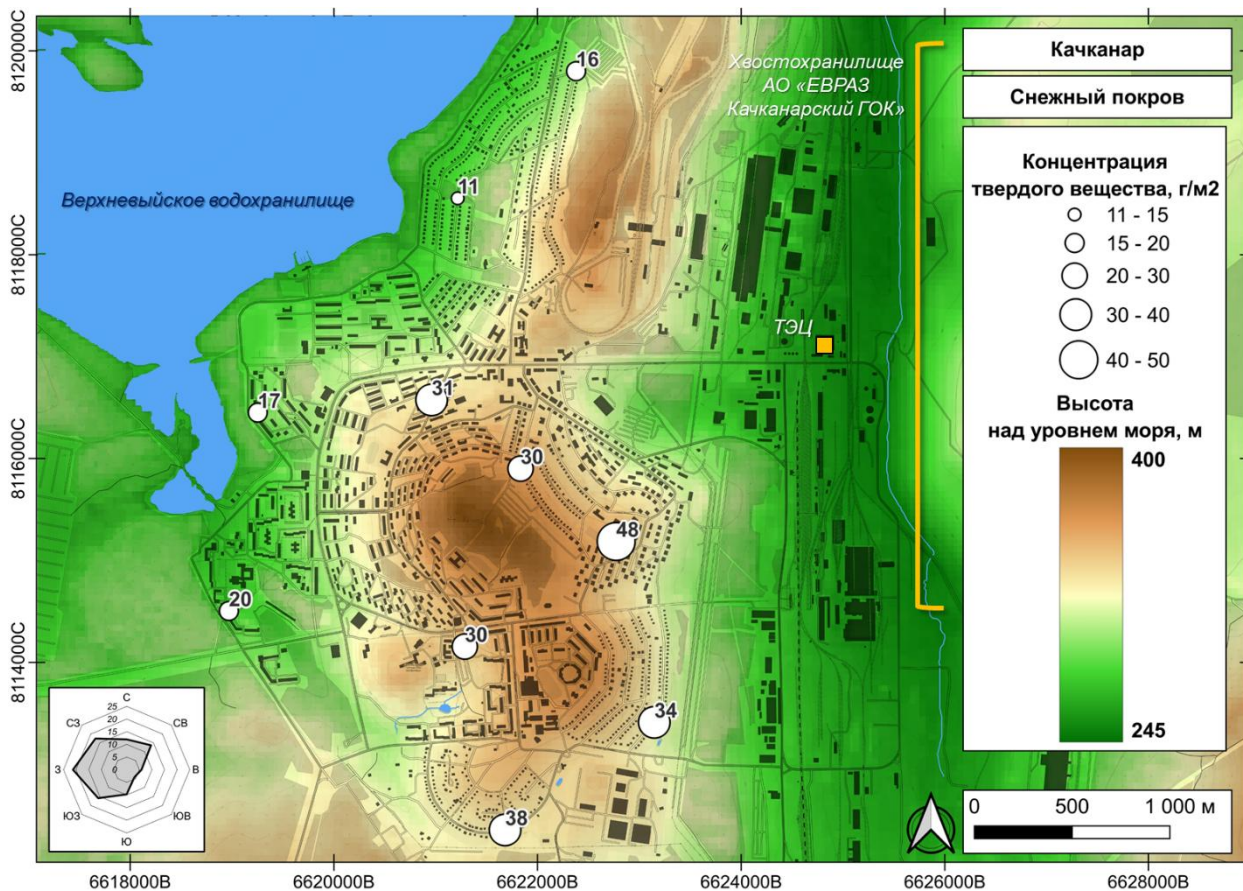


Рисунок 4.8 – Концентрация твердого вещества в снежном покрове в Качканаре

Таким образом, для Качканара установлено, что при использовании начальных геохимических условий уровень загрязнения городской среды в целом оценивается как низкий, тогда как использование кларковых значений приводит к переходу в категорию умеренно опасного загрязнения. Основной вклад в формирование загрязнения вносит поступление твердого вещества, связанного с деятельностью горно-обогатительного комбината. Пространственное распределение загрязнения подтверждает влияние хвостохранилищ и открытых горных выработок как ключевых источников.

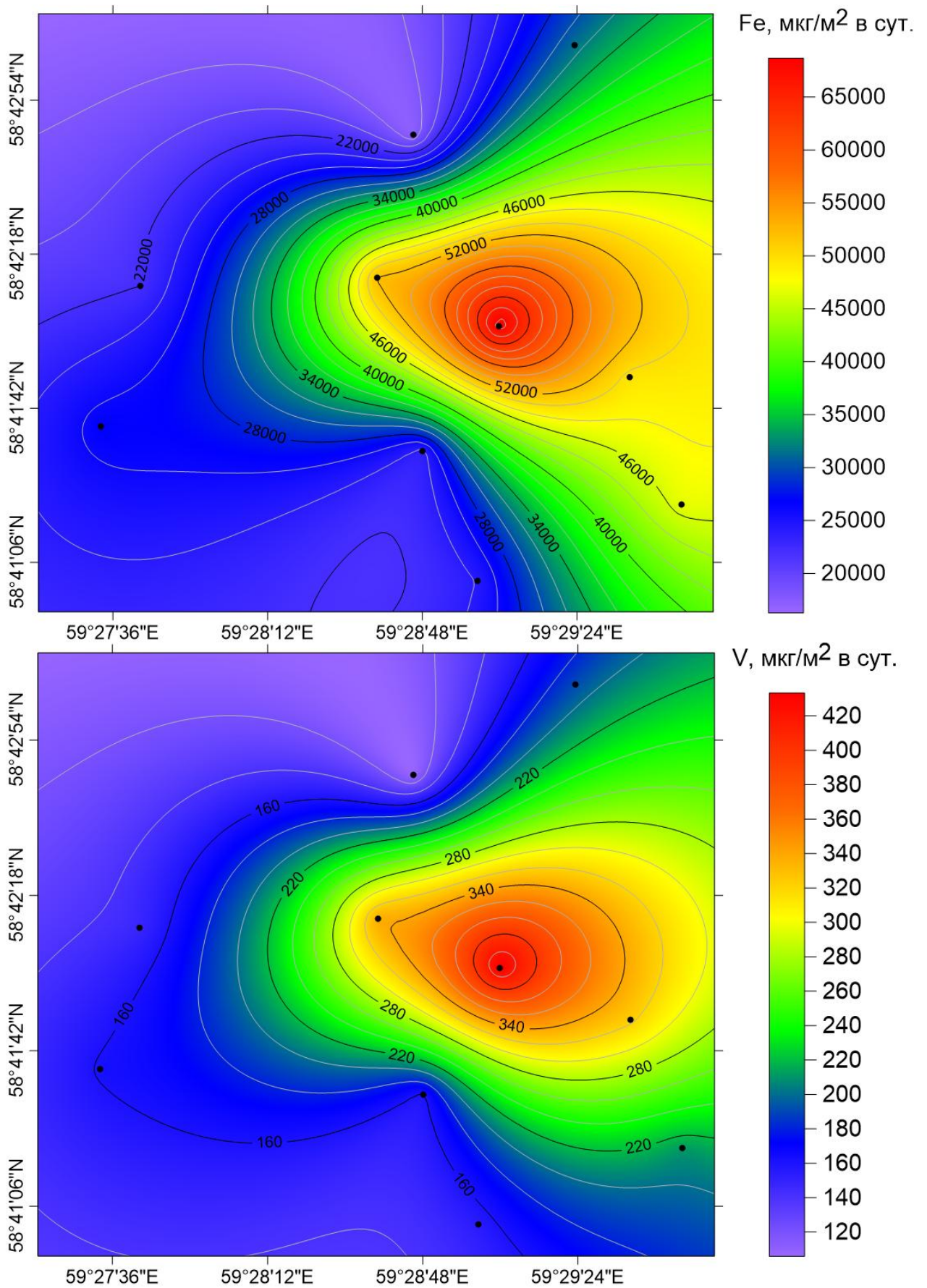


Рисунок 4.9 – Распределение значений атмосферных выпадений Fe и V в пробах снежного покрова Качканара

4.2.2. Серов

Переходя от Качканара к Серову, состав техногенной ассоциации смещается от литогенных элементов к специфическим индикаторам металлургического производства. На рис. 4.10 представлены рассчитанные K_c для пылегрязевых отложений в Серове относительно трех разных условных фоновых концентраций. Наблюдается значительная разница между проведенными оценками. Относительно кларковых концентраций по Cd, Cu, Mo и W зафиксировано очень сильное загрязнение, в то время как по начальным геохимическим условиям уровень загрязнения этими элементами низкий. Уровень загрязнения относительно городских почв в основном ниже, чем относительно кларковых концентраций, а в случаях с Cd, Pb, Sn и Zn близкий к оценке по начальным геохимическим условиям. По начальным геохимическим условиям уровень загрязнения пылегрязевых отложений характеризуется как слабый.

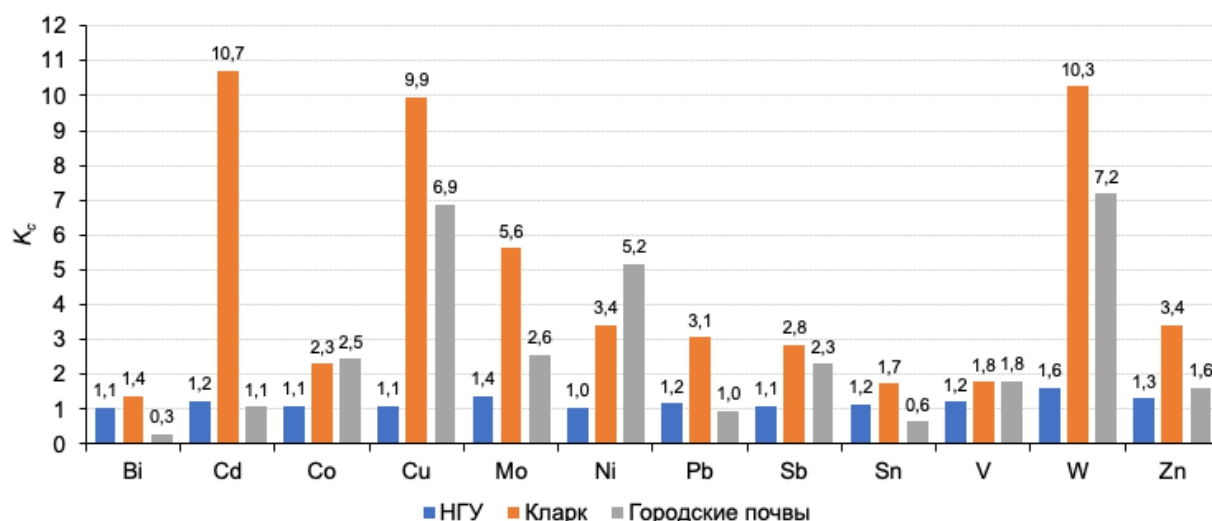


Рисунок 4.10 – Средние значения K_c для пылегрязевых отложений в Серове, рассчитанные по начальным геохимическим условиям (НГУ), кларковым концентрациям в верхней континентальной коре (Касимов, Власов, 2015) и средним концентрациям элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014)

В табл. 4.5 представлены рассчитанные значения Z_c , NPI и $INPI$ для пылегрязевых отложений в Серове, рассчитанные относительно разных фоновых уровней. Средний уровень суммарного загрязнения относительно кларковых концентраций характеризуется как очень высокий, относительно городских почв – как высокий, а относительно начальных геохимических условий – как низкий. Индексы NPI и $INPI$ характеризуют уровень загрязнения как слабый ($1 < NPI/INPI < 2$).

Таблица 4.5 – Значения Z_c , рассчитанные по начальным геохимическим условиям (НГУ), кларковым концентрациям в верхней континентальной коре (Касимов, Власов, 2015) и средним концентрациям элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014), NPI и $INPI$ для пылегрязевых отложений Серова

Город	Показатель	Z_c (НГУ)	Z_c (Кларк)	Z_c (Почвы)	NPI	$INPI$
Серов	\bar{x}	5,0	70	51	1,9	1,5
	Med	4,3	62	44	1,7	1,4
	σ	1,1	29	20	0,9	0,7
	$min-max$	3,7–17	26–137	22–105	0,9–5,1	0,6–3,5

На рис. 4.11 представлена карта распределения показателей Z_c в пылегрязевых отложениях Серова, рассчитанных относительно трех условных фоновых концентраций. Основная масса точек характеризуется отсутствием или слабым загрязнением относительно начальных геохимических условий. Относительно остальных фоновых уровней все точки имеют от среднего до очень высокого уровня загрязнения.

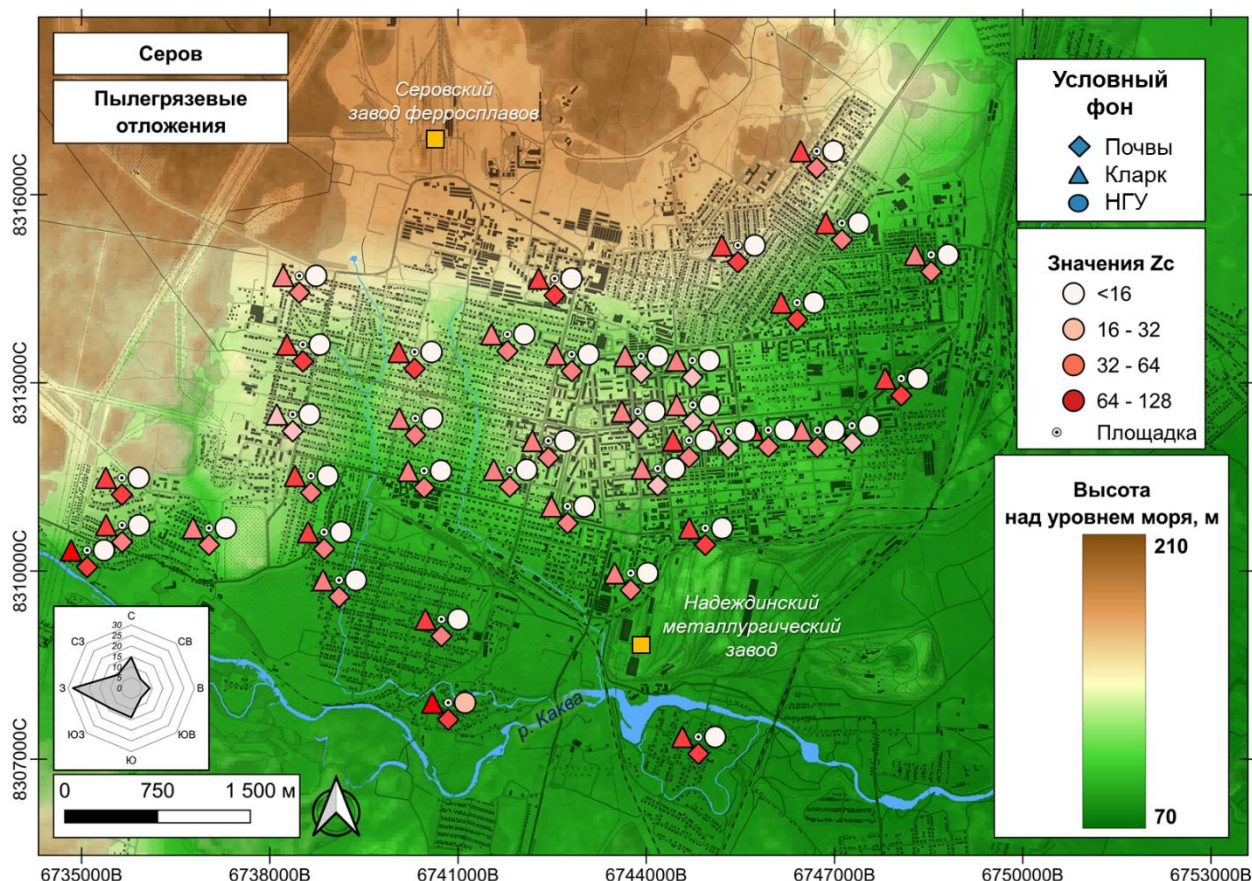


Рисунок 4.11 – Распределение показателей Z_c для пылегрязевых отложений в Серове

На рис. 4.12 представлена карта распределения показателя Z_c в СГП Серова. Загрязнение СГП распределено неравномерно. Наибольший уровень загрязнения – средний

(в одной точке). Не наблюдается явной связи загрязнения с рельефом города и преобладающими ветрами, что может говорить о диффузном источнике поступления загрязнения (посыпки, автотранспорт, локальные выбросы).

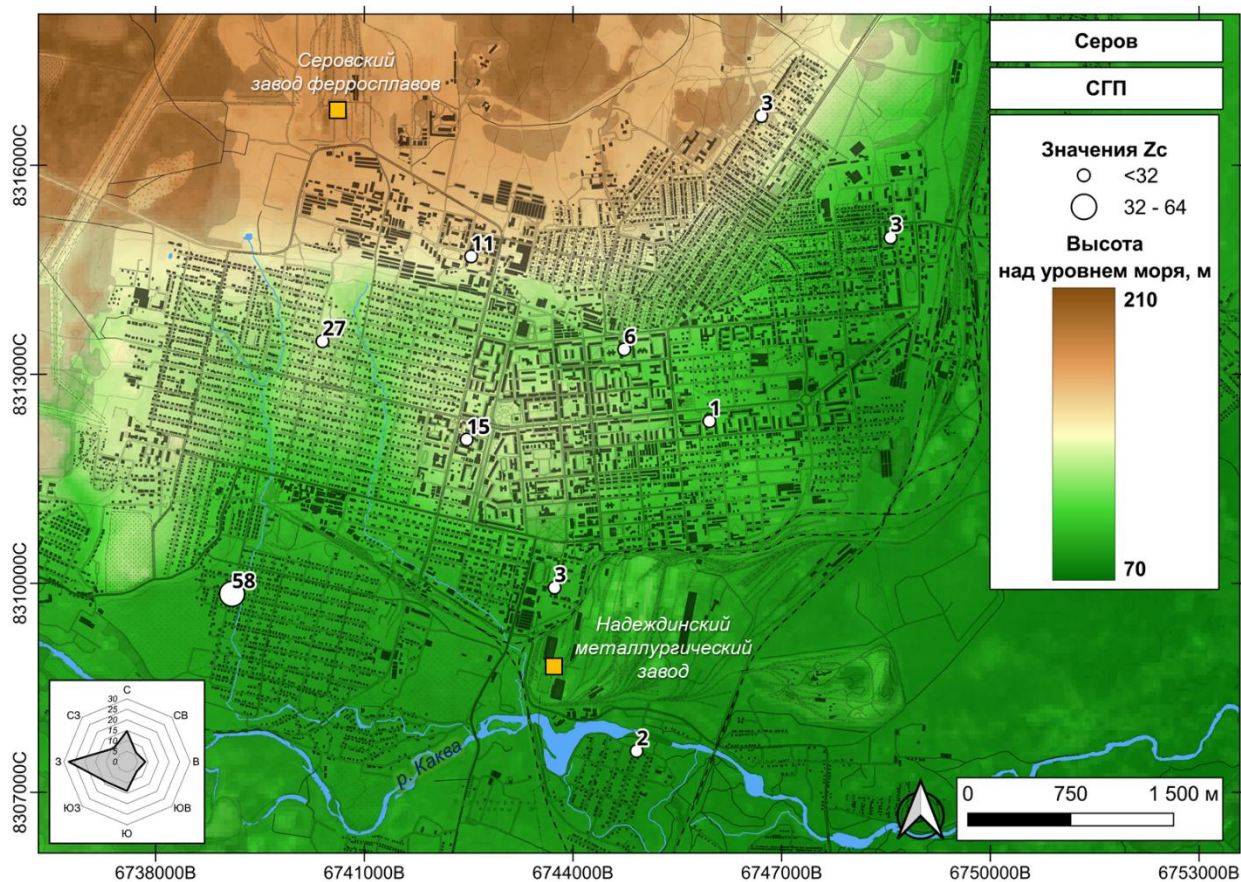


Рисунок 4.12 – Распределение показателя Z_c для СГП в Серове

При рассмотрении карты распределения показателя Z_c для снежного покрова (рис. 4.13) можно выявить связь уровня загрязнения проб с рельефом города и преобладающими ветрами. Наиболее загрязненные точки (Z_c от 91 до 157) расположены вблизи промышленных предприятий. В целом лишь одна точка имеет низкий уровень загрязнения, в то время как в остальных точках наблюдается средний уровень.

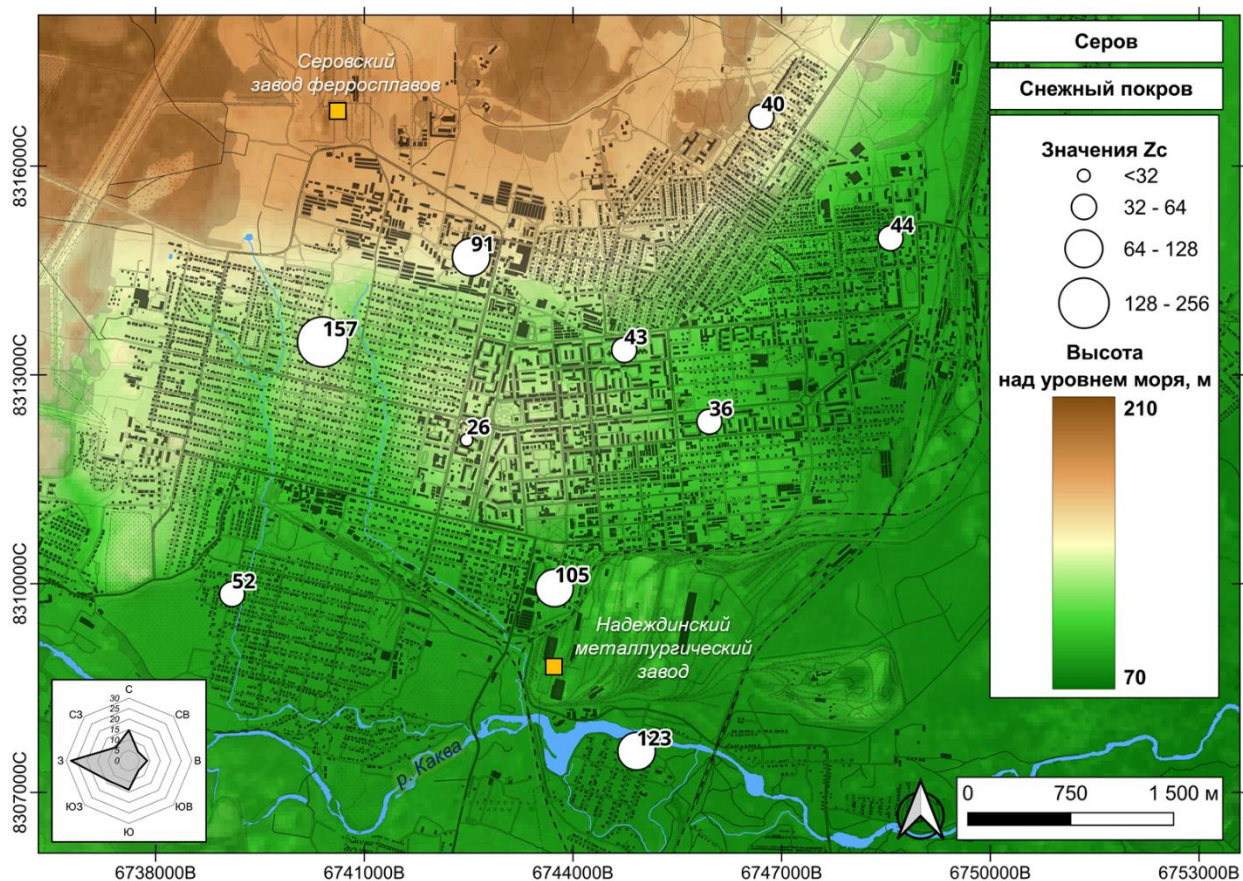


Рисунок 4.13 – Распределение показателя Z_c для снежного покрова в Серове

Для оценки вклада элементов в суммарное загрязнение в табл. 4.6 представлены средние значения K_c для снежного покрова в Серове. В снежном покрове Серова значительное накопление демонстрируют Al, As, Cr, Fe и Mo. Особенно выделяется современное поступление Cr.

Таблица 4.6 – Средние значения K_c для снежного покрова Серова

Me	K_c
Al	11
As	7,2
Ba	0,42
Bi	1,2
Cd	3,8
Co	3,4
Cr	37
Cu	4,0
Fe	13
Li	0,85
Mg	2,7
Mn	5,0
Mo	8,5
Ni	1,9
Pb	2,7
Sb	1,4
Sc	1,2
Sn	2,1
Sr	1,6
Th	0,68
Ti	2,0
U	1,0
V	3,1
W	5,0
Zn	4,0

Наибольшие концентрации твердого вещества в снежном покрове Серова (рис. 4.14) наблюдаются для тех же точек, для которых зафиксированы наибольшие значения Z_c (рис. 4.13).

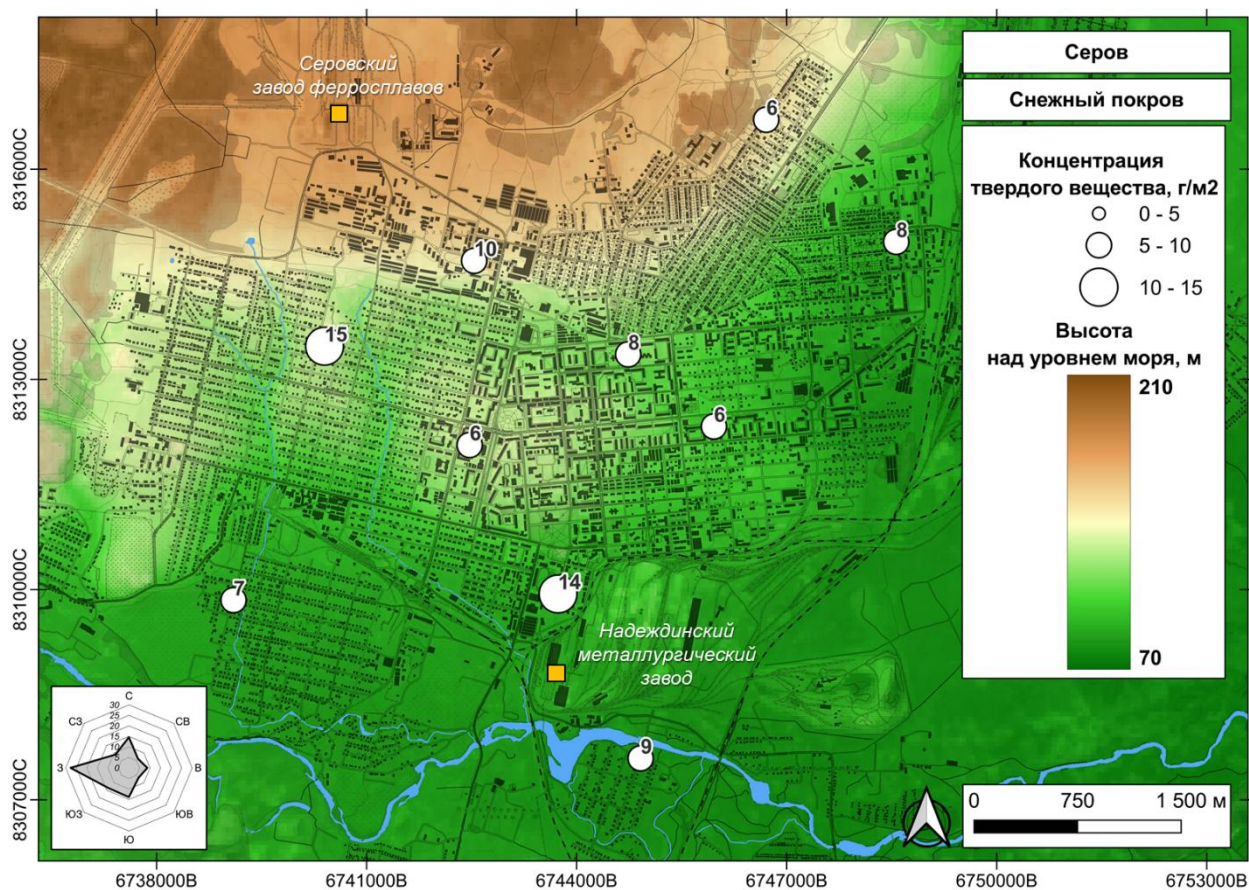


Рисунок 4.14 – Концентрация твердого вещества в снежном покрове в Серове

Анализ распределения атмосферных выпадений элементов ассоциаций, найденных в объектах опробования (рис. 3.5, 3.14 и 3.18), показал, что ассоциация Cr и Mg имеет общий паттерн распределения и, вероятно, связана с переносом загрязнения с производственной площадки (в т. ч. отвалов) Серовского завода ферросплавов (рис. 4.15). Элементы ассоциации Sb-Pb-Zn-Cd-As-Fe (Приложение 3) также имеют схожий паттерн распределения атмосферных выпадений, наибольшие значения которых наблюдаются вблизи Нажеждинского металлургического завода.

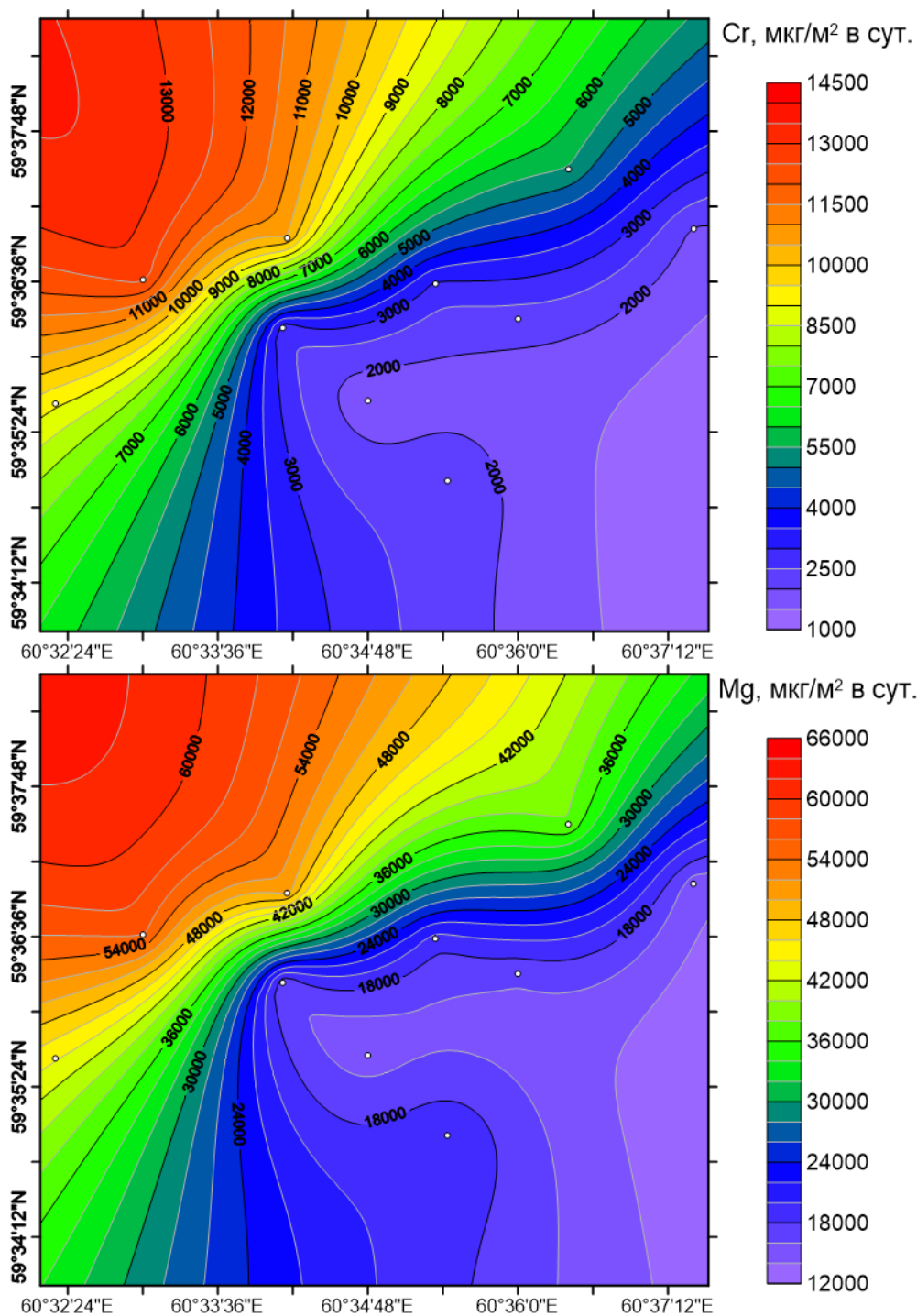


Рисунок 4.15 – Распределение значений атмосферных выпадений Cr и Mg в пробах снежного покрова Серова

Таким образом, для Серова характерно наличие нескольких источников загрязнения, формирующих сложную пространственную структуру. При использовании начальных геохимических условий уровень загрязнения оценивается как низкий, однако при использовании кларковых значений фиксируется высокий и очень высокий уровень загрязнения. Основные источники – металлургические предприятия и автотранспорт.

На фоне остальных исследуемых городов в Серове выделяется значительное атмосферное поступление Cr.

4.2.3. Верхняя Пышма

На рис. 4.16 представлены рассчитанные K_c для пылегрязевых отложений в Верхней Пышме относительно трех разных условных фоновых концентраций. Значительная разница между проведенными оценками наблюдается для Cd, Cu и Ni. Относительно кларковых концентраций для этих элементов зафиксировано сильное загрязнение, в то время как по начальным геохимическим условиям уровень загрязнения низкий. Уровень загрязнения относительно городских почв в основном ниже (кроме Ni) относительно кларковых концентраций и близок к оценке по начальным геохимическим условиям. Среди значений по начальным геохимическим условиям для Cu наблюдается наибольший уровень загрязнения.

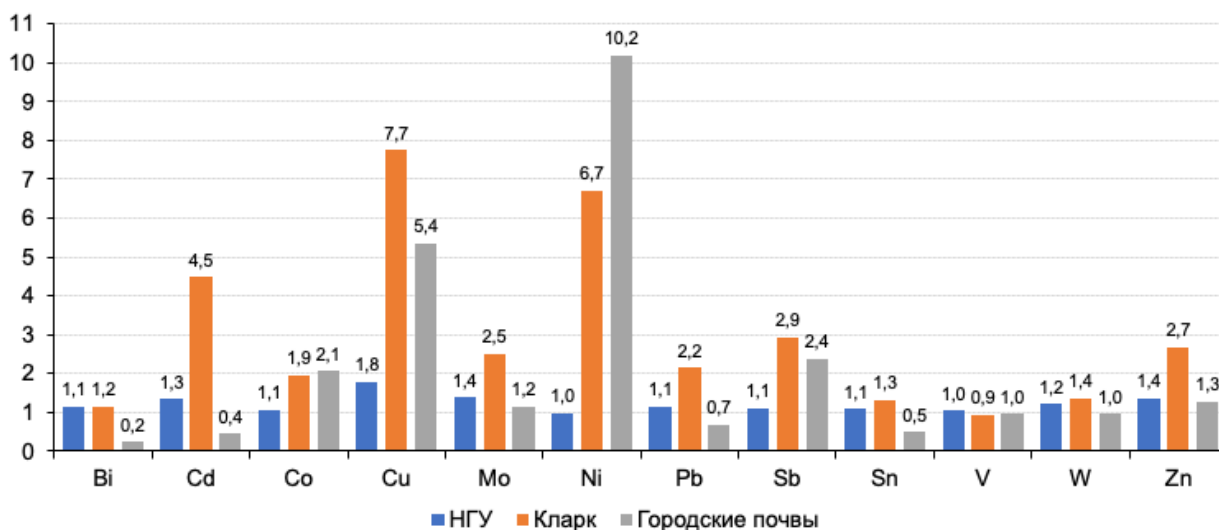


Рисунок 4.16 – Средние значения K_c для пылегрязевых отложений в Верхней Пышме, рассчитанные по начальным геохимическим условиям (НГУ), кларковым концентрациям в верхней континентальной коре (Касимов, Власов, 2015) и средним концентрациям элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014)

В табл. 4.7 представлены значения Z_c , NPI и $INPI$ для пылегрязевых отложений Алапаевска относительно разных фоновых уровней. Средний уровень суммарного загрязнения относительно кларковых концентраций характеризуется как очень высокий, относительно городских почв как высокий, а относительно начальных геохимических условий как низкий. Индексы NPI и $INPI$ характеризуют уровень загрязнения как слабый ($1 < NPI/INPI < 2$).

Таблица 4.7 – Значения Z_c , рассчитанные по начальным геохимическим условиям (НГУ), кларковым концентрациям в верхней континентальной коре (Касимов, Власов, 2015) и средним концентрациям элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014), NPI и $INPI$ для пылегрязевых отложений Верхней Пышмы

Город	Показатель	Z_c (НГУ)	Z_c (Кларк)	Z_c (Почвы)	NPI	$INPI$
Верхняя Пышма	\bar{x}	5,2	36	30	2,0	1,5
	Med	3,7	33	28	1,6	1,4
	σ	1,0	12	12	0,7	0,7
	$min-max$	4,5–25	16–110	13–83	1,4–9,0	0,6–3,5

На рис. 4.17 представлена карта распределения показателей Z_c в пылегрязевых отложениях Верхней Пышмы, рассчитанных относительно трех условных фоновых концентраций. Основная масса точек характеризуется отсутствием или слабым загрязнением относительно начальных геохимических условий. Для двух точек на западе города уровень загрязнения одинаковый относительно всех условных фоновых уровней. Наиболее загрязненная точка (по всем уровням) расположена восточнее производственной площадки предприятия цветной металлургии.

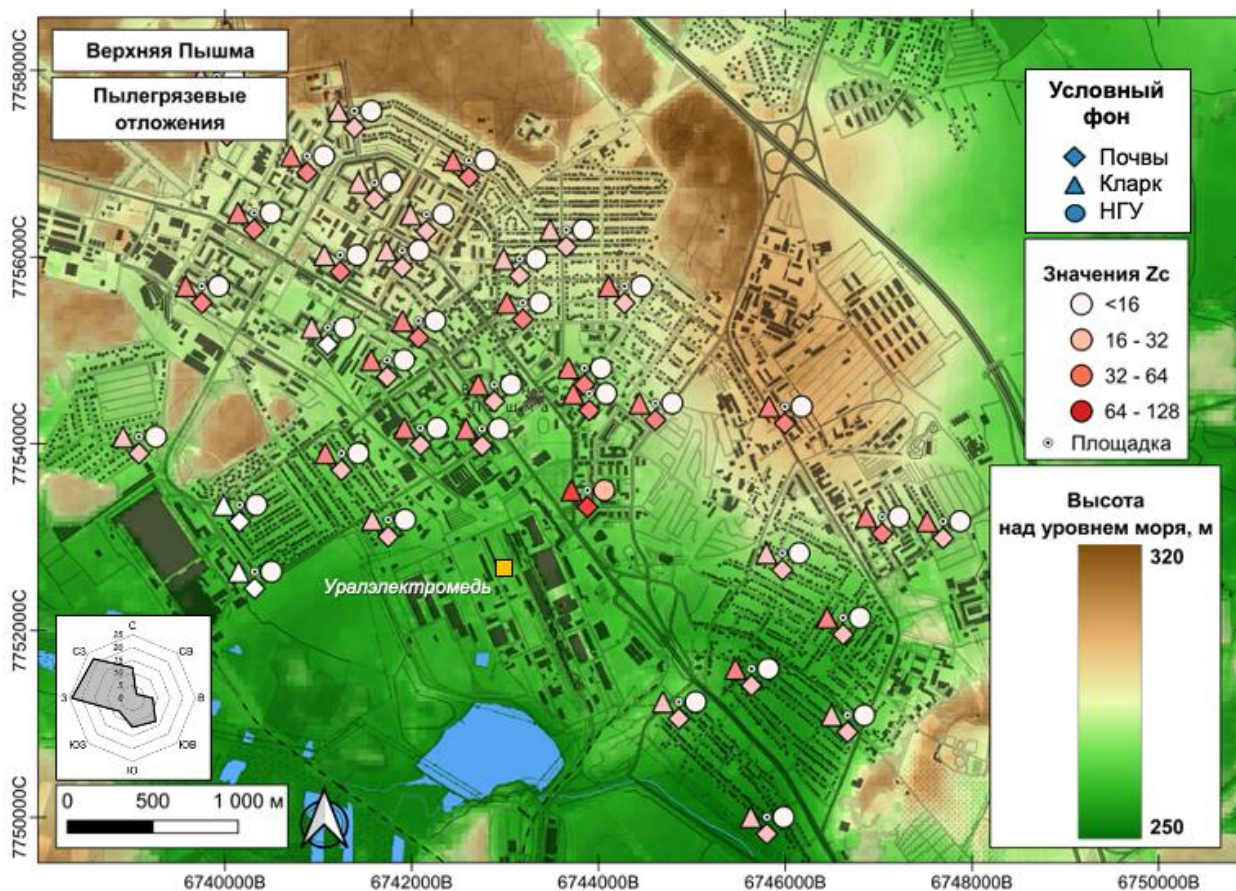


Рисунок 4.17 – Распределение показателей Z_c для пылегрязевых отложений в Верхней Пышме

На рис. 4.18 представлена карта распределения показателя Z_c в СГП Верхней Пышме. Загрязнение СГП распределено неравномерно. Все точки относятся к самому низкому уровню загрязнения. Как и в остальных городах, загрязнение СГП в основном связано с диффузным поступлением загрязнения, например, от автотранспорта.

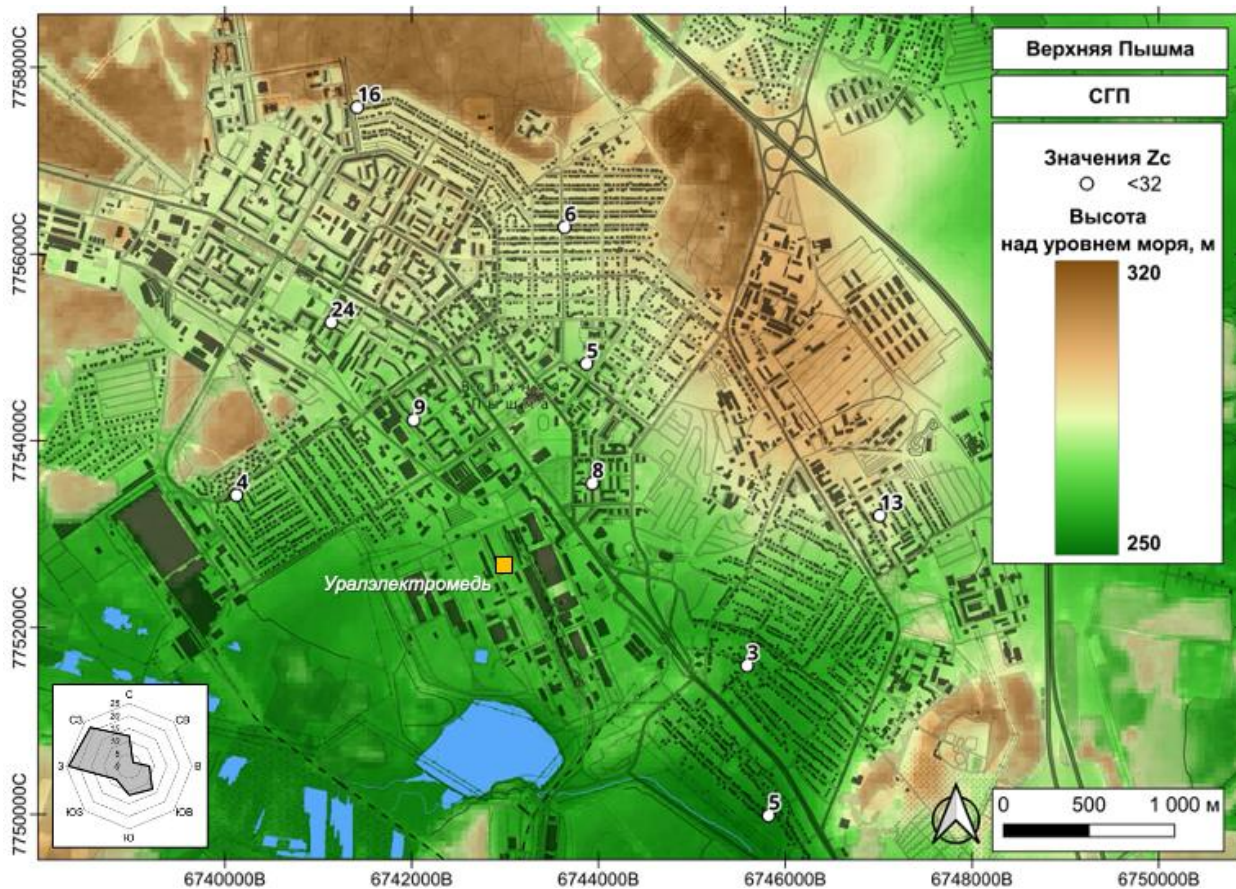


Рисунок 4.18 – Распределение показателя Z_c для СГП в Верхней Пышме

При рассмотрении карты распределения показателя Z_c для снежного покрова (рис. 4.19) можно выявить связь уровня загрязнения проб с рельефом города и преобладающими ветрами. Наиболее загрязненные точки (Z_c от 52 до 85) расположены вокруг предприятия цветной металлургии, по сторонам преобладающего направления ветра. Наиболее загрязненные точки находятся восточнее производственной площадки. В целом лишь одна точка имеет низкий уровень загрязнения, в то время как в остальных точках наблюдается средний уровень.

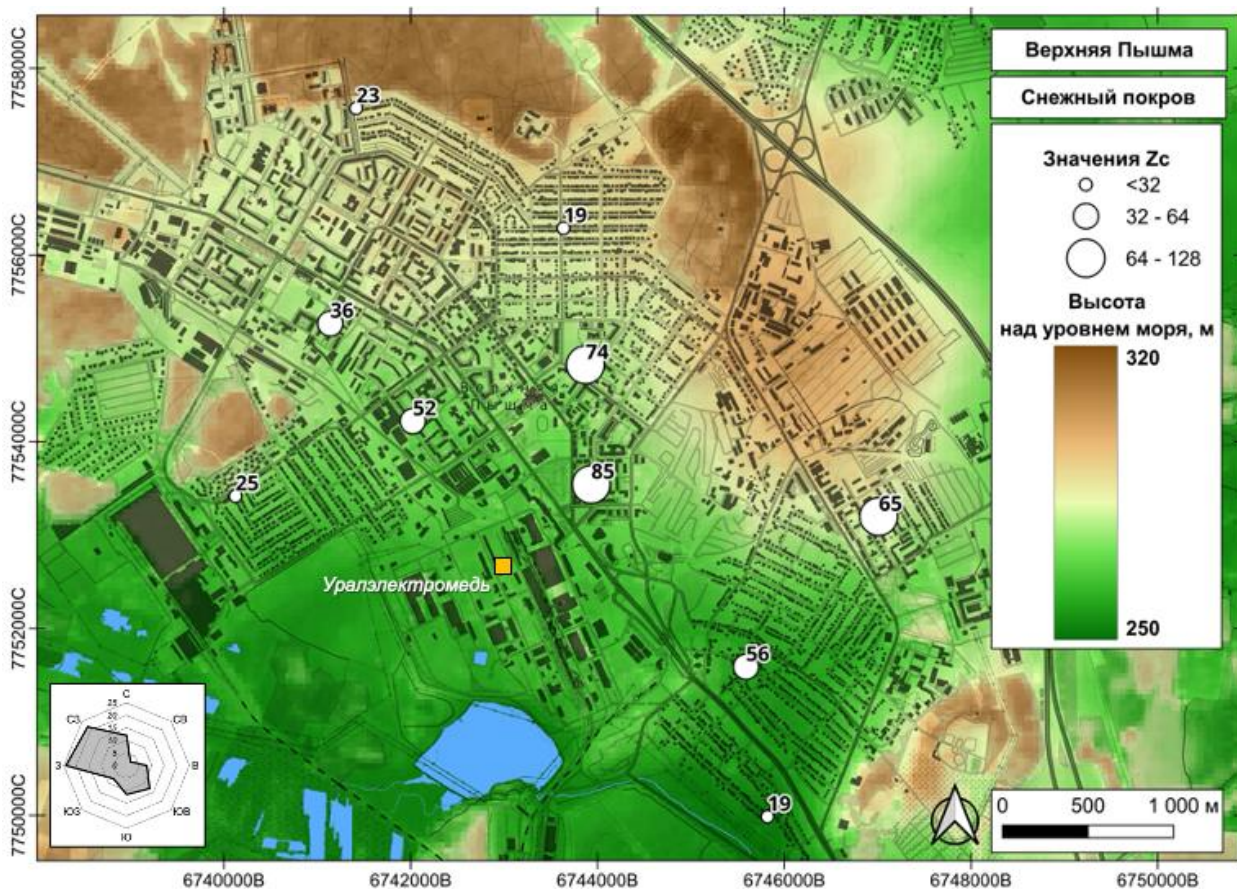


Рисунок 4.19 – Распределение показателя Z_c для снежного покрова в Верхней Пышме

Для оценки вклада элементов в суммарное загрязнение в табл. 4.8 представлены средние значения K_c для снежного покрова в Верхней Пышме. Среди ТММ значительное накопление наблюдается для As, Cu, Mo и Sb. Особенно выражено загрязнение Cu (в 25 раз выше принятого условного фона).

Таблица 4.8 – Средние значения K_c для снежного покрова Верхней Пышмы

Me	K_c
Al	12
As	9,5
Ba	0,31
Bi	1,2
Cd	2,2
Co	0,50
Cr	0,82
Cu	25
Fe	1,5
Li	0,40
Mg	1,4
Mn	1,0
Mo	7,3
Ni	0,93
Pb	3,5
Sb	6,0
Sc	0,76
Sn	2,5
Sr	0,76
Th	0,55
Ti	2,1
U	0,62
V	1,6
W	1,1
Zn	2,6

Твердое вещество в снежном покрове Верхней Пышмы (рис. 4.20) распределено достаточно равномерно. В кварталах МКД твердого вещества несколько больше, чем в кварталах ИЖС.

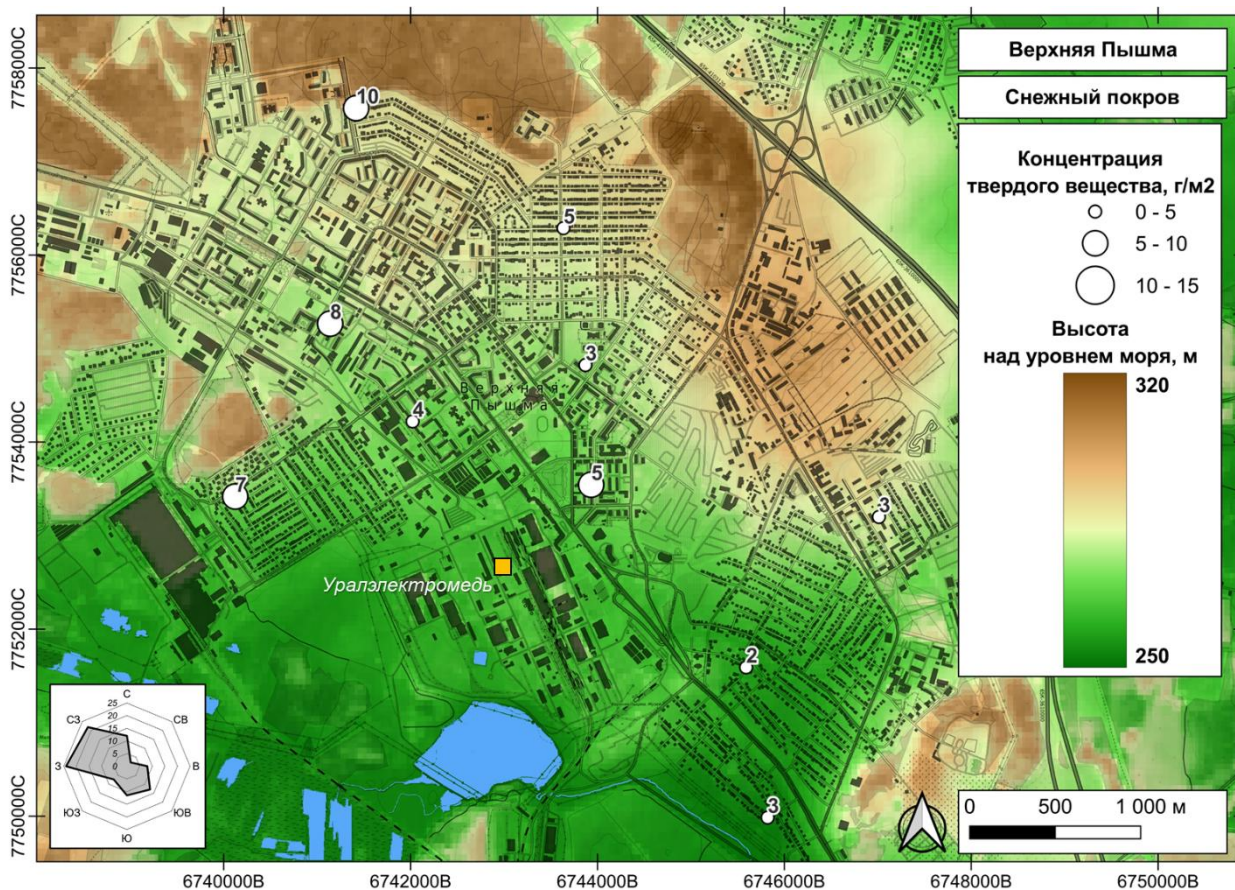


Рисунок 4.20 – Концентрация твердого вещества в снежном покрове в Верхней Пышме

Анализ распределения атмосферных выпадений элементов ассоциаций, найденных в объектах опробования (рис. 3.6, 3.15 и 3.19), показал, что ассоциация элементов Cu-Sb-As имеет общий паттерн распределения и связана с переносом загрязнения с производственной площадки АО «Уралэлектромедь» (Приложение 3). Наиболее схоже распределение Cu и As (рис. 4.21).

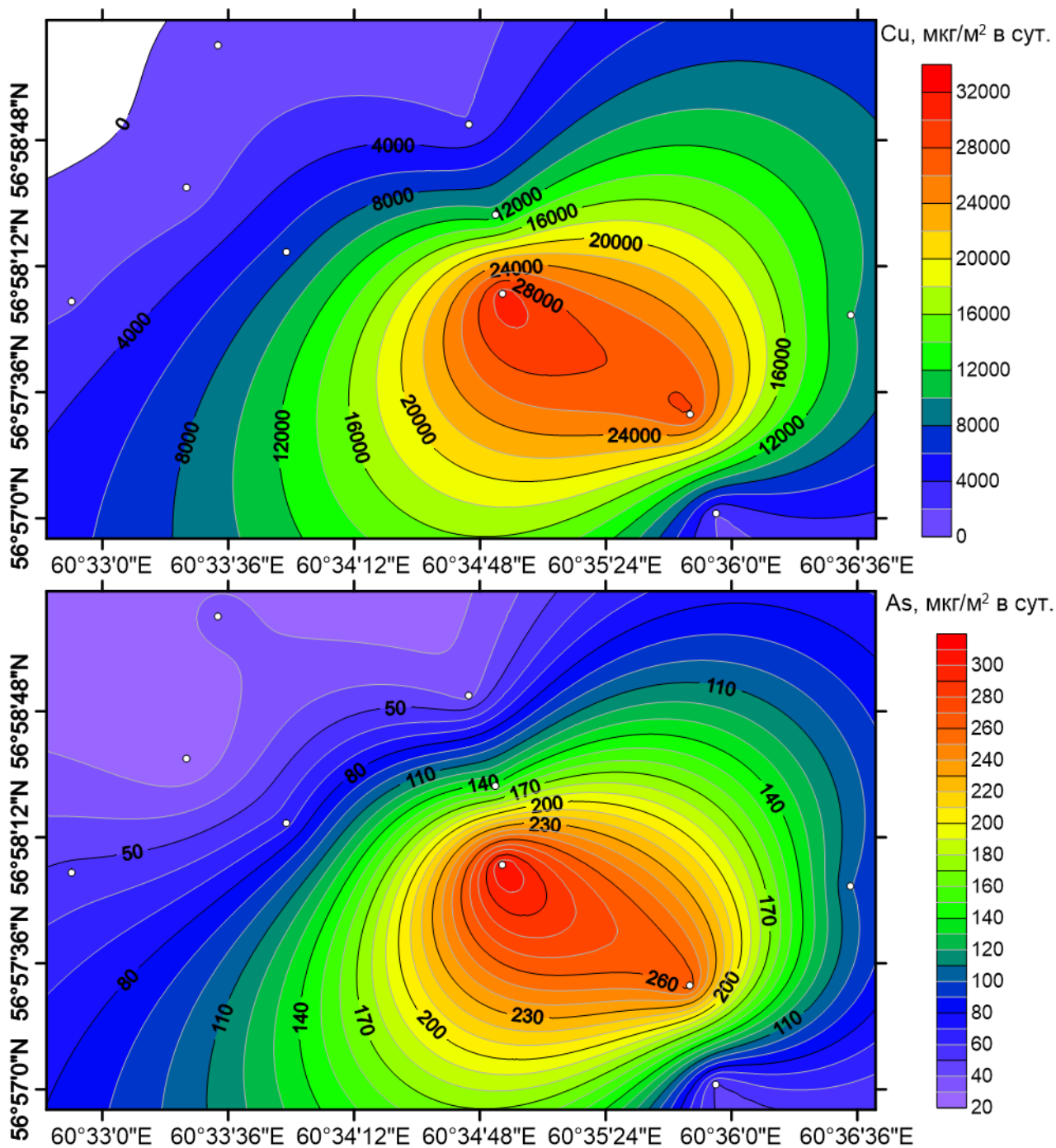


Рисунок 4.21 – Распределение значений атмосферных выпадений Cu и As в пробах снежного покрова Верхней Пышмы

Исходя из представленных результатов, можно заметить, что особенность Верхней Пышмы – выраженная аномалия Cu, связанная с деятельностью предприятия цветной металлургии. Представленные выше данные свидетельствуют о том, что в Верхней Пышме загрязнение среды формируют два основных источника: АО «Уралэлектромедь» и автотранспорт. Преобладающие ветра формируют постоянный перенос загрязнения с промышленной зоны на жилые кварталы.

4.2.4. Алапаевск

На рис. 4.22 представлены рассчитанные K_c для пылегрязевых отложений в Алапаевске относительно трех разных условных фоновых концентраций. Значительная разница между проведенными оценками наблюдается для Cd и Ni. Оценки относительно всех условных фоновых значений близки по сравнению с другими городами. Среди всех исследуемых городов в Алапаевске наблюдается наименьший уровень загрязнения пылегрязевых отложений относительно всех условных фоновых значений. Значительное загрязнение Ni относительно кларка и городских почв объясняется связью этого элемента с минеральным составом объекта.

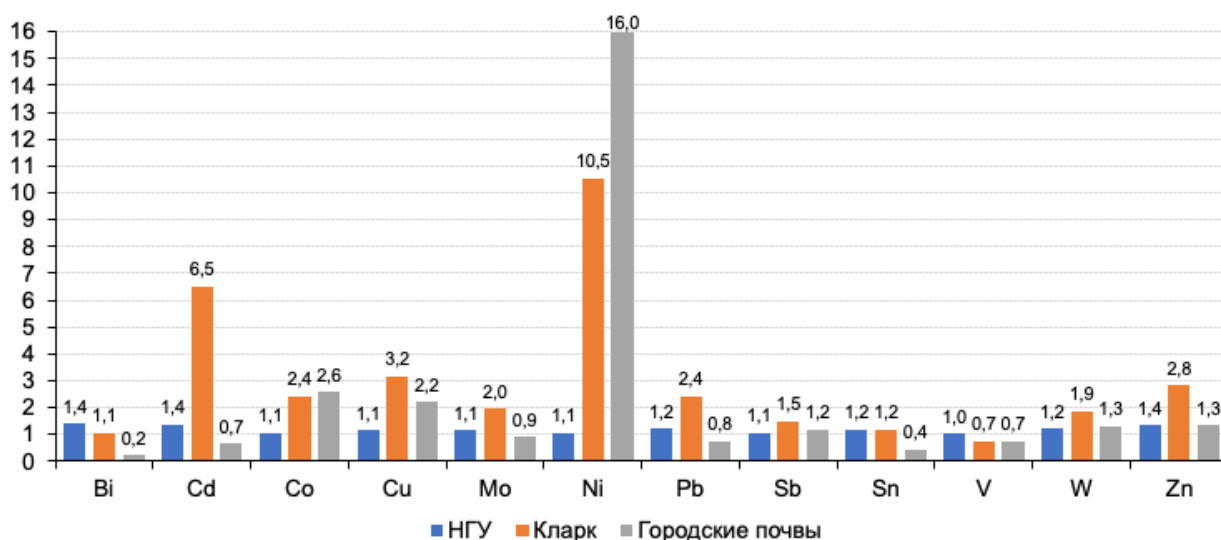


Рисунок 4.22 – Средние значения K_c для пылегрязевых отложений в Алапаевске, рассчитанные по начальным геохимическим условиям (НГУ), кларковым концентрациям в верхней континентальной коре (Касимов, Власов, 2015) и средним концентрациям элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014)

В табл. 4.9 представлены рассчитанные значения Z_c , NPI и $INPI$ для пылегрязевых отложений Алапаевска относительно разных фоновых уровней. Средний уровень суммарного загрязнения относительно кларковых концентраций и городских почв характеризуется как высокий, а относительно начальных геохимических условий – как низкий. Индексы NPI и $INPI$ характеризуют уровень загрязнения как слабый ($1 < NPI/INPI < 2$).

Таблица 4.9 – Значения Z_c , рассчитанные по начальным геохимическим условиям (НГУ), кларковым концентрациям в верхней континентальной коре (Касимов, Власов, 2015) и средним концентрациям элементов в городских почвах (Alekseenko, Alekseenko, 2014), NPI и $INPI$ для пылегрязевых отложений Алапаевска

Город	Показатель	Z_c (НГУ)	Z_c (Кларк)	Z_c (Почвы)	NPI	$INPI$
Алапаевск	\bar{x}	4,7	36	32	1,7	1,4
	Med	3,2	35	34	1,4	1,3
	σ	1,1	20	14	0,9	0,9
	$min-max$	4,6–27	13–82	11–63	0,8–4,4	0,6–4,1

На рис. 4.23 представлена карта распределения показателей Z_c в пылегрязевых отложениях Алапаевска относительно трех условных фоновых концентраций. Относительно начальных геохимических условий все точки относятся к низкому допустимому уровню загрязнения. Относительно остальных фоновых уровней загрязнение характеризуется как среднее и высокое.

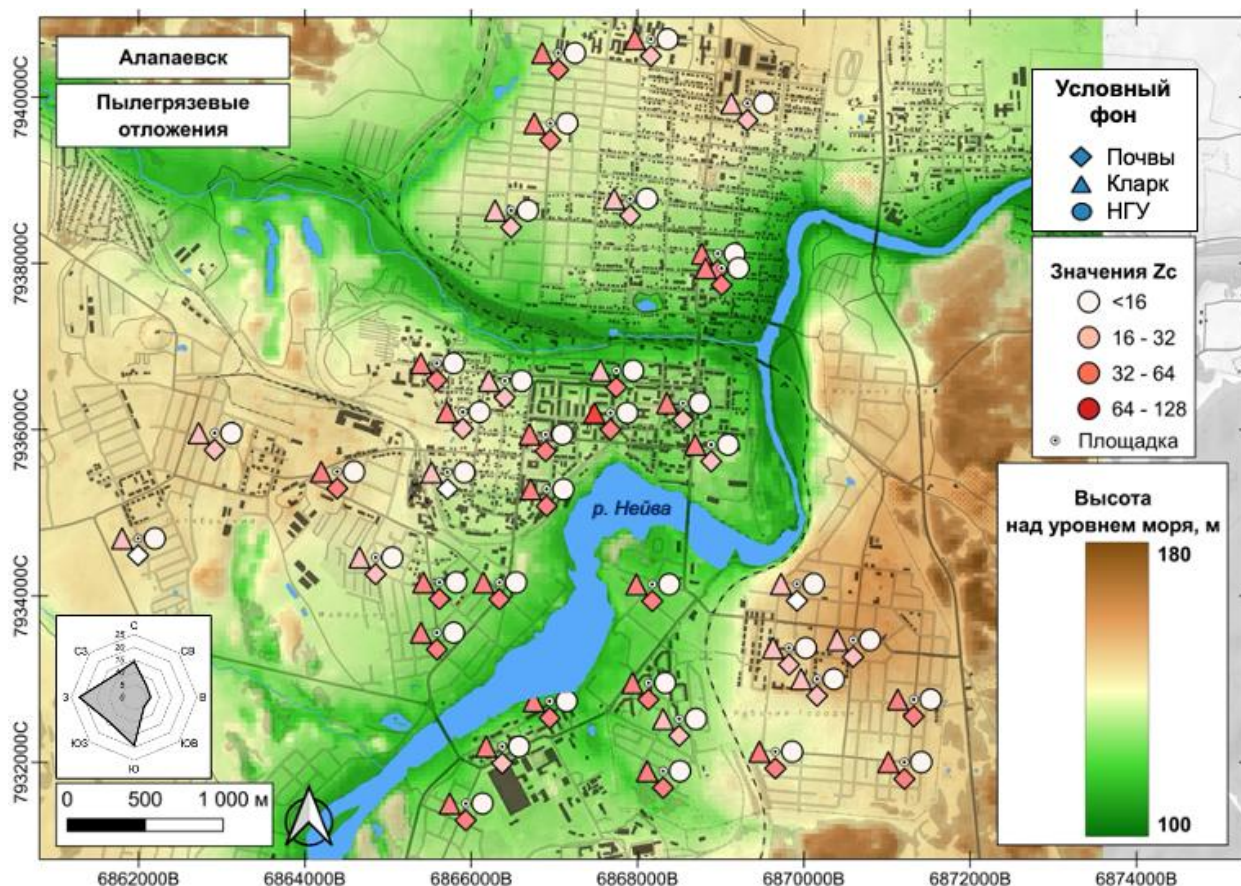


Рисунок 4.23 – Распределение показателей Z_c для пылегрязевых отложений в Алапаевске

На рис. 4.24 представлена карта распределения показателя Z_c в СГП в Алапаевске. Загрязнение СГП распределено неравномерно. В основном все точки относятся к самому

низкому уровню загрязнения, но две относятся к среднему уровню. Как и в остальных городах, загрязнение СГП в основном связано с диффузным поступлением.

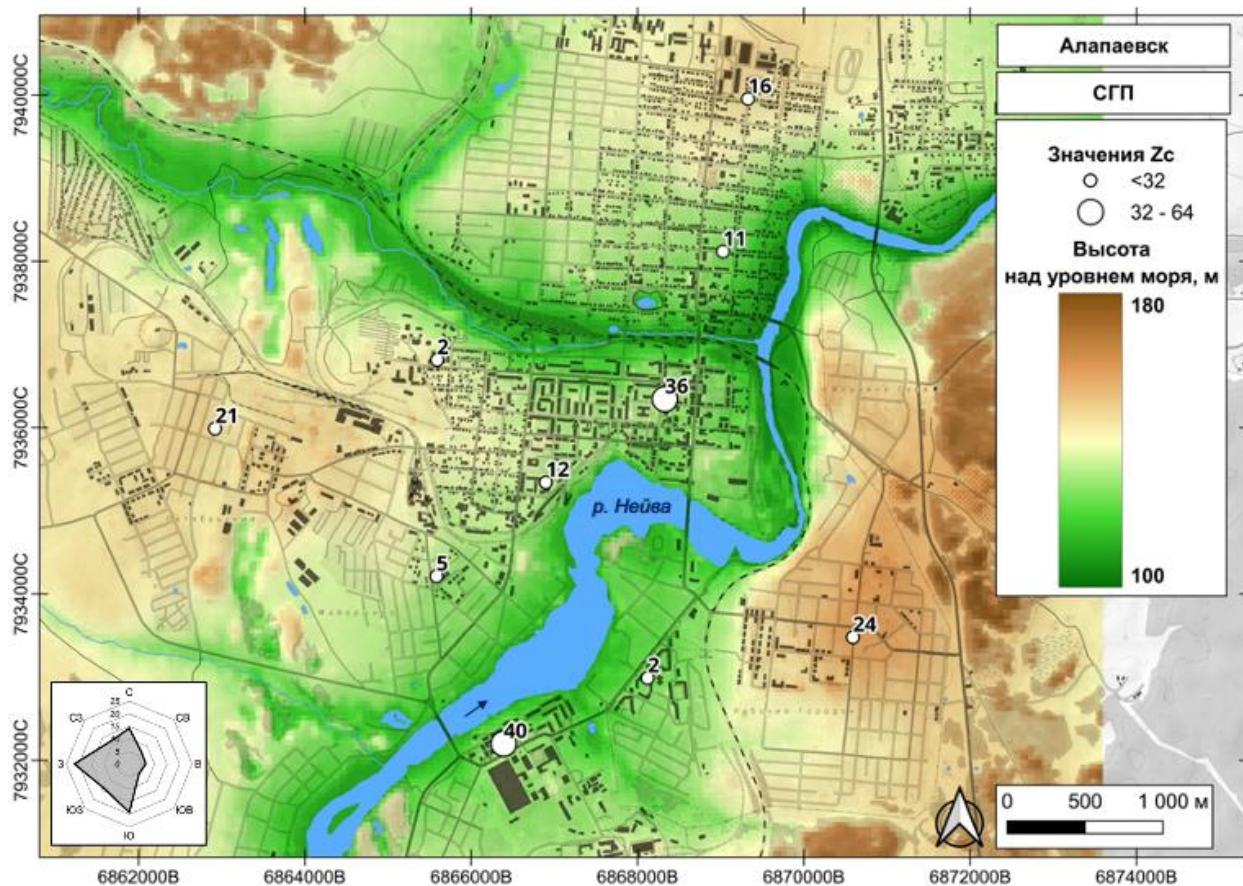


Рисунок 4.24 – Распределение показателя Z_c для СГП в Алапаевске

В Алапаевске наблюдаются наименьшие концентрации твердого вещества в снежном покрове среди исследуемых городов (рис. 4.25). Наибольшее значение зафиксировано в центральной части города, в квартале МКД.

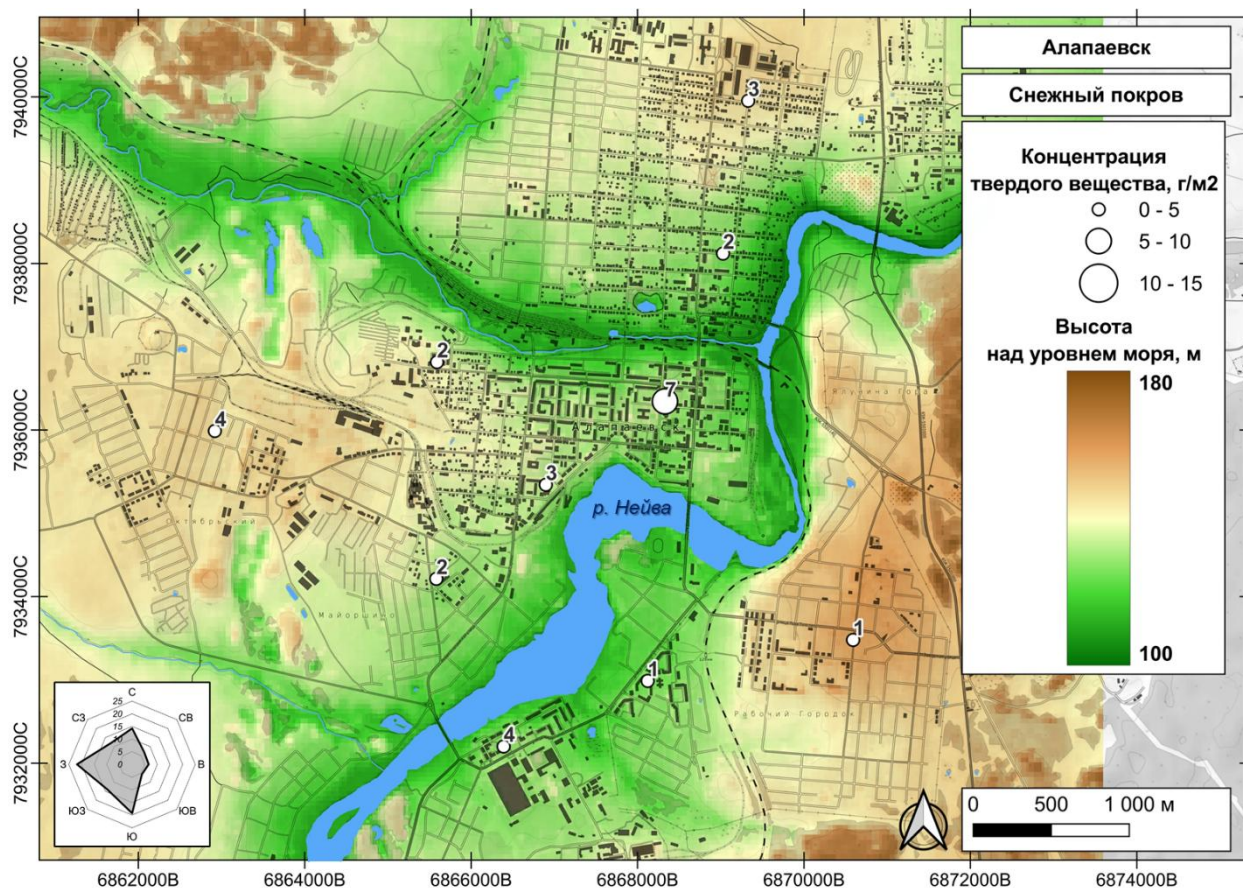


Рисунок 4.25 – Концентрация твердого вещества в снежном покрове в Алапаевске

Карты распределения атмосферных выпадений элементов ассоциаций, найденных в объектах опробования (рис. 3.3, 3.12 и 3.16), представлены в Приложении 3. Элементы найденных ассоциаций имеют схожие паттерны распределения. В СГП и пылегрязевых отложениях формируются ассоциации, связанные с выбросами автотранспорта (Cu-Zn-Mo-Pb и Zn-Cd-Pb-Sn).

Таким образом, Алапаевск характеризуется наименьшей степенью техногенного воздействия среди исследованных городов, а наблюдаемые ассоциации элементов преимущественно связаны с диффузными источниками, в первую очередь автотранспортом, характерным для любого города. Этот факт позволяет оправдать сравнение современного поступления загрязнения в исследованных моногородах с поступлением в Алапаевске.

4.2.5. Пылевая нагрузка

Для количественной оценки интенсивности поступления твердого вещества, формирующего загрязнение городской среды, для исследуемых городов была рассчитана пылевая нагрузка. На рис. 4.26а представлены рассчитанные значения пылевой нагрузки в исследованных городах за весь снегонакопительный сезон. На рис. 4.26б представлены рассчитанные значения суточной интенсивности поступления пыли в исследованных

городах из расчета длительности снегонакопительного периода в 150 сут. Наибольшая пылевая нагрузка наблюдается в Качканаре – около 182 мг/м² в сут. В Серове пылевая нагрузка составляет в среднем 59 мг/м² в сут., в Верхней Пышме – 32 мг/м² в сут., а в Алапаевске – 18 мг/м² в сут.

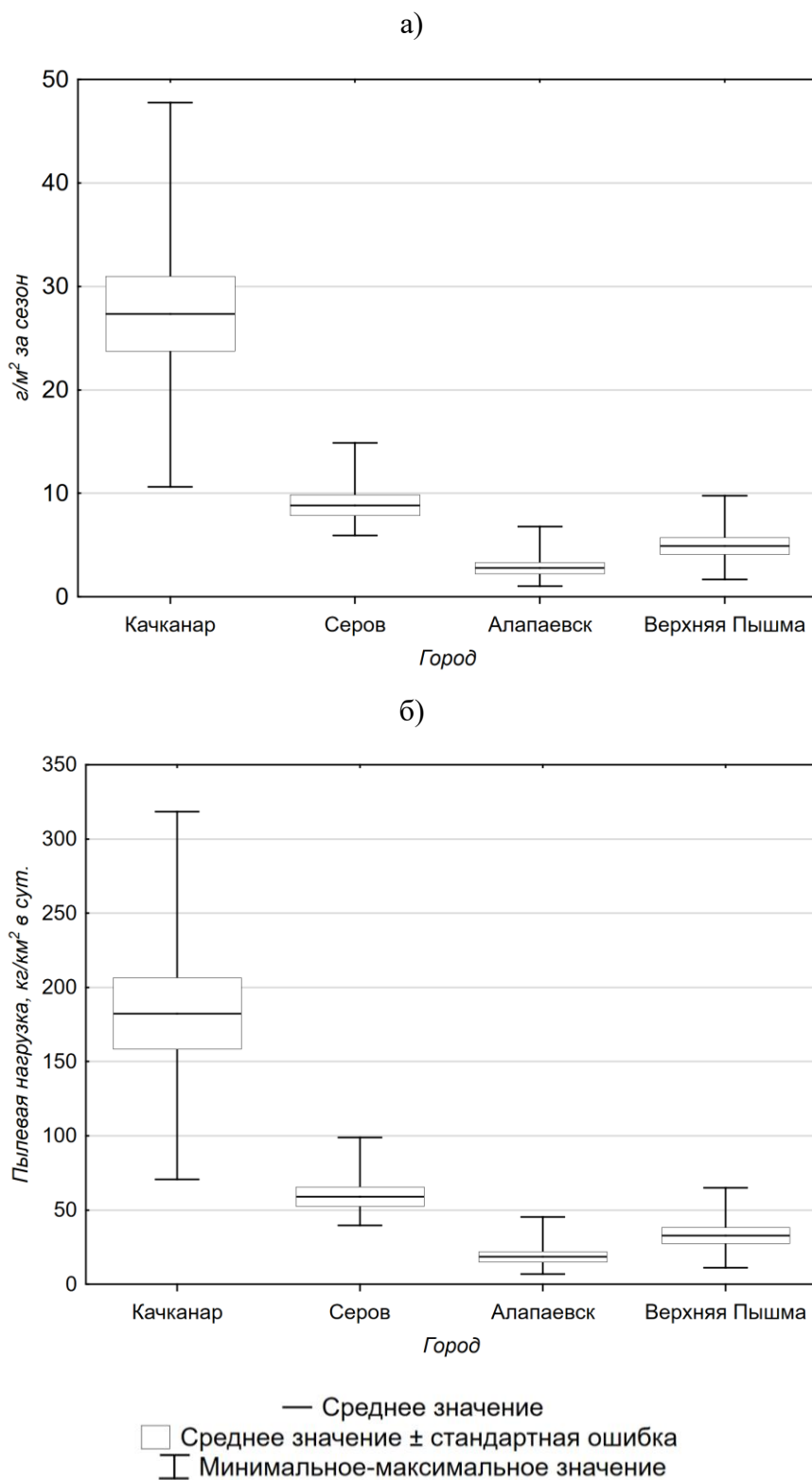


Рисунок 4.26 – Интенсивность поступления пыли в исследованных городах: а) суточная (150 сут. накопления), б) за период снегонакопления

Полученные значения пылевой нагрузки в исследованных городах можно сопоставить с аналогичными оценками в других работах. В исследовании (Vorobievskaya et al., 2022), проведенном в Мурманске (Россия), пылевая нагрузка варьировала от 40 до 65 г/м² за сезон, что превышает оценку для Качканара. В работе (Moskovchenko et al., 2023), выполненной в Надыме (Россия), показано, что в промышленных районах пылевая нагрузка составляет 37 мг/м²·сут, а в жилых – 15 мг/м²·сут. Пылевая нагрузка в жилых районах исследованных городов в 2–5 раз выше, чем в промышленных районах Надыма, а в Алапаевске она близка к значению Надыма.

Различия в пылевой нагрузке между городами подтверждают ранее выявленные особенности источников загрязнения: максимальные значения характерны для Качканара и связаны с деятельностью горнодобывающего комплекса, тогда как минимальные – для Алапаевска, где отсутствуют промышленные источники.

4.3. Сравнение с природным геохимическим фоном

Сравнение концентраций (на основе K_c) металлов в почвах фонового участка в п. Мариинск (Свердловская область) и в пылегрязевых отложениях исследованных городов представлено в табл. 4.10. Полученные результаты свидетельствуют о существенном изменении геохимической структуры почв исследуемых городов по сравнению с природным фоном. Наиболее значительная разница в концентрациях наблюдается для Ni в Алапаевске (в 16 раз) и в Верхней Пышме (в 10 раз), и для Cd в Серове (почти в 10 раз). В Алапаевске и Серове наблюдается накопление Mn (в 4–6 раз по сравнению с фоном), в Качканаре и Серове – Fe (в 2,5 раза). Во всех городах, но в меньшей степени в Качканаре, наблюдается заметное накопление Cu, Zn, Cd и Pb.

Таблица 4.10 – Средние значения K_c и Z_c для пылегрязевых отложений исследованных городов по отношению к концентрациям в почвах фоновых участков в 2024 г.

Город	K_c								Z_c
	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	
Алапаевск	4,5	1,3	1,8	16	1,1	3,2	5,9	2,8	30
Верхняя Пышма	1,0	1,3	1,5	10	2,6	3,0	4,0	2,4	19
Качканар	1,6	2,5	2,2	3,2	0,67	1,7	2,4	0,78	8,8
Серов	6,1	2,4	1,7	5,2	3,4	3,9	9,6	3,4	29

По данным табл. 4.10 все исследованные города характеризуются превышением содержания большинства элементов в пылегрязевых отложениях относительно природного фона, что свидетельствует о существенной трансформации геохимических условий в городской среде. Однако интенсивность накопления отдельных элементов и общий

уровень преобразования геохимического фона существенно различаются между городами. По степени трансформации геохимических условий города ранжируются следующим образом – Алапаевск > Серов > Верхняя Пышма > Качканар.

4.4. Выводы по главе 4

1. Для исследуемых городов впервые выполнено восстановление начальных геохимических условий (фона) для элементов Ni, V, Cu, Zn, Co, Pb, Cd, Sb, W, Sn, Bi, Mo в современных пылегрязевых отложениях городской среды. Восстановленные концентрации учитывают специфические геохимические условия местности и принципиально отличаются от кларковых концентраций верхней континентальной коры.

2. Для ряда элементов (Cd, Cu, Ni, V и др.) различия в оценках степени загрязнения по начальным геохимическим условиям, кларковым концентрациям и городским почвам могут существенно различаться, что подтверждает необходимость учета локального геохимического фона при эколого-геохимических исследованиях городской среды для избегания переоценки или недооценки загрязнения.

3. Учет корреляционных связей «элемент-минерал» при восстановлении геохимического фона позволяет корректно учитывать природную составляющую содержания элементов.

4. При использовании начальных геохимических условий все исследованные города в основном характеризуются низким допустимым уровнем загрязнения, тогда как использование кларковых значений или концентраций элементов в городских почвах в качестве условных фонов смещает оценку в сторону более высоких уровней загрязнения.

5. Во всех городах определен общий источник загрязнения – автотранспорт. Для моногородов определены дополнительные источники загрязнения:

- Качканар – поступление пыли с хвостохранилищ горно-обогатительного комбината и мест открытых разработок полезных ископаемых;
- Серов – металлургические предприятия;
- Верхняя Пышма – предприятие цветной металлургии;
- Алапаевск – возможно влияние исторического загрязнения (работал металлургический завод до конца XX в.).

6. Исследуемые города дифференцируются по уровню и типу техногенного воздействия:

- Верхняя Пышма – зафиксировано наибольшее загрязнение по интегральному показателю ($NPI = 2,4$), основные загрязнители: Cu, As и Sb.
- Качканар – специфическое поступление Co, V, Fe, Sc и Ti.

- Серов – специфическое поступление Cr и Fe.
- Алапаевск – наименее загрязненный город, но с наличием следов выбросов автотранспорта.

7. Загрязнение в снежном покрове более точно отражает текущие атмосферные источники поступления загрязняющих веществ, в отличие от пылегрязевых отложений, интегрирующих загрязнение во времени, и СГП, фиксирующей материал у источника.

8. В Верхней Пышме наблюдается выраженное загрязнение Си. По результатам восстановления фоновой концентрации загрязненными признаны 24 из 40 проб.

9. В Серове наблюдается значительное атмосферное поступление Cr в городскую среду.

10. По степени трансформации геохимических условий города ранжируются следующим образом – Алапаевск > Серов > Верхняя Пышма > Качканар.

Глава 5. Оценка образования и накопления пылегазовых отложений в жилой зоне городской среды

5.1. Ландшафтные характеристики жилой зоны городов

Неудовлетворительное состояние покрытий и низкий уровень содержания территорий – ключевые факторы интенсификации эрозионных процессов в городской среде. На основании ландшафтного анкетирования, проведенного в жилых районах МКД и ИЖС исследованных городов, были выделены типичные характеристики функциональных зон ландшафта.

Кварталы МКД. Зеленая зона в районах МКД характеризуется наличием водопроницаемой поверхности, газонов, кустарников, деревьев и другой растительности. В холодный период большая часть зеленой зоны покрыта ненарушенным слоем снега, но часть покрова вытаптывается в местах пешеходных маршрутов. Проезды во дворах и подъездные дороги зачастую асфальтированные.

Кварталы ИЖС. В зонах ИЖС зеленая зона расположена между забором частного участка и дорогой. В пределах зеленой зоны обычно расположен небольшой проезд (парковка), зачастую неасфальтированный. Дворовая зона участка в кварталах частного сектора включает огород, жилой дом и различные хозяйственные постройки. Поскольку эта территория находится в частной собственности, она не подлежала обследованию. Дороги в кварталах ИЖС зачастую не асфальтированы. В основном дорожное полотно представлено утрамбованным щебнем с различным количественным соотношением к подстилающему грунту.

Все функциональные зоны в кварталах МКД и ИЖС характеризуются высокой долей участков с нарушенным покрытием. Участки, прилегающие к дорогам, тротуарам и проездам как с фасадной части в ИЖС, так и во дворах кварталов МКД накапливают СГП в виде куч и валов, образующихся при уборке территории. И в теплый, и в холодный периоды зафиксированы случаи несанкционированной парковки на нецементированных покрытиях. В холодный период следы использования противогололедных материалов были зафиксированы на дорогах, проездах и тротуарах на семи участках в Качканаре и на двух участках в Серове. Наибольшая глубина снежного покрова наблюдалась в Качканаре и Серове – 60 см, а наименьшая – в Алапаевске, где она составила 35 см.

Отличительная особенность содержания дорог в Серове – отсыпка дорог металлургическим шлаком. Особенно это распространено в кварталах ИЖС. Наблюдалось разрушение шлаковых частиц в местах проезда автотранспорта и его пыление. Отличительная особенность содержания дорог в Качканаре – значительное количество

минеральной антигололедной посыпки на тротуарах, дорогах и проездах в кварталах МКД и ИЖС. Такой подход обусловлен рельефом города. Верхняя Пышма – единственный город, где было зафиксировано использование антигололедных реагентов на зонах пешеходного и автомобильного движения.

5.2. Оценка запасов пылегрязевых отложений в жилой зоне городов

Для оценки общего и удельного запасов пылегрязевых отложений в жилой зоне городской среды получены следующие данные:

1. Площадь жилой зоны городов.
2. Содержание твердого вещества в СГП.
3. Гранулометрический состав СГП и пылегрязевых отложений.
4. Объем талой воды в пробах ненарушенного снежного покрова.

Общая площадь жилой зоны исследованных городов рассчитана согласно методике, представленной в разделе 2.3.5. Получены следующие значения (первое значение – общая площадь, второе значение – площадь (исключая крыши)):

- Алапаевск – 13,6 км² и 11,5 км²,
- Качканар – 6,3 км² и 5,4 км²,
- Серов – 17,9 км² и 15 км²,
- Верхняя Пышма – 11,6 км² и 9,7 км².

Средние концентрации твердого вещества в СГП в районах МКД и ИЖС в исследованных городах представлены в табл. 3.2. Гранулометрический состав проб пылегрязевых отложений и твердого вещества СГП представлен в разделах 3.1 (рис. 3.1) и 3.2 (рис. 3.7) соответственно.

В табл. 5.1. приведены значения параметров, необходимых для оценки общего и удельного количества накопленных пылегрязевых отложений.

Таблица 5.1 – Значения параметров для оценки общего и удельного количества накопленных пылегрязевых отложений

Город	Среднее содержание пылевой фракции в твердом веществе СГП (C_{df}), %	Объем талой воды (V), л/м ²	k_1	k_2
Алапаевск	29	97	0,19/0,13	0,69/0,13
Качканар	23	150	0,14/0,20	0,66/0,20
Серов	31	130	0,21/0,16	0,63/0,16
Верхняя Пышма	21	105	0,17/0,10	0,73/0,10

В табл. 5.2 представлены рассчитанные значения общего и удельного запасов пылегрязевых отложений в жилых зонах исследованных городов, а также запасов отложений по гранулометрическим фракциям и на одного жителя города. Наибольшее общее и удельное количество отложений наблюдается в Качканаре. Наименьшее общее количество отложений в Верхней Пышме, а удельное – в Серове. При учете количества жителей наименьшая нагрузка наблюдается в Верхней Пышме, а максимальная в Качканаре (почти в 10 раз больше).

Таблица 5.2 – Рассчитанные значения общего и удельного запасов пылегрязевых отложений в жилых зонах исследованных городов, запасов по фракциям и на одного жителя

Город	Общее количество пылегрязевых отложений, т	Удельное количество пылегрязевых отложений, кг/м ²	$M_1 / M_2 / M_3$, кг/м ²	Количество пылегрязевых отложений на 1 жителя, кг
Алапаевск	$1,6 \times 10^7$	1,4	0,17 / 0,94 / 0,25	446
Качканар	$5,9 \times 10^7$	11	2,1 / 7,1 / 1,5	1 584
Серов	$1,7 \times 10^7$	1,1	0,17 / 0,68 / 0,23	177
Верхняя Пышма	$1,3 \times 10^7$	1,3	0,13 / 0,95 / 0,22	171

Основные источники неопределенности в оценке запасов пылегрязевых отложений:

- неточности в измерении площади жилых и функциональных зон с помощью Google Earth Pro;
- субъективность оценок оператора при ландшафтном обследовании;
- отсутствие сезонных данных о распределении фракций;
- неравномерное распределение материала по поверхностям жилой зоны.

Репрезентативность полученных результатов обеспечивается тем, что при выборе площадок отбора проб учитывали наиболее типичные районы жилой зоны каждого города, с равным числом участков в районах МКД и ИЖС. Все города находятся в климатических условиях, характерных для большинства территории России. Ограничение применения метода – отсутствие в городской среде такого объекта исследования, как СГП.

Общая масса пылегрязевых отложений на 1 м² в Алапаевске, Серове и Верхней Пышме почти в три раза ниже, чем в Екатеринбурге (3,2 кг/м²) (Seleznev et al., 2019). В целом для российских городов это значение колеблется в пределах 1,7–3,4 кг/м² ²³.

²³ URL: https://grant.rscf.ru/prjcard_int?18-77-10024

Полученные значения для малых городов можно считать высокими, учитывая, что общая площадь города меньше, чем у мегаполисов. При этом в Качканаре запас осадка на единицу площади составил 11 кг/м², что почти в 10 раз выше, чем в других малых городах, и в три раза выше, чем в Екатеринбурге. Это указывает на то, что накопление поверхностных осадков в малых городах может быть существенно выше из-за плохого управления, деградации инфраструктуры и отсутствия достаточного уровня благоустройства территорий.

Значения запасов пылегрязевых отложений на одного жителя в Серове и Верхней Пышме в десятки раз превышают аналогичные показатели для сопоставимого по населению и площади города Принс-Джордж (Канада) – 9 кг/чел. (Owens et al., 2011). В Екатеринбурге аналогичный показатель составляет 36 кг/чел²⁴. Таким образом, жители малых российских городов подвергаются более высокому воздействию пыли, чем жители крупных городов России или малого города Канады. Недостаточность данных о запасах пылегрязевых отложений в городах мира не позволяет провести более обширное сравнение.

5.3. Оценка интенсивности образования пылегрязевых отложений

5.3.1. Создание элементарной ячейки ландшафта жилых кварталов

Анализ анкет ландшафтного описания кварталов районов МКД и ИЖС, а также спутниковых снимков сервиса Google Earth Pro позволил выделить в рамках районов МКД шесть типичных функциональных микрзон:

1. внутридворовая зеленая зона;
2. внутридворовая зона непроницаемых покрытий;
3. зона несанкционированной парковки;
4. зеленая зона УДС;
5. дорога;
6. крыши зданий.

В рамках районов ИЖС выделено пять типичных функциональных микрзон:

1. частный земельный участок (двор, сад и т. д.);
2. крыши строений на земельном участке;
3. зеленая зона УДС;
4. подъездная зона со стороны УДС;
5. дорога.

²⁴ URL: https://grant.rscf.ru/prjcard_int?18-77-10024

Рассчитанные значения площади выделенных функциональных микрзон представлены в табл. 5.3.

Таблица 5.3 – Средние площади микрзон, формирующих *EURL* в районах а) МКД и б) ИЖС

(а) МКД

Внутридворовые микрзоны				Микрзоны УДС*		Общая площадь
Зеленая зона	Непроницаемые покрытия	Несанкционированная парковка	Крыши	Дорога	Зеленая зона	
2 590 м ²	1 780 м ²	140 м ²	1 170 м ²	1 100 м ²	1 150 м ²	7 930 м ²

(б) ИЖС

Внутридворовые микрзоны		Микрзоны УДС*			Общая площадь
Частный участок	Крыши	Подъездная зона со стороны УДС	Дорога	Зеленая зона УДС	
1 110 м ²	280 м ²	60 м ²	230 м ²	120 м ²	1 800 м ²

В теплый сезон была проведена оценка доли нарушенных поверхностей на исследуемых участках отбора проб и в пределах их водосборной площади (табл. 5.4). Большинство участков в Алапаевске, Качканаре и Серове характеризовались высокой долей нарушенных площадей. При этом в пределах их водосборных площадей доля нарушенных покрытий варьировала от 10 до 50 %. В Верхней Пышме участки отбора проб и их водосборные площади оказались наименее нарушенными по сравнению с другими исследованными городами.

Таблица 5.4 – Доли нарушенных покрытий на участках отбора проб и на их водосборных площадях по уровням нарушенности

Город	Нарушенные покрытия на участке отбора проб, %			Нарушенные покрытия на водосборной площади, %		
	0–10 (низкий)	10–50 (средний)	> 50 (высокий)	0–10 (низкий)	10–50 (средний)	> 50 (высокий)
Алапаевск	23	30	48	18	65	18
Качканар	25	35	40	20	58	23
Серов	28	30	43	25	68	8
Верхняя Пышма	53	25	23	55	33	13
Все (среднее)	32	30	38	29	56	15

В среднем зеленые зоны занимают около 50 % территории районов МКД, что соответствует значениям, полученным для жилой застройки крупных российских городов (Yarmoshenko et al., 2020). Наличие нарушенных поверхностей в жилых районах

способствует поступлению твердого вещества. В определенных условиях объем образования пылегрязевого осадка может увеличиваться в 4 раза в зависимости от сезона (Shevchenko et al., 2023).

5.3.2. Адаптация модели *RUSLE* для городских условий

Модель *RUSLE* была модифицирована на основе данных работы (Селезнев и др., 2022), результаты которой описаны в разделе 2.3.7. Одной из задач этого исследования была адаптация модели *RUSLE* к городским условиям. Решение этой задачи – подбор *C*-фактора, который позволил бы учитывать стойкость к выносу материала различных типов покрытий. В настоящем исследовании подбор *C*-фактора выполнен на основе сравнения модельной оценки интенсивности эрозии покрытий водосборной площади водоема с помощью *RUSLE* и оценки накопленных донных отложений с учетом данных о периоде их накопления на основе анализа содержания ^{137}Cs .

Для оценки накопленных донных отложений на основе батиметрических исследований были построены батиметрические схемы водоемов в системе плоских прямоугольных координат с заданной средней мощностью донных отложений. Далее построили трехмерную триангуляционную модель распространения донных отложений водоема. Модели построили методом объединения кровли/подошвы (Бесперстов, 2011). Определение линии выклинивания между кровлей и подошвой осуществляли по градиенту изменения эффективной мощности с выходом на нулевую мощность донных отложений вдоль берега водоема на глубине 0,40 м (Валеева и др., 2011). Плотность донных отложений была принята равной $0,80 \text{ т/м}^3$ (Орлов и др., 2003). С учетом полученных данных оценивали накопленные донные отложения водоемов с использованием ПО *Micromine*. По результатам оценки количество донных отложений составило для водоема Чемоданчик – 953 т, для водоема Харитоновского сада – 967 т.

Количество вынесенного с водосбора материала оценивали с помощью модели *RUSLE*. Каждому участку ландшафта водоемов на трансект-катене присваивали его функциональное назначение (зона отдыха, лес и т. д.). Для каждого из этих участков определяли площадь и угол наклона с помощью сервиса *Google Earth Pro*. Для водосборной площади водоема Чемоданчик были выделены зоны: лес и зона отдыха. Для водоема Харитоновского сада: лес, зона отдыха и парк. Для проведения оценки выноса материала, водосборы водоемов были разделены на ландшафтные сегменты в зависимости от их функциональных характеристик. Для расчетов *LS*- и *C*-факторов каждому сегменту присваивали ряд индивидуальных характеристик, таких как площадь, уклон, ширина выхода потока, тип землепользования и тип покрытия; *R*- и *K*-факторы были одинаковыми

для всех сегментов. Принято, что в исследованных рекреационных зонах почвенный покров незначительно изменен по сравнению с характерными для региона почвами, т. к. в таких зонах редко ведутся земляные и строительные работы. Для региона Екатеринбурга характерны дерново-подзолистые почвы с соотношением размерных частиц: глина – 48 %, ил – 48 %, песок – 4 % (Гафуров, 2008). Данное соотношение было принято для расчетов *K*-фактора обоих водосборов.

С учетом временной динамики накопления отложений, восстановленной по содержанию в них техногенного радиоактивного изотопа ^{137}Cs (Селезнев и др., 2022), можно получить оценку объема поступления осадка с водосбора за период накопления донных отложений в водоеме. С учетом массы донных отложений период их накопления в водоеме Чемоданчик составило 52 года, а в водоеме Харитоновского парка – 35 лет. На основе этих оценок выполнен подбор модельной годовой оценки к рассчитанной массе донных отложений путем изменения *C*-фактора. В результате были получены следующие значения *C*-фактора для разных типов покрытий:

- лес – 0,001,
- газон – 0,01,
- открытый грунт – 0,5.

В модельной оценке интенсивности образования пылегрязевых отложений в малых и средних по численности населения городах использовали значения *C*-фактора в соответствие с результатами, представленными выше:

- зеленая зона – 0,01,
- несанкционированная парковка – 0,5.

Для *C*-фактора использовано два варианта значений, отражающих состояние поверхности: ненарушенную и нарушенную. Нарушенные поверхности – это участки поверхности, подвергшиеся антропогенному или иному воздействию, в результате которого целостность поверхности была нарушена. Примеры таких участков: выбоины на дорогах и других твердых поверхностях, вытопанные или незаросшие газоны, несанкционированные парковки и т. д. Нарушенные участки покрытий приравниваются к открытому грунту, поэтому для них применялся *C*-фактор – 0,5. Для дорог и проездов расчеты проводили только для нарушенных участков и применяли *C*-фактор – 0,5.

В городских жилых районах не проводят противоэрозионные мероприятия, поэтому *R*-фактор был принят равным 1 (Renard et al., 1997; Lisbôa et al., 2017; Taoufik et al., 2020; Michalek et al., 2021).

5.3.3. Оценка интенсивности образования пылегрязевых отложений в результате износа дорожного покрытия

Взаимодействие движущегося автомобиля с дорожным покрытием приводит к износу шин и истиранию верхнего слоя дорожного покрытия. Коэффициент, аналогичный коэффициенту эрозии жидкими атмосферными осадками (*R*-фактор) в модели *RUSLE* (Renard et al., 1991), можно использовать для оценки износа дорожного покрытия в результате истирания полотна шинами в теплые периоды. Для определения количества продуктов в результате истирания шин транспортного средства использовали принцип *R*-фактора. Предлагается вместо энергии осадков использовать оценку количества энергии, передаваемой от транспортного средства на поверхность (Shevchenko et al., 2023).

Для оценки количества энергии, передаваемой от транспортного средства на поверхность, учитываются следующие силы:

- сила тяги, возникающая в результате работы двигателя и взаимодействия ведущих колес с дорогой;
- сила сопротивления качению, возникающая в результате деформации шины при сцеплении с поверхностью дороги;
- сила трения, возникающая при контакте колес автомобиля с поверхностью дороги.

Энергия от двигателя передается на колеса через трансмиссию. Часть энергии используется для преодоления трения и перемещения агрегатов. Количество теряемой энергии зависит от КПД передачи – η_{ts} . По данным (Туревский, 2005), для легковых автомобилей η_{ts} принимается равным 0,88–0,92 в зависимости от включенной передачи.

Крутящий момент Tq_s вызывает тангенциальную реакцию дороги в месте контакта колеса с дорогой, по которой движется автомобиль, т. е. силу тяги F_{tr} (Туревский, 2005):

$$F_{tr} = \frac{Tq_s}{r_{sw}}, \quad (5.1)$$

где Tq_s – суммарный крутящий момент на ведущих колесах, Н·м; r_{sw} – статический радиус колеса, м.

Величина r_{sw} изменяется под действием других сил, но для упрощения расчетов ее считают постоянной. Она равна расстоянию от оси неподвижного колеса до поверхности дороги (Туревский, 2005). В этом случае Tq_s рассчитывается по формуле:

$$Tq_s = \eta_{ts} \times Tq \times r_{gb} \times r_{mg}, \quad (5.2)$$

где η_{ts} – КПД передачи; Tq – крутящий момент двигателя, Н·м; r_{gb} – передаточное число коробки передач; r_{mg} – передаточное число главной передачи.

При маневрировании автомобиль создает силу сопротивления качению F_r . Эта сила зависит от коэффициента сцепления шины с дорожным покрытием и нагрузки на колеса (Туревский, 2005; Филькин, 2016). Силу сопротивления качению можно рассчитать по формуле:

$$F_r = f \times G_v , \quad (5.3)$$

где F_r – сила сопротивления качению, Н; f – коэффициент сопротивления качению; G_v – сила тяжести, действующая на транспортное средство, Н.

Коэффициент сопротивления качению f считается постоянным при скорости движения до 50 км/ч (Филькин, 2016). Для дорог с асфальтовым или асфальтобетонным покрытием в отличном состоянии он составляет 0,012–0,018, а для дорог в удовлетворительном состоянии – 0,018–0,020. Для дорог без покрытия в сухом и укатанном состоянии он составляет 0,025–0,035 (Туревский, 2005). Характеристики транспортного средства и принятые скорости для каждой из функциональных зон, используемых в расчетах, приведены в табл. 5.5. В качестве транспортного средства выбран стандартный автомобиль – седан В-класса, распространенный в российских регионах.

Таблица 5.5 – Характеристики автомобиля и принятые скорости его движения

Характеристика	Значение
Вес, кг	1 500
Крутящий момент двигателя, Н·м	155
Передаточное число главной передачи	4,3
Передаточное число первой передачи	3,769
Передаточное число 2-й передачи	2,045
Передаточное число 4-й передачи	1,036
Ширина шины, мм	195
Скорость на дворовых проездах, км/ч	20
Скорость на дорогах, км/ч	50
Скорость на несанкционированных парковках, км/ч	10

Сила трения – это сила механического сопротивления, возникающая по двум причинам: из-за притяжения молекул друг к другу в месте контакта и наличия шероховатости поверхности. Силу трения рассчитывали по следующей формуле:

$$F_{fr} = \mu \times m \times g , \quad (5.4)$$

где μ – коэффициент трения (сцепления); m – масса автомобиля, кг; g – гравитационная постоянная, м/с². Коэффициент трения (сцепления) μ для сухого асфальтобетонного покрытия равен 0,7 (Туревский, 2005).

Используя данные табл. 5.5 для расчета уравнений 5.1–5.4, получаем значения энергии, передаваемой поверхности при движении автомобиля. Это значение соответствует размерности *R*-фактора модели *RUSLE*. В табл. 5.6 приведены значения, полученные для каждой функциональной зоны.

Таблица 5.6 – Значения энергии, передаваемой поверхности при движении автомобиля

Функциональная зона	Энергия от 1 автомобиля, МДж/га/ч
Дорога	54
Проезд	62
Несанкционированная парковка	70

Чтобы учесть тип поверхности, в расчеты необходимо ввести коэффициент интенсивности износа – *I*-фактор. Этот фактор зависит от устойчивости поверхности к различным воздействиям. Коэффициент был определен М. Б. Корсунским (Васильев, 1989) на основе формулы расчета среднегодового уменьшения толщины дорожного полотна за счет износа:

$$h_{an} = a + b \times \frac{N}{1000}, \quad (5.5)$$

где h_{an} – среднегодовое значение уменьшения толщины дорожного покрытия вследствие износа, мм; a – коэффициент, зависящий преимущественно от устойчивости дорожной одежды к неблагоприятным климатическим условиям (табл. 5.7); b – коэффициент, зависящий от прочности материала дорожного полотна, его влажности, состава и скорости движения (табл. 5.7); N – интенсивность движения, авт./сут.

Таблица 5.7 – Значения коэффициентов a и b в зависимости от типа дорожного полотна (Лугов и др., 2013)

№	Тип покрытия	a	b
1	Асфальтобетон	0,4...0,6	0,25...0,55
2	Щебень и гравий, обработанные вяжущим составом:		
	а) двойная обработка поверхности	1,3...2,7	3,5...5,5
	б) одинарная обработка поверхности	1,4...2,8	4,0...6,0
3	Щебень:		
	а) из прочных горных пород	4,5...5,5	15,0...20,0
	б) из пород небольшой прочности	5,5...6,5	19,0...25,0
4	Гравий:		
	а) из прочного гравия	3,0...4,0	20,0...30,0
	б) из гравия небольшой прочности	4,0...6,0	

Значения, отражающие износ на единицу энергии, переданной дорожному покрытию, были рассчитаны на основе данных об уменьшении толщины дорожного покрытия в результате износа и энергии, передаваемой дорожному покрытию транспортным средством во время движения. Значения *I*-фактора для нарушенных и ненарушенных покрытий показаны в табл. 5.8. Территория несанкционированной парковки считается полностью нарушенной.

Таблица 5.8 – Значения *I*-фактора по функциональной зоне (кг/МДж)

Функциональная зона	<i>I</i> -фактор	
	Ненарушенный участок	Нарушенный участок
Дорога	0,0000107	0,00128
Проезд	0,00000462	0,000555
Несанкционированная парковка	–	0,000486

Окончательное уравнение для расчета износа дорожного покрытия **для нешипованных шин** выглядит следующим образом:

$$A_{sl} = (E \times N_w \times P_{us} \times I_{us}) + (E \times N_w \times P_{ds} \times I_{ds}), \quad (5.6)$$

где A_{sl} – среднегодовое образование отложений от истирания дорожного полотна нешипованными шинами, кг/м² в год; E – энергия, передаваемая поверхности при движении автомобиля, МДж/м² в год; N_w – количество автомобилей за теплый сезон; P_{us} и P_{ds} – площадь ненарушенной и нарушенной поверхности соответственно, %; I_{us} и I_{ds} – коэффициент интенсивности износа для ненарушенной и нарушенной площади поверхности соответственно, кг/МДж (табл. 5.12).

В большинстве регионов России в холодное время года автовладельцы используют зимнюю резину. Существует два основных типа зимних шин – шипованные (сцепление в основном за счет металлических шипов) и фрикционные (сцепление за счет трения). В России в среднем 77 % зимних шин шипованные (Автостат Омнибус, 2020). Шипованные шины вызывают значительный износ дороги (Peltola et al., 2006; Stojiljkovic et al., 2019). В работах (Arrojo et al., 2000; Carlsson et al., 1995) изучали износ дорожного покрытия на дорогах с различной интенсивностью движения транспортных средств с шипованными шинами. Индекс *SPS*, предложенный (Carlsson et al., 1995), указывает на фактический износ в результате определенного объема движения шипованных шин в течение периода измерения (обычно одного холодного сезона). Индекс *SPS* использовался в модели без изменений.

В расчетах не учитываются автомобили, оснащенные шипованной резиной в теплый период, так как это нарушение закона и исключение из правил. Существует еще тип

всесезонных шин, но он не имеет широкой распространенности в России, но поскольку этот тип шин не оснащен шипами, в расчеты на холодный период он не включен.

Индекс *SPS* можно использовать для расчета износа твердых поверхностей под воздействием шипованных шин. Индекс *SPS* – это шведское сокращение, обозначающее специфический износ. Его можно представить следующим образом:

1. *SPS* = количество тонн стертого асфальта на километр дороги и один миллион автомобилей с шипованными шинами;

2. *SPS* = количество граммов стертого асфальта на километр дороги и автомобиля с шипованными шинами.

Индекс *SPS* основан на трех различных методах измерения износа: измерении на дороге, измерении на плитах, уложенных на дорогу, и измерении на плитах в дорожном симуляторе VII (Carlsson et al., 1995). *SPS* можно рассчитать по следующей формуле:

$$SPS = \frac{AW \times LW \times RL \times BD}{AADT \times WP \times SF}, \quad (5.7)$$

где *AW* – средний износ, м/авт.; *LW* – ширина полосы движения, м; *RL* – длина дороги (1 км), м; *BD* – плотность материала полотна, г/м³; *AADT* – среднегодовой суточный трафик, авт./день, *WP* – период износа, дни холодного сезона/год; *SF* – доля шипованных шин в трафике, %.

Материал, или тип дорожного покрытия, а также среднегодовая суточная интенсивность движения влияют на степень износа. На дорожном симуляторе также было установлено, что вес шипа может привести к увеличению износа на 50 % (Carlsson et al., 1995). Современные шипы в основном легкие и двухкомпонентные. Корпус шипа изготовлен из алюминия, а не из стали, а сердечник изготовлен из твердого сплава.

5.3.4. Модельные расчеты интенсивности осадкообразования в городской среде

Окончательное уравнение для оценки интенсивности образования осадка в городской среде, учитывающее влияния жидких и снежных осадков, износа покрытий шипованными и нешипованными шинами следующее:

$$USP = \left(\frac{A_p + A_{sm}}{10} \right) + A_{sl} + (SPS \times N_c \times k), \quad (5.8)$$

где *USP* – интенсивность образования осадка, кг/м² в год, *A_p* – среднегодовая потеря почвы от осадков, т/га в год; *A_{sm}* – среднегодовые потери почвы от стока талого снега, т/га в год; *A_{sl}* – среднегодовое образование отложений от истирания нешипованными шинами, кг/м² в год; *SPS* – среднегодовое образование отложений от истирания шипованными шинами,

г/км от одного автомобиля; N_c – количество автомобилей за холодное время года; k – поправочный коэффициент длины и ширины дороги.

В соответствии с расчетами получены следующие значения R , K и C -факторов модели:

- R -фактор: Алапаевск – 326, Качканар – 368, Серов – 365, Верхняя Пышма – 318.
- K -фактор: во всех городах принято значение 0,0115 (табл. 2.3).
- C -фактор: для зеленой зоны – 0,01, несанкционированной парковки и нарушенных участков – 0,5.

Для расчета величины h принято содержание воды в снеге H – 30 %. В соответствии с гранулометрическим составом городских грунтов в расчетах использованы значения D – 2,1118 и E – 0,63475. Высота снежного покрова для каждого типа участков принята в соответствии с подходом в работе (Shevchenko et al., 2023). Для зеленых зон принято, что на момент таяния на них находится 100 % выпавших снежных осадков, для несанкционированной парковки – 50 %, на непроницаемых покрытиях – 33 %. Такой выбор связан с тем, что на несанкционированной парковке и непроницаемых покрытиях часть выпавшего снега убирают в течение сезона и вывозят за пределы жилых зон либо складывают в кучах на прилегающей территории.

Каждый из модельных участков функциональных зон в рамках *EURL* представляется в виде квадратного участка, поэтому длиной склона L принято значение длины его стороны. По результатам обследования жилых зон в Алапаевске, Серове и Верхней Пышме определено, что рельеф жилых кварталов в основном не имеет значительных перепадов высот. В этих городах при расчетах принято, что уклон $\sin\beta$ для проницаемых покрытий – 2 градуса, а для непроницаемых – 5 градусов. В Качканаре наблюдаются значительные перепады высот в рамках жилых дворов и кварталов, поэтому уклон участков $\sin\beta$ проницаемых покрытий – 10 градусов, а непроницаемых – 4 градуса.

Для учета нарушенных участков функциональных микрзон, в соответствии с результатами ландшафтного обследования (табл. 5.4), для каждого типа микрзоны приняты следующие доли нарушенного покрытия:

1. Непроницаемые покрытия:

- Алапаевск – 50 %;
- Качканар – 50 %;
- Серов – 30 %;
- Верхняя Пышма – 10 %.

2. Проницаемые покрытия:

- Алапаевск – 30 %;

- Качканар – 30 %;
- Серов – 30 %;
- Верхняя Пышма – 10 %.

Для несанкционированной парковки доля нарушенного покрытия принята за 100 %.

Для расчета образования осадка от истирания нешипованными шинами было рассчитано, что от одного автомобиля воздействие на покрытие дороги составляет 54 МДж/м^2 в год, на покрытие проездов – 62 МДж/м^2 в год, на участках несанкционированной парковки – 70 МДж/м^2 в год (табл. 5.6). Количество автомобилей в жилых кварталах МКД для каждой автомобильной зоны принято следующее: внутридворовая зона (проезды, парковки) – 25 автомобилей, несанкционированная парковка – 10 автомобилей, дорога УДС – 1500 автомобилей. В кварталах ИЖС: подъездная зона – 2 автомобиля, дорога – 500 автомобилей. *I*-фактор принят в соответствие с табл. 5.8.

Для расчета образования осадка от истирания шипованными шинами с помощью *SPS* индекса было принято, что 70 % автомобилей на дорогах оборудованы шипованными шинами (Автостат Омнибус, 2020). Расчет произведен только для дорог в кварталах МКД и ИЖС, т. к. по результатам ландшафтного обследования зафиксировано, что проезды и парковки во дворах представляют собой слой уплотненного снега и льда и их не убирают до твердого покрытия. Шипы в данном случае не контактируют с твердым покрытием и не истирают его.

Итоговые оценки интенсивности образования пылегрязевых отложений представлены на рис. 5.1. В Верхней Пышме наблюдается наименьший уровень образования осадка – $0,31 \text{ кг/м}^2$ в год, а в Качканаре наибольший – $0,76 \text{ кг/м}^2$ в год. В Серове и Алапаевске значения $0,38$ и $0,34 \text{ кг/м}^2$ в год соответственно.

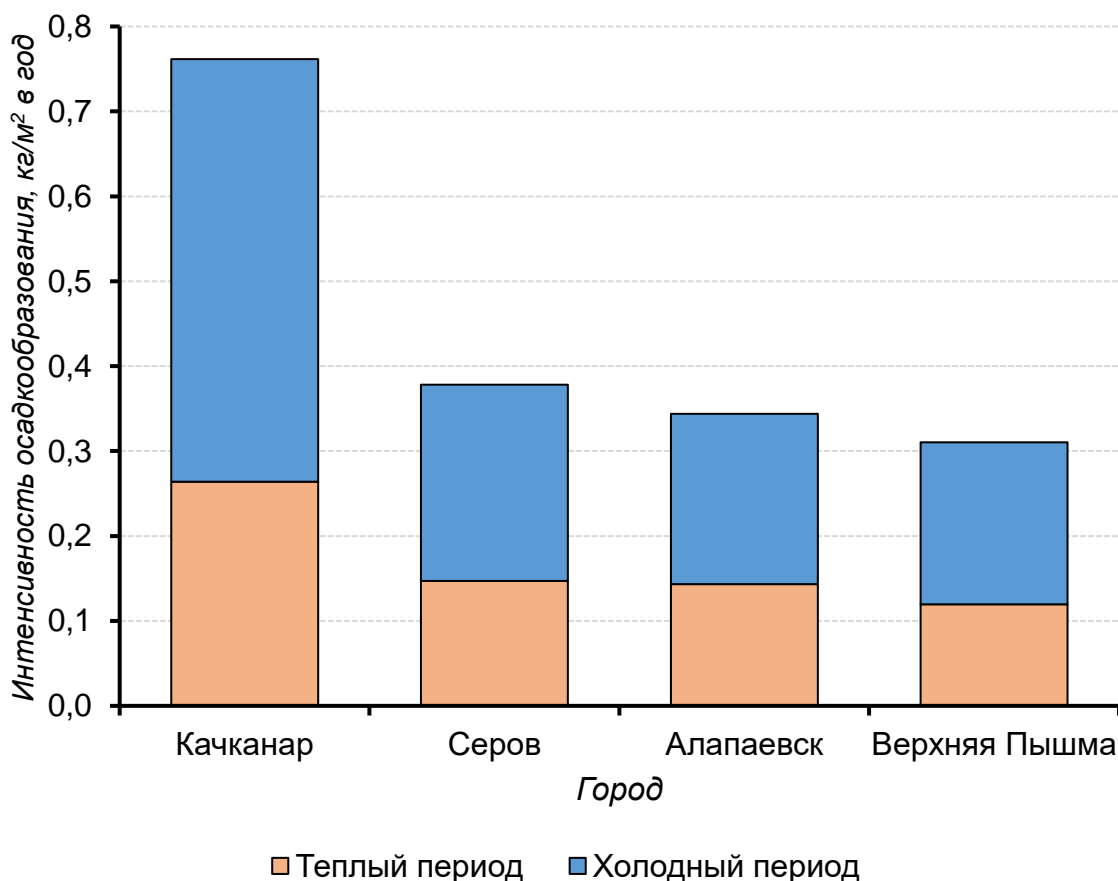


Рисунок 5.1 – Интенсивность образования пылегрязевых отложений в исследованных городах

Основная доля образованных пылегрязевых отложений приходится на холодный период – около 80 % во всех городах. При этом основной источник образования осадка в холодный период – поверхностный сток талых вод на зеленых зонах жилых кварталов.

На рис. 5.2 представлен вклад каждой зоны в осадкообразование в рамках *EURL* МКД. Во всех городах, кроме Верхней Пышмы, наибольший вклад вносит внутридворовая зеленая зона. В Алапаевске, Серове и Верхней Пышме дорога вне двора вносит сопоставимый вклад. В целом зеленые зоны – основной источник пылегрязевого осадка в жилых кварталах.

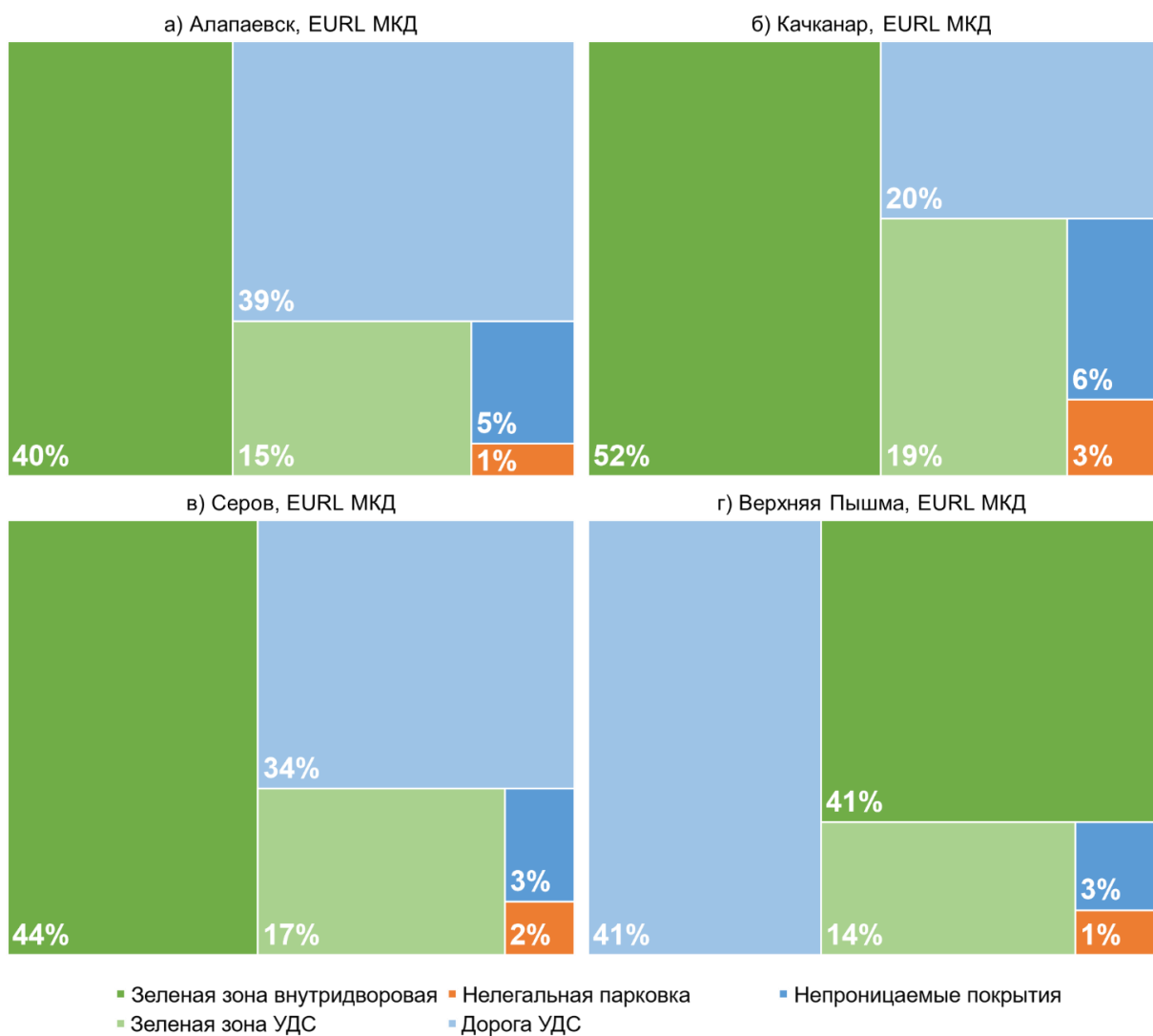


Рисунок 5.2 – Вклад функциональных зон в суммарное осадкообразование на территории жилых кварталов МКД

На рис. 5.3 представлен вклад каждой зоны в осадкообразование в рамках *EURL* ИЖС. Во всех городах наибольший вклад вносит дорога.

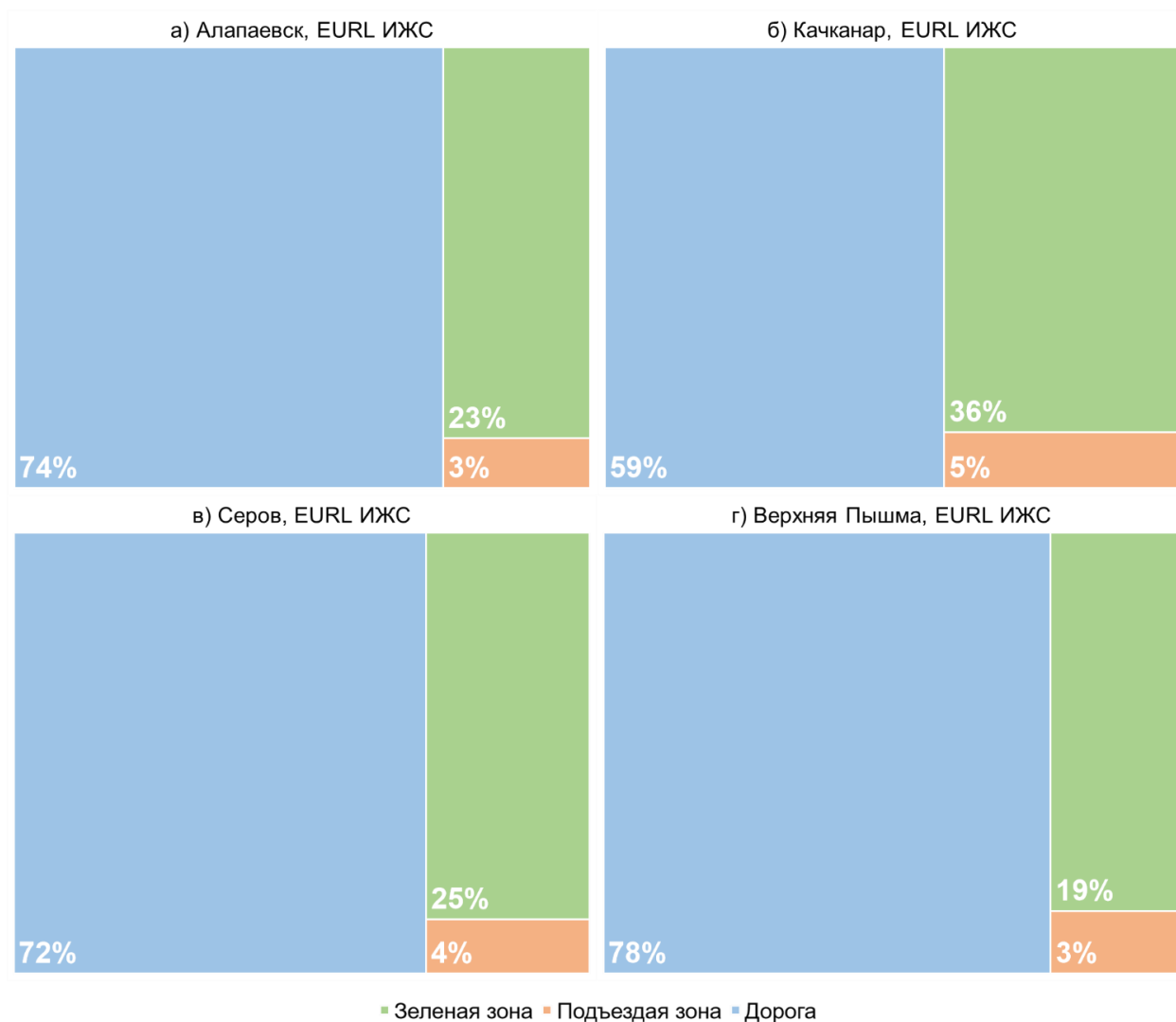


Рисунок 5.3 – Вклад функциональных зон в суммарное осадкообразование на территории жилых кварталов ИЖС

Такое распределение функциональных зон по вкладу в осадкообразование связано с тем, что зеленые зоны в кварталах МКД и дороги в кварталах ИЖС имеют наибольшую площадь.

На рис. 5.4 представлены значения интенсивности образования пылегрязевых отложений на каждой функциональной зоне EURL МКД и ИЖС. Во всех городах, кроме Качканара, в районах МКД и ИЖС наибольшая интенсивность осадкообразования наблюдается для зоны дорог. Зеленые зоны в этих городах имеют как минимум в половину меньшую интенсивность осадкообразования по сравнению с дорогами. В Качканаре зеленые зоны, нелегальные парковки и дороги имеют близкие значения интенсивности осадкообразования.

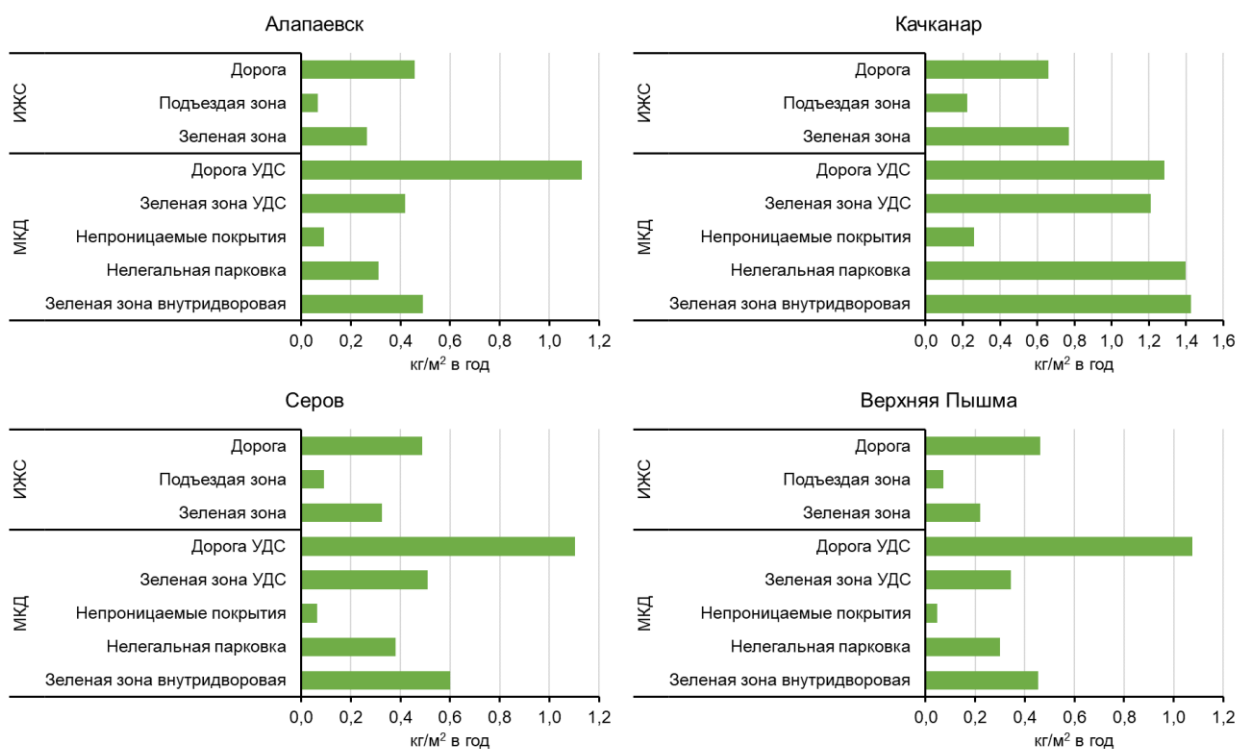


Рисунок 5.4 – Интенсивность образования пылегрязевых отложений для каждой функциональной микрозоны *EURL* МКД и ИЖС

На рис. 5.5 представлены вклады нарушенных и ненарушенных участков в суммарное осадкообразование в *EURL* МКД и ИЖС. Нарушенные участки вносят от 54 до 78 % в общую оценку. Преобладание нарушенных участков покрытий подчеркивает, что локальные дефекты (выбоины, разуплотнение газонов, несанкционированные парковки) –ключевые источники седиментационного материала.

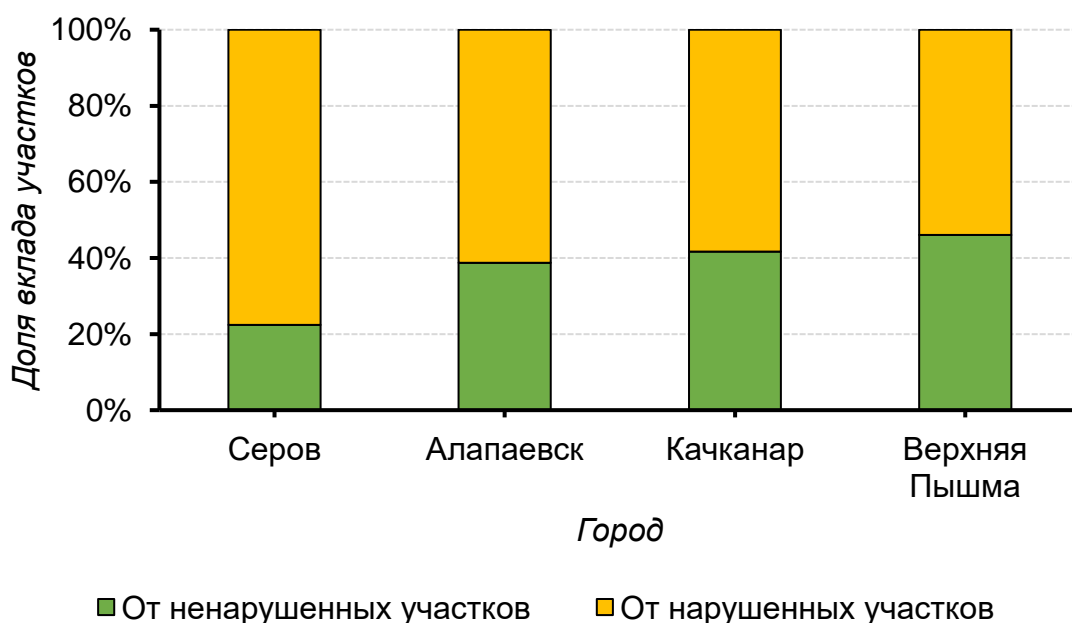


Рисунок 5.5 – Вклад нарушенных и ненарушенных участков в осадкообразование в *EURL*

Сравнение медианных значений интенсивности образования осадка для разных этапов землепользования из работы (Russel et al., 2017) и значений, полученных в настоящей работе, представлено на рис. 5.6. Как видно, значения интенсивности осадкообразования в исследованных городах превышают медиану для фазы урбанизированной среды, а максимальное значение, полученное для Качканара, незначительно, но превышает медиану осадкообразования для фазы строительства.

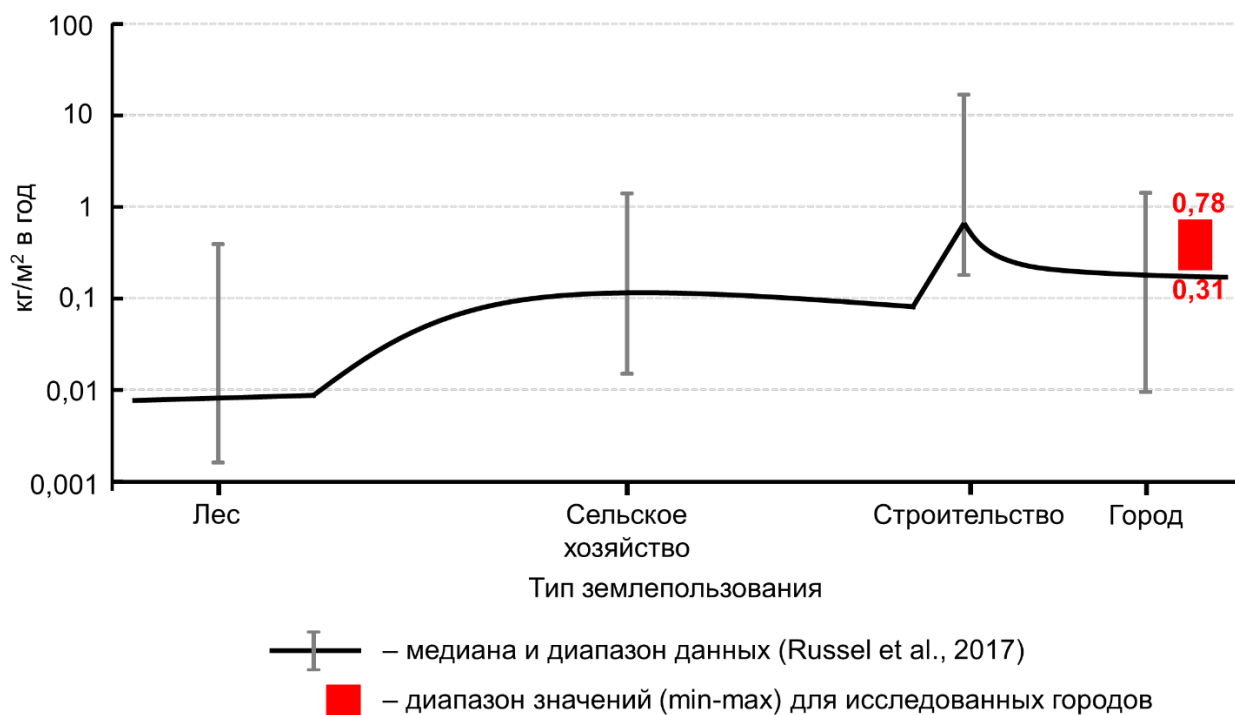


Рисунок 5.6 – Интенсивность образования пылегрязевого осадка в зависимости от типа землепользования по (Russel et al., 2017) и диапазон значений, полученных в настоящем исследовании

В полученной в настоящей работе оценке не учтены все источники образования осадка, например, строительные и земляные работы, атмосферный перенос, а также миграция осадка из промышленных и рекреационных зон города в жилые кварталы. Позиционирование полученной оценки выше мировой выборки может указывать на специфические факторы, присущие исследованным городам: снежный климат с мощным весенним стоком, высокая доля нарушенных поверхностей и активное использование шипованных шин в холодный период. Например, в работе (Fan et al., 2013) было количественно оценено сухое осаждение атмосферных загрязняющих частиц в городской среде г. Тайбэя – 2–5 г/м² в день. Основным источником этого материала авторы считают автотранспорт (истирание шин, тормозных колодок, выбросы). Почти 80 % частиц при этом были размером от 75 до 300 мкм. Данную оценку невозможно напрямую применить

к исследуемым городам, но все же вклад такого источника может достигать до 1 кг/м^2 в год, что значительно увеличивает оценку интенсивности образования пылегрязевых отложений.

Автором была проведена оценка интенсивности образования пылегрязевых отложений в крупных городах шести климатических зон России с использованием модели *USP* (рис. 5.7) (Shevchenko et al., 2025). В Алапаевске и Серове полученные значения ниже (рис. 5.1), но близки к оценкам для городов континентальной зоны. Оценка осадкообразования для Качканара ($0,76 \text{ кг/м}^2$ в год) соответствует наибольшей оценке, полученной для Сочи ($0,86 \text{ кг/м}^2$ в год). Однако вклады источников для этих двух городов различны, т. к. высокая оценка для Сочи обусловлена экстремальными среднегодовыми жидкими осадками, интенсифицирующими эрозионные процессы (Shevchenko et al., 2025), в то время как в Качканаре основной вклад вносят нарушенные покрытия (рис. 5.5).

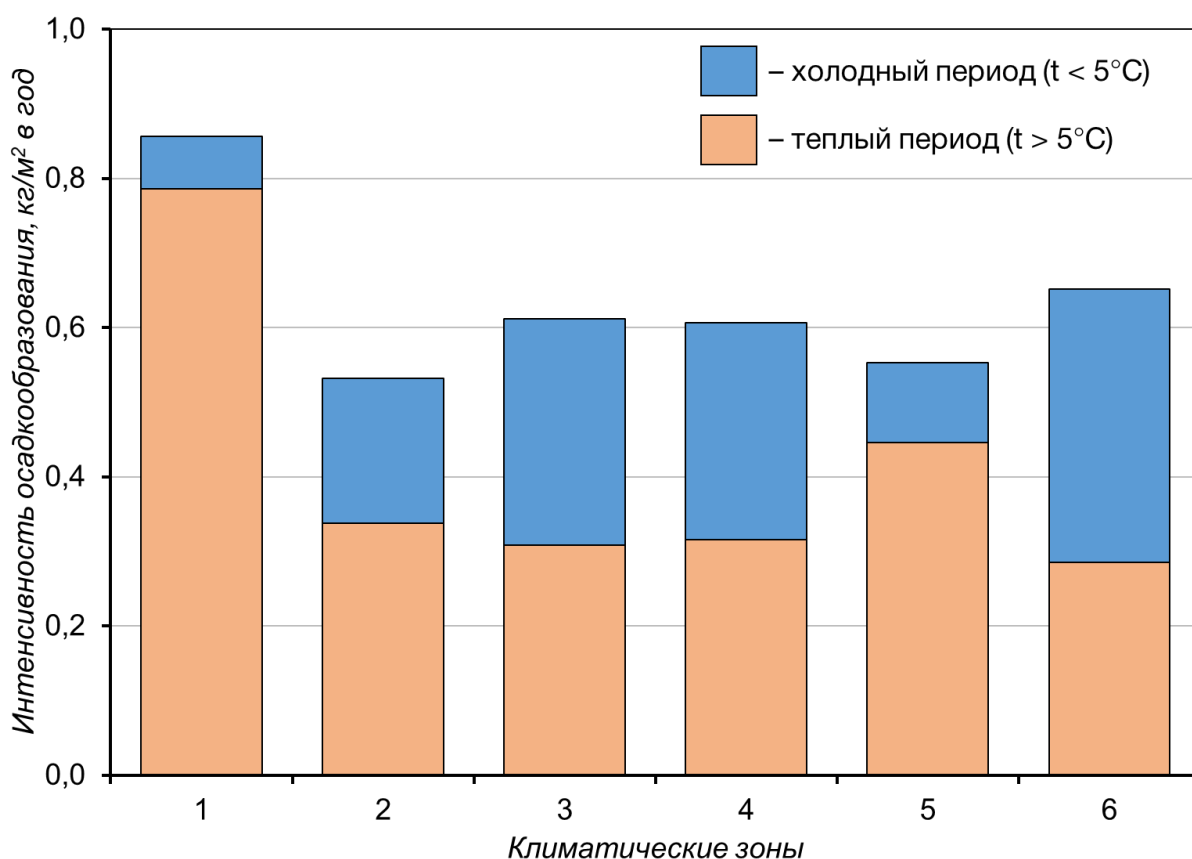


Рисунок 5.7 – Интенсивность образования пылегрязевых отложений в зависимости от климатической зоны: 1 – субтропическая – Сочи; 2 – умеренно континентальная – Воронеж; 3 – континентальная – Тюмень; 4 – резко континентальная – Красноярск; 5 – муссонная – Владивосток; 6 – субарктическая – Норильск (Shevchenko et al., 2025)

При разработке модели учтены условия, характерные для малых и средних городов Свердловской области. Так как большая часть населения таких городов проживает в многоквартирных многоэтажных и частных домах, а жилые массивы подобных городов

устроены похоже, – применение модели не ограничено исследованной территорией. Предполагается, что для территорий жилых кварталов города расчеты по одному элементу ландшафта (*EURL*) репрезентативны для оценки образования осадка на всей площади жилой зоны.

Правильная организация поверхностного стока играет значительную роль в процессах переноса и отложения осадка. Часть отложений может быть вынесена за пределы дворов и попасть в систему ливневой канализации и в другие искусственные и естественные водотоки. Правильная организация поверхностного стока обычно рассматривается на этапе проектирования строительства новых жилых комплексов. Предыдущие ландшафтные обследования показали, что в целом в большинстве дворов кварталов многоквартирных домов в российских городах сток организован правильно, в частности, предотвращает образование огромных луж (Yarmoshenko et al., 2020). Однако не исключено образование локальных низменностей (понижений рельефа) с небольшими лужами и скоплением осадка.

По результатам моделирования основные источники образования осадка – дороги и газоны внутри и снаружи двора. Эти зоны имеют наибольшую площадь, наличие дополнительного фактора осадкообразования в виде нарушенных участков интенсифицирует эрозионные процессы на них. Отсутствие нарушенных участков на зеленых зонах может снизить интенсивность образования пылегрязевого осадка в городах до медианного значения мировых оценок (Russel et al., 2017).

5.4. Выводы по главе 5

1. Запас пылегрязевых отложений на 1 м^2 составил в среднем $3,7 \text{ кг/м}^2$. В Алапаевске, Серове и Верхней Пышме запас осадка варьируется от $1,1$ до $1,4 \text{ кг/м}^2$, в Качканаре это значение достигает 11 кг/м^2 . Вклад фракции $< 0,1 \text{ мм}$ оценивается в $10\text{--}20 \%$ в зависимости от города.

2. Построена модель образования пылегрязевого осадка в городской среде, объединяющая четыре источника материала: дождевые воды и талые воды (модифицированные варианты модели *RUSLE*), износ покрытий нешипованными шинами и шипованными шинами (разработанный *I*-фактор и индекс *SPS*).

3. Верификация модифицированной модели *RUSLE* на урбанизированных водосборах Екатеринбурга показала сопоставимые величины по порядку поступления осадка (по *RUSLE*) с реконструированной по ^{137}Cs массой донных отложений, что подтверждает состоятельность выбора значений для *C*-фактора в городских условиях.

4. Разработана модельная площадка элементарного ландшафта жилого квартала (*EURL*), включающая в себя типичные функциональные микрзоны и их характеристики: тип покрытия, долю нарушенных участков покрытий и др.

5. Интенсивность образования пылегрязевого осадка по городам: минимальная в Верхней Пышме – 0,31 кг/м²·в год, максимальная в Качканаре – 0,76 кг/м²·в год, а в Серове и Алапаевске – 0,38 и 0,34 кг/м²·в год соответственно.

6. Основной вклад в суммарное осадкообразование в кварталах МКД формируется зелеными зонами (за счет аккумуляции снега, весеннего стока и эрозии нарушенных участков), тогда как в кварталах ИЖС основной вклад вносит дорога (большая площадь относительно других зон, нарушенные участки).

7. Восстановление и поддержание целостности состояния покрытий функциональных зон – наиболее эффективный путь снижения интенсивности образования пылегрязевого осадка в городской среде. Нарушенные участки покрытий – причина большей части образования пылегрязевого осадка (54–78 %), что подчеркивает критичность дефектов покрытий и несанкционированных парковок.

8. Рассчитанные интенсивности осадкообразования в исследованных городах выше медианы мировых оценок, что указывает на специфическое сочетание климата и содержания городских территорий. Сравнение с аналогичными оценками для крупных городов России показывает близкие уровни интенсивности образования осадка в Алапаевске и Серове с городами зоны континентального климата. Оценка для Качканара значительно превышает среднюю оценку для близких по климатическим условиям городов.

9. Для совершенствования методов оценки интенсивности образования пылегрязевого осадка необходимо расширить набор рассматриваемых факторов (истирание трущихся частей автомобиля, выбросы, строительные и земляные работы, атмосферный привнос).

Заключение

1. Предложен и протестирован перечень показателей для комплексной оценки эколого-геохимического состояния городской среды на основе исследования пылегрязевых отложений, СГП и снежного покрова обеспечивает интегральную оценку процессов загрязнения, накопления и перераспределения вещества в городской среде и может быть использован в целях мониторинга, сравнительного анализа урбанизированных территорий и принятия природоохранных решений.

2. Усовершенствованный метод восстановления начальных геохимических условий повышает корректность оценки загрязнения за счет учета природной геохимической неоднородности территории и региональных особенностей состава пород в сравнении с использованием универсальных кларковых значений.

3. Вещественный состав пылегрязевых отложений и интенсивность поступления химических элементов в городскую среду определяются сочетанием региональных природных особенностей и промышленной специализации городов. Состав пылегрязевых отложений существенно трансформирован под воздействием антропогенной деятельности относительно природного геохимического фона.

4. Минеральный состав пылегрязевых отложений и твердого вещества СГП в исследованных городах существенно трансформирован относительно естественного минерального фона территорий. Выраженность трансформации напрямую зависит от характера антропогенной нагрузки: в Качканаре специфика местного производства сохраняет относительное сходство составов объектов с природным фоном, а в Серове, Алапаевске и Верхней Пышме значителен привнос нехарактерных материалов (строительных смесей, антигололедных смесей, специфических индикаторов металлургического производства).

5. Автотранспорт – универсальный источник поступления загрязняющих веществ во всех исследованных городах. Связанные с транспортной деятельностью элементы формируют устойчивые геохимические ассоциации, наиболее отчетливо проявляющиеся в пылегрязевых отложениях и СГП.

6. Выявлено общее сходство геохимических спектров в исследованных городах, отражающее единство региональной геологической основы, при одновременном проявлении локальных аномалий, обусловленных спецификой промышленного развития и интенсивностью техногенного воздействия.

7. В исследованных городах выявлены специфические геохимические маркеры цветной и черной металлургии, горнодобывающей промышленности, отражающие особенности формирования вещественного состава городских отложений.

8. Эколого-геохимическое состояние жилой зоны Верхней Пышмы определяется преимущественно воздействием предприятия цветной металлургии, формирующего наиболее интенсивную техногенную нагрузку; Серова – предприятиями черной металлургии и наличием отвалов металлургических шлаков; Качканара – деятельностью ГОКа и пылением его отвалов. В Алапаевске отсутствуют маркеры современного промышленного загрязнения.

9. Уровень пылевой нагрузки в исследованных городах тесно связан с интенсивностью и типом промышленности. Наиболее высокие значения характерны для городов с открытой горнодобывающей промышленностью (Качканар) и черной металлургией (Серов).

10. Количественная оценка запасов пылегрязевых отложений в жилых зонах исследованных городов показала, что даже для таких сравнительно небольших по площади городов накопление осадочного материала может достигать значительных величин, сопоставимых или превышающих значения, характерные для крупных городов.

11. Разработанная модель осадкообразования позволила количественно оценить роль природных и антропогенных факторов в формировании пылегрязевых отложений городской среды и установить, что ключевое значение в интенсивности накопления осадочного материала имеет состояние городских покрытий. Полученные результаты подтверждают возможность использования модели для повышения эффективности мероприятий по управлению городской средой.

Список сокращений

ИЖС – индивидуальное жилое строительство

МКД – многоквартирный дом

НГУ – начальные геохимические условия

СГП – снегогрязевая пульпа

УДС – улично-дорожная сеть

EF – коэффициент обогащения

EURL – элементарный городской жилой ландшафт

K_c – коэффициент концентрации

Me – металл или металлоид

NPI – интегральный индекс Немерова

Z_c – суммарный показатель загрязнения

Список литературы

1. Автостат Омнибус – 2020. Зимние автомобильные шины: предпочтения автовладельцев (четвертая волна). – URL: <https://www.autostat.ru/research/product/384/> (дата обращения: 02.10.2023).
2. Битюкова, В. Р. Экологические проблемы малых городов России / В. Р. Битюкова // Вестник Московского университета. Серия 5: География. – 2007. – № 1. – С. 13–21.
3. Власов, Д. В. Факторы накопления и рассеяния тяжелых металлов и металлоидов в листьях одуванчика в Москве / Д. В. Власов // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2017. – Т. 25, № 2. – С. 230–241. – DOI: 10.22363/2313-2310-2017-25-2-230-241.
4. Власов, Д. В. Металлы и металлоиды в донных отложениях водоемов восточной части Москвы / Д. В. Власов, Г. Л. Шинкарева, Н. С. Касимов // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2019. – № 4. – С. 43–52. – EDN QСMEMW.
5. Гафуров, Ф. Г. Почвы Свердловской области / Ф. Г. Гафуров. – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2008. – 396 с.
6. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Саэт, Б. А. Ревич, Е. П. Янин [и др.] – М. : Недра. – 1990. — 335 с.
7. Герасимова, М. И. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация / М. И. Герасимова, М. Н. Строганова, Н. В. Можарова, Т. В. Прокофьева. – Смоленск: Ойкумена, 2003. – 268 с. – ISBN 5-93520-039-2.
8. Атмосферные взвеси Владивостока: гранулометрический и вещественный анализ / К. С. Голохваст, П. А. Никифоров, П. Ф. Кику [и др.] // Экология человека. – 2013. – № 1. – С. 14-19. – DOI: 10.17816/humeco17390.
9. Оценка микроразмерного загрязнения атмосферы Екатеринбурга по анализу снежного покрова / К.С. Голохваст, М.П. Воронов, В.В. Чайка [и др.] // Бюллетень физиологии и патологии дыхания. – 2015. – № 57. – С. 61–64.
10. Город с человеческим лицом. IQ Media. – URL: <https://iq-media.ru/archive/177669815> (дата обращения: 01.10.2025).
11. Государственный доклад. О состоянии окружающей среды на территории Свердловской области в 2024 году. – URL: <https://mprso.midural.ru/upload/uf/0cf/mco9bngwifcklxp3d5oera8xd8h3ix61/Gosudarstvennyy-doklad-2024.pdf> (дата обращения: 14.09.2025).

12. Дахова, Е. В. Пылевая нагрузка на снежный покров п. г. т. Шахтерск Сахалинской области / Е. В. Дахова, Л. П. Майорова, А. И. Лукьянов // Проблемы недропользования. – 2022. – № 1(32). – DOI: 10.25635/2313-1586.2022.01.065.
13. Геохимия снежного покрова в восточном округе Москвы / Н. С. Касимов, Н. Е. Кошелева, Д. В. Власов, Е. В. Терская // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2012. – № 4. – С. 14–24. – EDN PJQDER.
14. Касимов, Н. С. Экогеохимия ландшафтов / Н. С. Касимов ; Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации. Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова, географический факультет. – Москва : ИП Филимонов М. В., 2013. – 208 с. – ISBN 978-5-905097-16-4.
15. Курбатова, А. С. Управление городскими ландшафтами / А. С. Курабтова // Москва: Правительство–город–люди. – 2003. – № 6(67). – С. 67–87.
16. Кричкер, Д. Р. Современная экологическая ситуация и проблемы экологической безопасности Свердловской области / Д. Р. Кричкер, Е. В. Шимова // Молодежь и наука. – 2018. – № 1. – С. 54. – EDN XVKBVB.
17. Ларионов, Г. А. Эрозия и дефляция почв: основные закономерности и противоэрозионные мероприятия / Г. А. Ларионов // Eurasian Soil Science. – 1993. – № 4. – С. 92–104.
18. Лугов, С. В. Возможности расчетной оценки износа покрытий при прогнозировании колееобразования / С. В. Лугов, Е. В. Каленова // Вестник Московского автомобильно-дорожного государственного технического университета (МАДИ). – 2013. – № 4(35). – С. 53–59. – EDN RKPDNV.
19. Ревич, Б. А. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове и почве / Б. А. Ревич, Ю. Е. Саэт, Р. С. Смирнова. – М. : ИМГРЭ. – 2006. – 7 с.
20. Министерство инвестиций и развития Свердловской области. – URL: <https://mir.midural.ru/documents/active/28667/> (дата обращения: 10.10.2025).
21. Министерство инвестиций и развития Свердловской области. – URL: <https://mir.midural.ru/documents/active/28666/> (дата обращения: 10.10.2025).
22. Минприроды России. Экологический мониторинг. – URL: https://www.mnr.gov.ru/activity/directions/gosudarstvennyy_ekologicheskiy_monitoring/ (дата обращения: 10.10.2025).
23. Орлов В. Г. Основы инженерной гидрологии: учеб. пособие. Направление «Экология и природопользование». Специальность «Геоэкология» / В. Г. Орлов, А. В. Сикан. – СПб. : Изд-во РГГМУ, 2003. – 187 с.

24. Патент на полезную модель № 80587 U1 Российская Федерация, МПК G01W 1/02. Пробоотборник снегомерный : № 2008131261/22 : заявл. 29.07.2008 : опубл. 10.02.2009 / А. П. Сергеев, А. Г. Буевич, Д. Б. Берг ; заявитель Институт промышленной экологии Уральского отделения Российской Академии наук (ИПЭ УрО РАН). – EDN MKYBEE.
25. Перельман, А. И. Геохимия ландшафта / А. И. Перельман, Н. С. Касимов. – М. : МГУ, 2000.
26. Ревина, О. А. Эколого-геохимические особенности почв городских ландшафтов Смоленской области / О. А. Ревина, А. Г. Ревин // Географическая среда и живые системы. – 2022. – № 4. – С. 6–19. – DOI 10.18384/2712-7621-2022-4-6-19. – EDN FAIXUY.
27. Росстат. Итоги ВПН-2020. – URL: https://rosstat.gov.ru/vpn/2020/Tom1_Chislennost_i_razmeshchenie_naseleniya (дата обращения: 10.10.2025).
28. Рубан, К. В. Проблемы государственного экологического мониторинга: анализ и пути решения / К. В. Рубан // Вестник науки. – 2024. – Т. 1, № 12(81). – С. 573–579. – EDN ATDKFV.
29. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Саев, Б. А. Ревич, Е. П. Янин, Н. М. Борисова, Л. Н. Косенко. – Москва : Недра, 1990. – 333 с. – ISBN 5-247-01127-9.
30. Геохимические характеристики компонентов окружающей среды водосборов и малых водоемов урбанизированной среды / А. А. Селезнев, А. Д. Рянская, Т. Г. Окунева, Г. П. Малиновский // Геология, география и глобальная энергия. – 2022. – № 3(86). – С. 137–156. – DOI: 10.54398/20776322_2022_3_137. – EDN HZTFXJ.
31. Оценка экологического состояния селитебной территории малого города на основе данных о составе снеготрясовой пульпы / А. Селезнев, Н. Иванчукова, А. Шевченко, В. Глухов // Трансформация экосистем. – 2025. – Т. 8, № 3 (30). – С. 118–137. – DOI: 10.23859/estr-241123.
32. Обоснование экологической геоиндикаторной роли современных поверхностных пылегрязевых отложений городской среды / А. А. Селезнев, И. В. Ярмошенко, А. В. Шевченко, Г. П. Малиновский // Метеорология и гидрология. – 2023. – № 5. – С. 107–122. – DOI: 10.52002/0130-2906-2023-5-107-122.
33. Оценка поступления рыхлых наносов с водосбора в водоем на урбанизированной территории / А. А. Селезнев, А. В. Шевченко, В. С. Глухов, Г. П. Малиновский // Траектория исследований – человек, природа, технологии. – 2022. – № 4(4). – С. 13–29. – DOI: 10.56564/27825264_2022_4_13.

34. Техногенез и экология: Информационно-тематический сборник / Редкол.: А. Г. Талалай (ответств. ред.) и др. – Екатеринбург : Уральская государственная горно-геологическая академия, 1999. – 170 с.
35. Туревский, И. С. Теория автомобиля: учеб. пособие / И. С. Туревский. – М. : Высшая школа, 2005. – 240 с. – ISBN 5-06-004615-X.
36. Уральское управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. – URL: http://svgimet.ru/?page_id=181 (дата обращения: 10.10.2024).
37. Филькин, Н. М. Теория транспортных и транспортно-технологических машин: учебное пособие / Н. М. Филькин, Р. Ф. Шаихов, И. П. Буянов. – Пермь : Пермская государственная сельскохозяйственная академия, 2016. – 230 с.
38. Чащухин, И. С. Ультрамафиты Алапаевского массива (Средний Урал): петрология, геохимия, хромитонность / И. С. Чащухин, С. Л. Вотяков // Литосфера. – 2012. – № 4. – С. 140–157.
39. Шешнев, А. С. Геохимический мониторинг: учеб. пособие / А. С. Шешнев. – Саратов : Изд-во «Техно-Декор», 2023. – 96 с.
40. Исследование поверхностного пылегрязевого осадка городской среды – эффективный инструмент экологического мониторинга / И. В. Ярмошенко, А. В. Шевченко, Г. П. Малиновский [и др.] // Траектория исследований – человек, природа, технологии. – 2024б. – № 4(12). – С. 76–94. – DOI: 10.56564/27825264_2024_4_76.
41. Пылегрязевые отложения как индикатор эколого-геохимического состояния территории арктического города / И. В. Ярмошенко, А. В. Шевченко, В. С. Глухов [и др.] // Арктика: экология и экономика. – 2024а. – Т. 14, № 3. – С. 449–461. – DOI: 10.25283/2223-4594-2024-3-449-461.
42. A Comparative Study of Heavy Metal Concentration and Distribution in Deposited Street Dusts in a Large and a Small Urban Area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK / S. Charlesworth, M. Everett, R. McCarthy [et al.] // Environment International. – 2003. – Vol. 29, N 5. – P. 563–573. – DOI: 10.1016/S0160-4120(03)00015-1.
43. A landscape study of sediment formation and transport in the urban environment / I. Yarmoshenko, G. Malinovsky, E. Baglaeva, A. Seleznev // Atmosphere. – 2020. – Vol. 11, N 12. – P. 1320. – DOI: 10.3390/atmos11121320.
44. A review of road traffic-derived non-exhaust particles: emissions, physicochemical characteristics, health risks, and mitigation measures / J. C. Fussell, M. Franklin, D. C. Green [et al.] // Environmental Science & Technology. – 2022. – Vol. 56, N 11. – P. 6813–6835. – DOI: 10.1021/acs.est.2c01072.

45. A stochastic estimation of sediment production in an urban catchment using the USLE model / É. G. Lisbôa, C. J. C. Blanco, R. Maia, L. L. Bello // *Hydrological Sciences Journal*. – 2017. – Vol. 62, N 15. – P. 2571–2586. – DOI: 10.1080/02626667.2017.1395031.
46. Alekseenko, V. The abundances of chemical elements in urban soils / V. Alekseenko, A. Alekseenko // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2014. – Vol. 147. – P. 245–249. – DOI: 10.1016/j.gexplo.2014.08.003.
47. Anderson, J. O. Clearing the Air: A review of the effects of particulate matter air pollution on human health / J. O. Anderson, J. G. Thundiyil, A. Stolbach // *Journal of Medical Toxicology*. – 2011. – Vol. 8, N 2. – P. 166–175. – DOI: 10.1007/s13181-011-0203-1.
48. Angelone, M. Potentially Harmful Elements in Urban Soils / M. Angelone, M. Udovic // *Springer eBooks*. – 2014. – P. 221–251. – DOI: 10.1007/978-94-017-8965-3_6.
49. Apeageyi, E. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts / E. Apeageyi, M. S. Bank, J. D. Spengler // *Atmospheric Environment*. – 2011. – Vol. 45. – P. 2310–2323.
50. Arrojo, G. M. Pavement wear caused by the use of studded tyres / G. M. Arrojo // *DIVA*. – 2000. – URL: <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:vti:diva-1204>.
51. Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach / S. Caeiro, M. Costa, T. Ramos [et al.] // *Ecological Indicators*. – 2005. – Vol. 5, N 2. – P. 151–169. – DOI: 10.1016/j.ecolind.2005.02.001.
52. Assessment of soil loss using RUSLE around Mongolian mining sites: a case study on soil erosion at the Baganuur lignite and Erdenet copper–molybdenum mines / E. Sodnomdarjaa, F. Lehmkuhl, D. Karthe [et al.] // *Environmental Earth Sciences*. – 2023. – Vol. 82, N 9. – DOI: 10.1007/s12665-023-10897-0.
53. Assessment of the intensity of sediment production in cities in different climatic zones of Russia / A. Shevchenko, G. Malinovsky, A. Seleznev, I. Yarmoshenko // In: Korneykova, M. *Green Infrastructure and Climate Resilience*. – Cham : Springer Geography, 2025. – P. 45–61. – DOI 10.1007/978-3-031-95796-3_4.
54. Assessment of the Total Amount of Surface Deposited Sediments in Small Towns / A. Seleznev, A. Shevchenko, G. Malinovsky, I. Yarmoshenko // *Urban Science*. – 2024. – Vol. 8, N 4. – P. 178. – DOI: 10.3390/urbansci8040178.
55. Barbieri, M. The importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation Index (IGEO) to evaluate the soil contamination / M. Barbieri // *Journal of Geology & Geophysics*. – 2016. – Vol. 5(1). – DOI: 10.4172/2381-8719.1000237.
56. Berghman, G. Can the contamination of urban street sediment be used as an indicator for traffic density? A case-study in the city of Leuven, Belgium / G. Berghman, D. Goossens //

Journal of Environmental Management. – 2021. – Vol. 295. – P. 113134. – DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113134.

57. Breault, R.F. Residential street-dirt accumulation rates and chemical composition, and removal efficiencies by mechanical- and vacuum-type sweepers, New Bedford, Massachusetts, 2003–04 / R.F. Breault, K.P. Smith, J.R. Sorenson // U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5184. – 2005. – 27 p.

58. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing / G. Qingjie, D. Jun, X. Yunchuan [et al.] // Journal of China University of Geosciences. – 2008. – Vol. 19, N 3. – P. 230–241. – DOI: 10.1016/s1002-0705(08)60042-4.

59. Carlsson, A. Studded tyres: socio-economic calculations / A. Carlsson, P. Centrell, G. Öberg // Statens Väg- och Transportforskningsinstitut. – Linköping, 1995.

60. Characterisation of road-dust sediment in urban systems: A review of a global challenge / H. M. Haynes, K. G. Taylor, J. Rothwell, P. Byrne // Journal of Soils and Sediments. – 2020. – Vol. 20, N 12. – P. 4194–4217. – DOI: 10.1007/s11368-020-02804-y.

61. Characteristics, source apportionment and health risk assessment of heavy metals in urban road dust of the Pearl River Delta, South China / C. Huang, L. Zhang, J. Meng [et al.] // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2022. – Vol. 236. – P. 113490. – DOI: 10.1016/j.ecoenv.2022.113490.

62. Characteristics, sources, and health risk assessment of trace elements in PM10 at an urban site in Chengdu, southwest China / X. Cheng, Y. Huang, S. Zhang [et al.] // Aerosol and Air Quality Research. – 2017. – Vol. 18(2). – N 357–370. – DOI: 10.4209/aaqr.2017.03.0112.

63. Chemical profiling of PM10 from urban road dust / C. Alves, M. Evtuygina, A. Vicente [et al.] // Science of the Total Environment. – 2018. – Vol. 634. – P. 41–51. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.338.

64. Cheng, J. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China / J. Cheng, Z. Shi, Y. Zhu // Journal of Environmental Sciences. – 2007. – Vol. 19, N 1. – P. 50–54. – DOI: 10.1016/S1001-0742(07)60008-4.

65. Coarse technogenic material in urban surface deposited sediments (USDS) / A. Seleznev, E. Ilgasheva, I. Yarmoshenko, G. Malinovsky // Atmosphere. – 2021. – Vol. 12, N 6. – P. 754. – DOI: 10.3390/atmos12060754.

66. Concentrations of Major and Trace Elements within the Snowpack of Tyumen, Russia / D. Moskovchenko, R. Pozhitkov, A. Zakharchenko, A. Tigeev // Minerals. – 2021. – Vol. 11, N 7. – P. 709. – DOI: 10.3390/min11070709.

67. Connectivity as an emergent property of geomorphic systems / E. Wohl, G. Brierley, D. Cadol [et al.] // *Earth Surface Processes and Landforms*. – 2018. – Vol. 44, N 1. – P. 4–26. – DOI: 10.1002/esp.4434.
68. Contamination and health risk assessment of arsenic and chromium in coastal sediments of Al-Khobar area, Arabian Gulf, Saudi Arabia / T. Alharbi, K. Al-Kahtany, H. E. Nour [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. – 2022. – Vol. 185. – P. 114255. – DOI: 10.1016/j.marpolbul.2022.114255.
69. Contamination assessment and source identification of metals and metalloids in submicron road dust (PM1) in Moscow Megacity / D. Vlasov, N. Kosheleva, G. Shinkareva [et al.] // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2025. – Vol. 32. – P. 2085–2106. – DOI: 10.1007/s11356-024-35791-5.
70. Contamination levels and source apportionment of potentially toxic elements in size-fractionated road dust of Moscow / D. V. Vlasov, J. Y. Vasil'chuk, N. E. Kosheleva, N. S. Kasimov // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2023b. – Vol. 30. – P. 38099–38120.
71. Contamination of urban soils with heavy metals in Moscow as affected by building development / N. E. Kosheleva, D. V. Vlasov, I. D. Korlyakov, N. S. Kasimov // *The Science of the Total Environment*. – 2018. – Vol. 636. – P. 854–863. – DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.04.308.
72. Deposition of trace metals associated with atmospheric particulate matter: Environmental fate and health risk assessment / M. Vithanage, P. C. Bandara, L. A. B. Novo [et al.] // *Chemosphere*. – 2022. – Vol. 303. – P. 135051. – DOI 10.1016/j.chemosphere.2022.135051.
73. Dissolved and suspended forms of metals and metalloids in snow cover of megacity: Partitioning and deposition rates in Western Moscow / D. Vlasov, J. Vasil'chuk, N. Kosheleva, N. Kasimov // *Atmosphere*. – 2020b. – Vol. 11, N 9. – P 907. – DOI: 10.3390/atmos11090907.
74. Environmental drivers of sediment accumulation in urban sewer systems: a case study of Kyoto City, Japan / L. Liu, K. Kawaike, K. Wada [et al.] // *Water Research*. – 2024. – Vol. 268. – P. 122721. – DOI: 10.1016/j.watres.2024.122721.
75. Environmental impacts of urban snow management – The alpine case study of Innsbruck / C. Engelhard, S. De Toffol, I. Lek [et al.] // *Science of the Total Environment*. – 2007. – Vol. 382(2–3). – P. 286–294. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.04.008.
76. Erosion Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation / S. L. Neitsch, J. G. Arnold, J. R. Kiniry, J. R. Williams // Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station: Temple, TX, USA. – 2000. – P. 625.

77. Exploiting urban roadside snowbanks as passive samplers of organic micropollutants and metals generated by traffic / A. Müller, H. Österlund, J. Marsalek, M. Viklander // *Environmental Pollution*. – 2022. – Vol. 308. – P. 119723. – DOI: 10.1016/j.envpol.2022.119723.
78. Folk, R. L. Detrital sedimentary rock classification and nomenclature for use in New Zealand / R. L. Folk, P. B. Andrews, D. W. Lewis // *New Zealand Journal of Geology and Geophysics*. – 1970. – Vol. 13, N 4. – P. 937–968. – DOI: 10.1080/00288306.1970.10418211.
79. Fryirs, K. (Dis)Connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem / K. Fryirs // *Earth Surface Processes and Landforms*. – 2012. – Vol. 38, N 1. – P. 30–46. – DOI: 10.1002/esp.3242.
80. Furberg, A. Dissipation of tungsten and environmental release of nanoparticles from tire studs: A Swedish case study / A. Furberg, R. Arvidsson, S. Molander // *Journal of Cleaner Production*. – 2018. – Vol. 207. – P. 920–928. – DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.10.004.
81. Geochemical background and baseline values of toxic elements in stream sediments of Campania region (Italy) / S. Albanese, B. De Vivo, A. Lima, D. Cicchella // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2006. – Vol. 93, N 1. – P. 21–34. – DOI: 10.1016/j.gexplo.2006.07.006.
82. Geochemical characterization of iron and steel slag and its potential to remove phosphate and neutralize acid / N. M. Piatak, R. R. Seal, D. A. Hoppe [et al.] // *Minerals*. – 2019. – Vol. 9, N 8. – P. 468. – DOI: 10.3390/min9080468.
83. Grebenshchikova, V. I. Chemical composition of snow and soil in Svirsk city (Irkutsk Region, Pribaikal'e) / V. I. Grebenshchikova, N. V. Efimova, A. A. Doroshkov // *Environmental Earth Sciences*. – 2017. – Vol. 76, N 20. – P. 7056. – DOI: 10.1007/s12665-017-7056-0.
84. Grigoratos, T. Brake wear particle emissions: a review / T. Grigoratos, G. Martini // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2014. – Vol. 22, N 4. – P. 2491–2504. – DOI: 10.1007/s11356-014-3696-8.
85. Gunawardana, C. Adsorption of heavy metals by road deposited solids / C. Gunawardana, A. Goonetilleke, P. Egodawatta // *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*. – 2013. – Vol. 67, N 11. – P. 2622–2629. – DOI 10.2166/wst.2013.171.
86. Hakanson, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach / L. Hakanson // *Water Research*. – 1980. – Vol. 14, N 8. – P. 975–1001. – DOI: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.
87. Hanfi, M. Y. Health risk assessment quantification from heavy metals contamination in the urban soil and urban surface deposited sediment / M. Y. Hanfi, I. V. Yarmoshenko // *Journal*

of Taibah University for Science. – 2020. – Vol. 14, N 1. – P. 285–293. – DOI: 10.1080/16583655.2020.1735735.

88. Health Risk Assessment of Heavy Metals in Road Dusts in Urban Parks of Beijing, China / Y. Du, B. Gao, H. Zhou [et al.] // *Procedia Environmental Sciences*. – 2013. – Vol. 18. – P. 299–309. – DOI: 10.1016/j.proenv.2013.04.039.

89. Heavy metal pollution, ecological risk, spatial distribution, and source identification in sediments of the Lijiang River, China / H. Xiao, A. Shahab, B. Xi [et al.] // *Environmental Pollution*. – 2022. – Vol. 269. – P. 116189. – DOI: 10.1016/j.envpol.2020.116189.

90. Humphreys, D. Challenges of Transformation: The Case of Norilsk Nickel / D. Humphreys // *Resources Policy*. – 2011. – Vol. 36. – P. 142–148.

91. Identification of particles containing chromium and lead in road dust and soakaway sediment by electron probe microanalyser / M. Murakami, F. Nakajima, H. Furumai, Y. Kurisu // *Chemosphere*. – 2007. – Vol. 67, N 10. – P. 2000–2010. – DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.12.002.

92. Iluțiu-Varvara, D. Metallurgical wastes as resources for sustainability of the steel industry / D. Iluțiu-Varvara, C. Aciu // *Sustainability*. – 2022. – Vol. 14, N 9. – P. 5488. – DOI: 10.3390/su14095488.

93. Impact of urban green spaces on air quality: a study of PM10 reduction across diverse climates / A. Islam, N. Pattnaik, M. M. Moula [et al.] // *Science of the Total Environment*. – 2024. – Vol. 955. – P. 176770. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.176770.

94. Knijff, J. M. Soil erosion risk assessment in Italy / J. M. Knijff, R. J. A. Jones, L. Montanarella // *European Soil Bureau*. – 1999. – Vol. 19044. – P. 52.

95. Kosheleva, N. E. Geochemistry of snow cover within the territory of the Lomonosov Moscow State University / N. E. Kosheleva, D. G. Sycheva, N. S. Kasimov // *Lomonosov Geography Journal*. – 2024. – Vol. 79, N 5. – P. 3–16. – DOI: 10.55959/msu0579-9414.5.79.5.1.

96. 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 / D. V. Vlasov, O. V. Kukushkina, N. E. Kosheleva, N. S. Kasimov // *Eurasian Soil Science*. – 2023a. – Vol. 55. – P. 556–572.

97. Li, Y. Potential of thirteen urban greening plants to capture particulate matter on leaf surfaces across three levels of ambient atmospheric pollution / Y. Li, S. Wang, Q. Chen // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. – 2019. – Vol. 16, N 3. – P. 402. – DOI 10.3390/ijerph16030402.

98. Lukyanov, A. I. Assessment of snow cover pollution by heavy metals as one of the methods of atmospheric air monitoring on the example of settlements in the Far East / A. I.

Lukyanov, E. V. Dakhova, L. P. Mayorova // RUDN Journal of Ecology and Life Safety. – 2022. – Vol. 30, N 3. – P. 407–416. – DOI: 10.22363/2313-2310-2022-30-3-407-416.

99. Main features and contamination of sealed soils in the east of Moscow city / E. M. Nikiforova, N. S. Kasimov, N. E. Kosheleva, I. V. Timofeev // Environmental Geochemistry and Health. – 2021. – Vol. 44, N 6. – P. 1697–1711. – DOI: 10.1007/s10653-021-01132-5.

100. Maltsev, K. A. Assessment of soil loss by water erosion in small river basins in Russia / K. A. Maltsev, O. Yermolaev // Catena. – 2020. – Vol. 195. – P. 104726. – DOI: 10.1016/j.catena.2020.104726.

101. Markiewicz-Patkowska, J. The interaction of heavy metals with urban soils: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit / J. Markiewicz-Patkowska, A. Hursthouse, H. Przybyla-Kij // Environment International. – 2005. – Vol. 31, N 4. – P. 513–521. – DOI 10.1016/j.envint.2004.09.004.

102. Maronedze, A. K. Assessment of soil erosion using the RUSLE model for the Epworth district of the Harare Metropolitan Province, Zimbabwe / A. K. Maronedze, B. Schütt // Sustainability. – 2020. – Vol. 12, N 20. – P. 8531. – DOI: 10.3390/su12208531.

103. Matschullat, J. Geochemical background – can we calculate it? / J. Matschullat, R. Ottenstein, C. Reimann // Environmental Geology. – 2000. – Vol. 39, N 9. – P. 990–1000. – DOI: 10.1007/s002549900084.

104. Mela, A. Urban areas / A. Mela // Encyclopedia of Quality of Life and Well-Being Research / ed. by A.C. Michalos. – Dordrecht: Springer, 2014. – DOI: 10.1007/978-94-007-0753-5_3122.

105. Merritt, W. A review of erosion and sediment transport models / W. Merritt, R. Letcher, A. Jakeman // Environmental Modelling & Software. – 2003. – Vol. 18, N 8–9. – P. 761–799. – DOI: 10.1016/S1364-8152(03)00078-1.

106. Metals and metalloids pollution levels, partitioning, and sources in the environmental compartments of a small urban catchment in Moscow Megacity / N. S. Kasimov, J. Y. Vasil'chuk, M. A. Tereshina [et al.] // Environmental Pollution. – 2024. – Vol. 367. – P. 125552. – DOI: 10.1016/j.envpol.2024.125552.

107. Metals, metalloids, and benzo[a]pyrene in PM10 particles of soils and road dust of Alushta City / N. S. Kasimov, L. A. Bezberdaya, D. V. Vlasov, M. Y. Lychagin // Eurasian Soil Science. – 2019. – Vol. 52, № 12. – P. 1608–1621. – DOI: 10.1134/S1064229319120068.

108. Michalek, A. J. Modeling linkages between erosion and connectivity in an urbanizing landscape / A.J. Michalek, A. Zarnaghsh, A. Husic // Science of the Total Environment. – 2021. – Vol. 764. – P. 144255. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144255.

109. Modeling Sediment Production in Urban Environments: Case of Russian Cities / A. V. Shevchenko, A. A. Seleznev, G. P. Malinovsky, I. V. Yarmoshenko // *Geography, Environment, Sustainability*. – 2023. – Vol. 16, N 4. – P. 144–155. – DOI: 10.24057/2071-9388-2023-3022.
110. Moore, I. D. Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: simplified method of estimation / I. D. Moore, J. P. Wilson // *Journal of Soil and Water Conservation*. – 1992. – Vol. 47, N 5. – P. 423–428.
111. Moscow megacity pollution: monitoring of chemical composition of microparticles in the atmosphere–snow–road dust–soil–surface water system / N. S. Kasimov, N. E. Kosheleva, O. B. Popovicheva [et al.] // *Russian Meteorology and Hydrology*. – 2023. – Vol. 48. – P. 391–401.
112. Moskovchenko, D. V. Snow contamination by heavy metals and metalloids in a polar town (a case study of Nadym, Russia) / D. V. Moskovchenko, R. Pozhitkov, A. Soromotin // *Research Square*. – 2023. – DOI: 10.21203/rs.3.rs-3629334/v1.
113. Moskovchenko, D. V. Trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the snow cover of the city of Nizhnevartovsk (Western Siberia, Russia) / D. V. Moskovchenko, R. Y. Pozhitkov, T. M. Minkina // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2022. – Vol. 84. – P. 101–118. – DOI: 10.1007/s00244-022-00974-z.
114. Müller, G. Schadstoffe in Sedimenten – Sedimente als Schadstoffe / G. Muller // *Mitteilungen der Österreichischen Geologischen Gesellschaft*. – 1986. – Vol. 79. – P. 1–19.
115. Musa, A. A. Street Dust Heavy Metal Pollution Implication on Human Health in Nicosia, North Cyprus / A. A. Musa, S. M. Hamza, R. Kidak // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2019. – Vol. 26, N 28. – P. 28993–29002. – DOI: 10.1007/s11356-019-06028-7.
116. Particulate matter emissions from brake pads: A comparative study of low-steel and non-asbestos organic materials / A. Diana, E. Conca, R. Bartroli [et al.] // *Wear*. – 2025. – Vol. 576–577. – P. 206131. – DOI: 10.1016/j.wear.2025.206131.
117. Patel, K. Heavy metal accumulation in leaves of selected plant species in urban areas of Delhi / K. Patel, M. Chaurasia, K. S. Rao // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2022. – Vol. 30, N 10. – P. 27622–27635. – DOI 10.1007/s11356-022-24157-4.
118. Pearson, K. Mathematical contributions to the theory of evolution. III. Regression, heredity, and panmixia / K. Pearson // *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, Containing Papers of a Mathematical or Physical Character*. – 1896. – Vol. 187. – P. 253–318. – DOI: 10.1098/rsta.1896.0007.

119. Peltola, P. Tyre stud derived tungsten carbide particles in urban street dust / P. Peltola, E. Wikström // *Boreal Environment Research*. – 2006. – Vol. 11. – P. 161–168.
120. Perry, C. *Environmental Sedimentology* / C. Perry, K. Taylor (eds.). – Malden, MA ; Oxford : Wiley-Blackwell, 2007. – 464 p. – ISBN 978-1-4051-1515-5.
121. Persistent Organic Pollutants, Heavy Metals and Radioactivity in the Urban Soil of Priština City, Kosovo and Metohija / L. Gulan, B. Milenkovic, T. Zeremski [et al.] // *Chemosphere*. – 2016. – Vol. 171. – P. 415–426. – DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.12.064.
122. Physicochemical properties of road dust in Moscow / N. S. Kasimov, N. E. Kosheleva, D. V. Vlasov, K. S. Nabelkina, A. V. Ryzhov // *Geography, Environment, Sustainability*. – 2019. – Vol. 12, N 4. – P. 96–113. – DOI: 10.24057/2071-9388-2019-55.
123. Plants as effective bioindicators for heavy metal pollution monitoring / A. Cakaj, K. Drzewiecka, A. Hanć [et al.] // *Environmental Research*. – 2024. – Vol. 256. – P. 119222. – DOI 10.1016/j.envres.2024.119222.
124. Pollution and health risk of potentially toxic metals in urban road dust in Nanjing, a mega-city of China / E. Liu, T. Yan, G. Birch, Y. Zhu // *Science of the Total Environment*. – 2014. – Vol. 476–477. – P. 522–531. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.055.
125. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China / X. Wei, B. Gao, P. Wang [et al.] // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2014. – Vol. 112. – P. 186–192. – DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.11.005.
126. Pollution of a Black Sea Coastal City: Potentially Toxic Elements in Urban Soils, Road Dust, and Their PM10 Fractions / L. Bezberdaya, O. Chernitsova, M. Lychagin [et al.] // *Journal of Soils and Sediments*. – 2024. – Vol. 24. – P. 3485–3506. – DOI: 10.1007/s11368-024-03893-9.
127. Pollution status and human health risk assessment of potentially toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust of Tyumen City, Russia / E. Konstantinova, T. Minkina, A. Konstantinov [et al.] // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2020. – Vol. 44, N 2. – P. 409–432. – DOI: 10.1007/s10653-020-00692-2.
128. Potentially Harmful Elements in Urban Surface Deposited Sediment of Ekaterinburg, Russia: Occurrence, Source Appointment and Risk Assessment / M. Y. Hanfi, A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko [et al.] // *Chemosphere*. – 2022. – Vol. 307. – P. 135898. – DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135898.
129. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) / K. G. Renard, G. W. Foster, G. A. Weesies [et al.]. – 1997.

130. Preface / P. Pereira, A. J. D. Ferreira, P. Sarah [et al.] // *Journal of Soils and Sediments*. – 2016. – Vol. 16. – P. 2493–2499. – DOI: 10.1007/s11368-016-1566-3.
131. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index / D.L. Tomlinson, J. G. Wilson, C. R. Harris, D. W. Jeffrey // *Helgoländer Meeresuntersuchungen*. – 1980. – Vol. 33. – P. 566–575. – DOI: 10.1007/BF02414780.
132. Rain-induced surface seals: their effect on ponding and infiltration / M. J. M. Romkens, R. L. Baumhardt, M. B. Parlange [et al.] // *Annales Geophysicae*. – 1986. – Vol. 4B, N 4. – P. 417–424.
133. Reimann, C. Background and threshold: critical comparison of methods of determination / C. Reimann, P. Filzmoser, R. G. Garrett // *Science of the Total Environment*. – 2005. – Vol. 346, N 1–3. – P. 1–16. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.11.023.
134. Reimann, C. Intrinsic Flaws of Element Enrichment Factors (EFs) in Environmental Geochemistry / C. Reimann, P. De Caritat // *Environmental Science & Technology*. – 2000. – Vol. 34, N 24. – P. 5084–5091. – DOI: 10.1021/es001339o.
135. Road dust trace elements contamination, sources, dispersed composition, and human health risk in Chelyabinsk, Russia / T. G. Krupnova, O. V. Rakova, S. V. Gavrilkina [et al.] // *Chemosphere*. – 2020. – Vol. 261. – P. 127799. – DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127799.
136. RUSLE: Revised universal soil loss equation / K. G. Renard, G. R. Foster, G. A. Weesies, J. I. Porter // *Journal of Soil and Water Conservation*. – 1991. – Vol. 46, N 1. – P. 30–33.
137. Russell, K.L. Urban Sediment Supply to Streams from Hillslope Sources / K. L. Russell, G. J. Vietz, T. D. Fletcher // *Science of the Total Environment*. – 2018. – Vol. 653. – P. 684–697. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.374.
138. Russell, K. L. A suburban sediment budget: Coarse-grained sediment flux through hillslopes, stormwater systems and streams / K. L. Russell, G. J. Vietz, T. D. Fletcher // *Earth Surface Processes and Landforms*. – 2019. – Vol. 44, N 13. – P. 2600–2614. – DOI: 10.1002/esp.4685.
139. Russell, K. L. Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds / K. L. Russell, G. J. Vietz, T. D. Fletcher // *Earth-Science Reviews*. – 2017. – Vol. 168. – P. 73–80. – DOI: 10.1016/j.earscirev.2017.04.001.
140. Seleznev, A. A. Study of urban puddle sediments for understanding heavy metal pollution in an urban environment / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko // *Environmental Technology & Innovation*. – 2014. – Vol. 1–2. – P. 1–7. – DOI 10.1016/j.eti.2014.08.001.
141. Seleznev, A. A. Assessment of total amount of surface sediment in urban environment using data on solid matter content in Snow-Dirt sludge / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko,

G. P. Malinovsky // *Environmental Processes*. – 2019. – Vol. 6, N 3. – P. 581–595. – DOI: 10.1007/s40710-019-00383-w.

142. Seleznev, A. A. Method for reconstructing the initial baseline relationship between potentially harmful element and conservative element concentrations in urban puddle sediment / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, A. P. Sergeev // *Geoderma*. – 2018. – Vol. 326. – P. 1–8. – DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.04.003.

143. Seleznev, A. A. Urban Geochemical Changes and Pollution with Potentially Harmful Elements in Seven Russian Cities / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, G. P. Malinovsky // *Scientific Reports*. – 2020. – Vol. 10. – P. 58434. – DOI: 10.1038/s41598-020-58434-4.

144. Siudek, P. Atmospheric deposition of trace elements at urban and forest sites in central Poland – Insight into seasonal variability and sources / P. Siudek, M. Frankowski // *Atmospheric Research*. – 2017. – Vol. 198. – P. 123–131. – DOI: 10.1016/j.atmosres.2017.07.033.

145. Slukovskii, Z. Vanadium in modern sediments of urban lakes in the North of Russia: natural and anthropogenic sources / Z. Slukovskii // *Marine Pollution Bulletin*. – 2023. – Vol. 197. – P. 115754. – DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.115754.

146. Snow cover dust pollution in Murmansk and its suburbs / E. Vorobievskaya, S. Kirillov, N. Sedova, M. Slipenchuk // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. – 2022. – Vol. 1010, No. 1. – P. 012012. – DOI 10.1088/1755-1315/1010/1/012012.

147. Snow-dirt sludge as an indicator of environmental and sedimentation processes in the urban environment / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, G. P. Malinovsky, A. P. Sergeev // *Scientific Reports*. – 2019. – Vol. 9. – P. 53793. – DOI: 10.1038/s41598-019-53793-z.

148. Social-economic problems of Russian mono-towns / E. M. Kryukova, E. A. Vetrova, A. N. Maloletko [et al.] // *Asian Social Science*. – 2014. – Vol. 11, N 1. – DOI: 10.5539/ass.v11n1p258.

149. Sohrab, S. Effects of land use patterns on PM10 concentrations in urban and suburban areas. A European scale analysis / S. Sohrab, N. Csikos, P. Szilassi // *Atmospheric Pollution Research*. – 2023. – Vol. 14, N 12. – P. 101942. – DOI: 10.1016/j.apr.2023.101942.

150. Soil erosion risk assessment in an extraction area: Case of abandoned quarries in the Akreuch region (Morocco) / M. Taoufik, I. Loukili, H. E. Hadi, B. Baghdad // *IEEE International Conference of Moroccan Geomatics (Morgeo)*. – 2020. – DOI: 10.1109/morgeo49228.2020.9121910.

151. Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China / Y. Jiang, S. Chao, J. Liu [et al.] // *Chemosphere*. – 2016. – Vol. 168. – P. 1658–1668. – DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.11.088.

152. Spatial distribution and source apportionment of heavy metals in soil from a typical county-level city of Guangdong Province, China / S. Wang, L. Cai, H. Wen [et al.] // *Science of the Total Environment*. – 2018. – Vol. 655. – P. 92–101. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.244.
153. Street sweeping as a method of source control for urban stormwater pollution / Q. Rochfort, K. Exall, J. P'ng [et al.] // *Water Quality Research Journal*. – 2009. – Vol. 44, N 1. – P. 48–58. – DOI: 10.2166/wqrj.2009.006.
154. Sutherland, R. A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii / R. A. Sutherland // *Environmental Geology*. – 2000. – Vol. 39, N 6. – P. 611–627. – DOI: 10.1007/s002540050473.
155. Szwed, M. Snow cover as an indicator of dust pollution in the area of exploitation of rock materials in the Świętokrzyskie Mountains / M. Szwed, R. Kozłowski // *Atmosphere*. – 2022. – Vol. 13, N 3. – P. 409. – DOI: 10.3390/atmos13030409.
156. Taylor, K. G. Sediments in urban river basins: a review of sediment–contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities / K. G. Taylor, P. N. Owens // *Journal of Soils and Sediments*. – 2009. – Vol. 9, N 4. – P. 281–303. – DOI: 10.1007/s11368-009-0103-z.
157. Temporal and spatial variability of traffic-related PM_{2.5} sources: comparison of exhaust and non-exhaust emissions / C. Jeong, J. M. Wang, N. Hilker [et al.] // *Atmospheric Environment*. – 2018. – Vol. 198. – P. 55–69. – DOI: 10.1016/j.atmosenv.2018.10.038.
158. Temporal and spatial variations of microplastics in roadside dust from rural and urban Victoria, Australia: Implications for diffuse pollution / L. Su, B. Nan, N. J. Craig, V. Pettigrove // *Chemosphere*. – 2020. – Vol. 252. – P. 126567. – DOI 10.1016/j.chemosphere.2020.126567.
159. The hydrochemistry and recent sediment geochemistry of small lakes of Murmansk, Arctic zone of Russia / Z. Slukovskii, V. Dauvalter, A. Guzeva [et al.] // *Water*. – 2020. – Vol. 12, N 4. – P. 1130. – DOI: 10.3390/w12041130.
160. The impact of measures to reduce ambient air PM₁₀ concentrations originating from road dust, evaluated for a street canyon in Helsinki / A. Stojiljkovic, M. Kauhaniemi, J. Kukkonen [et al.] // *Atmospheric Chemistry and Physics*. – 2019. – Vol. 19, N 17. – P. 11199–11212. – DOI: 10.5194/acp-19-11199-2019.
161. The Lancet Commission on Pollution and Health / P. J. Landrigan, R. Fuller, N. J R Acosta [et al.] // *The Lancet*. – 2017. – Vol. 391, N 10119. – P. 462–512. – DOI: 10.1016/S0140-6736(17)32345-0.
162. The study of airborne particulate matter in Dalnegorsk town / A. S. Kholodov, I. A. Tarasenko, E. A. Zinkova [et al.] // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. – 2021. – Vol. 18, N 17. – P. 9234. – DOI: 10.3390/ijerph18179234.

163. Total and Size-Fractionated Mass of Road-Deposited Sediment in the City of Prince George, British Columbia, Canada: Implications for Air and Water Quality in an Urban Environment / P. N. Owens, K. A. Caley, S. Campbell [et al.] // *Journal of Soils and Sediments*. – 2011. – Vol. 11, N 6. – P. 1040–1051. – DOI: 10.1007/s11368-011-0383-y.

164. Toy, T. J. RUSLE for mining, construction and reclamation lands / T. J. Toy, G. R. Foster, K. G. Renard // *Journal of Soil and Water Conservation*. – 1999. – Vol. 54, N 2. – P. 462–467. – DOI: 10.1080/00224561.1999.12457264.

165. Traffic-related metals in urban snow cover: A review of the literature data and the feasibility of filling gaps by field data collection / A. Vijayan, H. Österlund, J. Marsalek, M. Viklander // *Science of the Total Environment*. – 2024. – Vol. 920. – P. 170640. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.170640.

166. Troyanovskaya, I. Pollution of the atmosphere of Chelyabinsk by transport emissions of non-exhaust origin / I. Troyanovskaya, O. Grebenshchikova, V. Erofeev // *Transportation Research Procedia*. – 2022. – Vol. 63. – P. 277–284. – DOI 10.1016/j.trpro.2022.06.014.

167. United States Environmental Protection Agency. Developing Your Stormwater Pollution Prevention Plan: A Guide for Industrial Operators. – Washington, DC: US EPA, 2009. – EPA 833-B-09-002.

168. United States Environmental Protection Agency. Managing Wet Weather with Green Infrastructure. Municipal Handbook. Green Streets. – Washington, DC: US EPA, 2008. – EPA-833-F-08-009.

169. Urban snow indicates pollution originating from road traffic / K. Kuoppamäki, H. Setälä, A. Rantalainen, D. J. Kotze // *Environmental Pollution*. – 2014. – Vol. 195. – P. 56–63. – DOI: 10.1016/j.envpol.2014.08.019.

170. US EPA. Polluted Runoff: Nonpoint Source (NPS) Pollution. – URL: <https://www.epa.gov/nps> (дата обращения: 12.09.2025).

171. Vlasov, D. Spatial distribution and sources of potentially toxic elements in road dust and its PM10 fraction of Moscow megacity / D. Vlasov, N. Kosheleva, N. Kasimov // *Science of the Total Environment*. – 2020a. – Vol. 761. – P. 143267. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143267.

172. Wear particles generated from studded tires and pavement induce inflammatory reactions in mouse macrophage cells / J. Lindbom, M. Gustafsson, G. Blomqvist [et al.] // *Chemical Research in Toxicology*. – 2007. – Vol. 20, N 6. – P. 937–946. – DOI: 10.1021/tx700018z.

173. Weissmannová, H. D. Indices of soil contamination by heavy metals – methodology of calculation for pollution assessment (minireview) / H. D. Weissmannová, J. Pavlovský //

Environmental Monitoring and Assessment. – 2017. – Vol. 189, N 12. – P. 616. – DOI: 10.1007/s10661-017-6340-5.

174. Wischmeier, W. H. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning / W. H. Wischmeier, D. J. Smith // U.S. Department of Agriculture. – 1978. – Vol. 537. – P. 62.

175. Wu, J. Urban landscape ecology: past, present, and future / J. Wu, W. Li, J. Hobbs // Springer eBooks. – 2013. – P. 37–53.

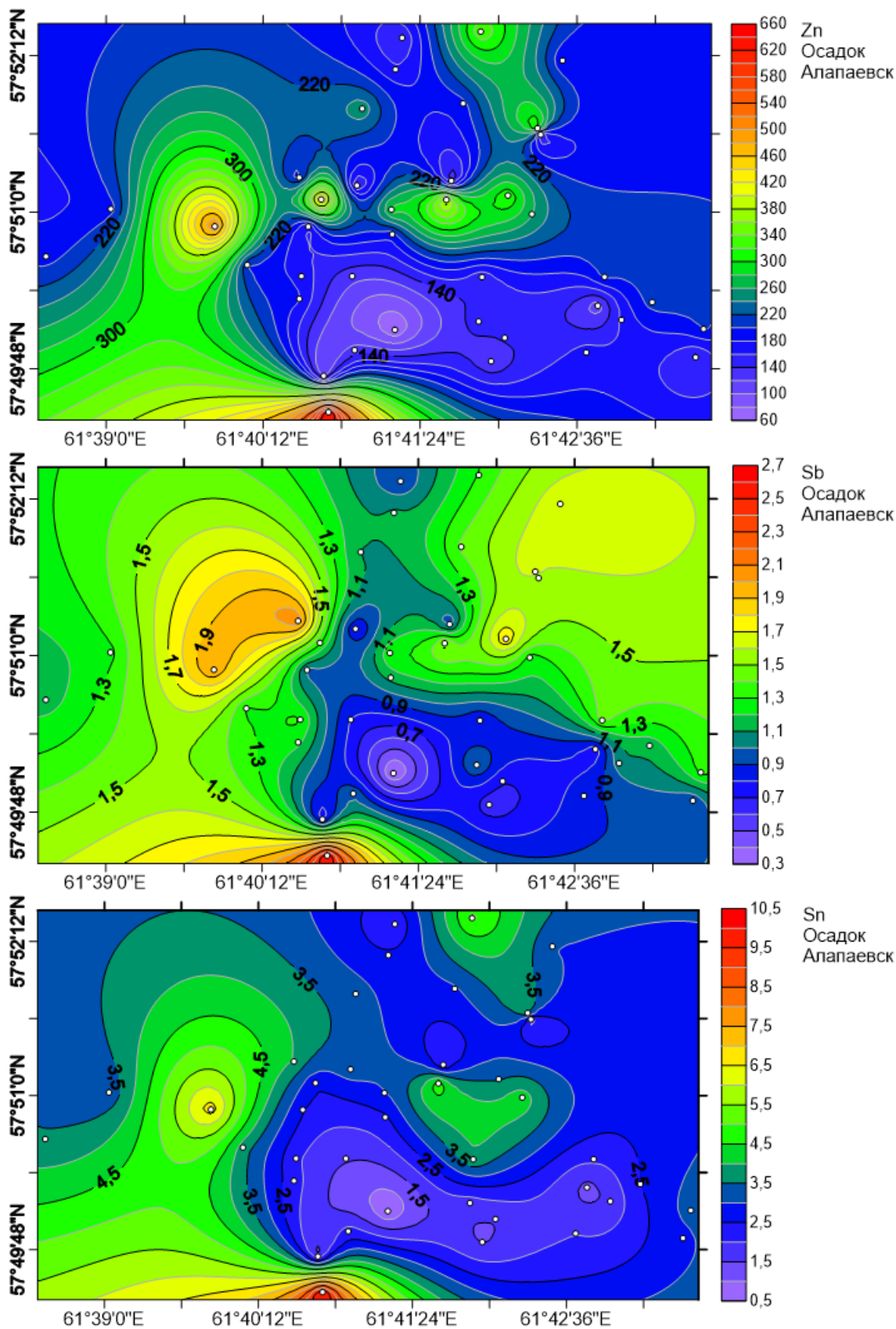
176. Yang, H. RS&GIS based PM emission inventories of dust sources over a provincial scale: A case study of Henan province, central China / H. Yang, X. Song, Q. Zhang // Atmospheric Environment. – 2020. – Vol. 225. – P. 117361. – DOI: 10.1016/j.atmosenv.2020.117361.

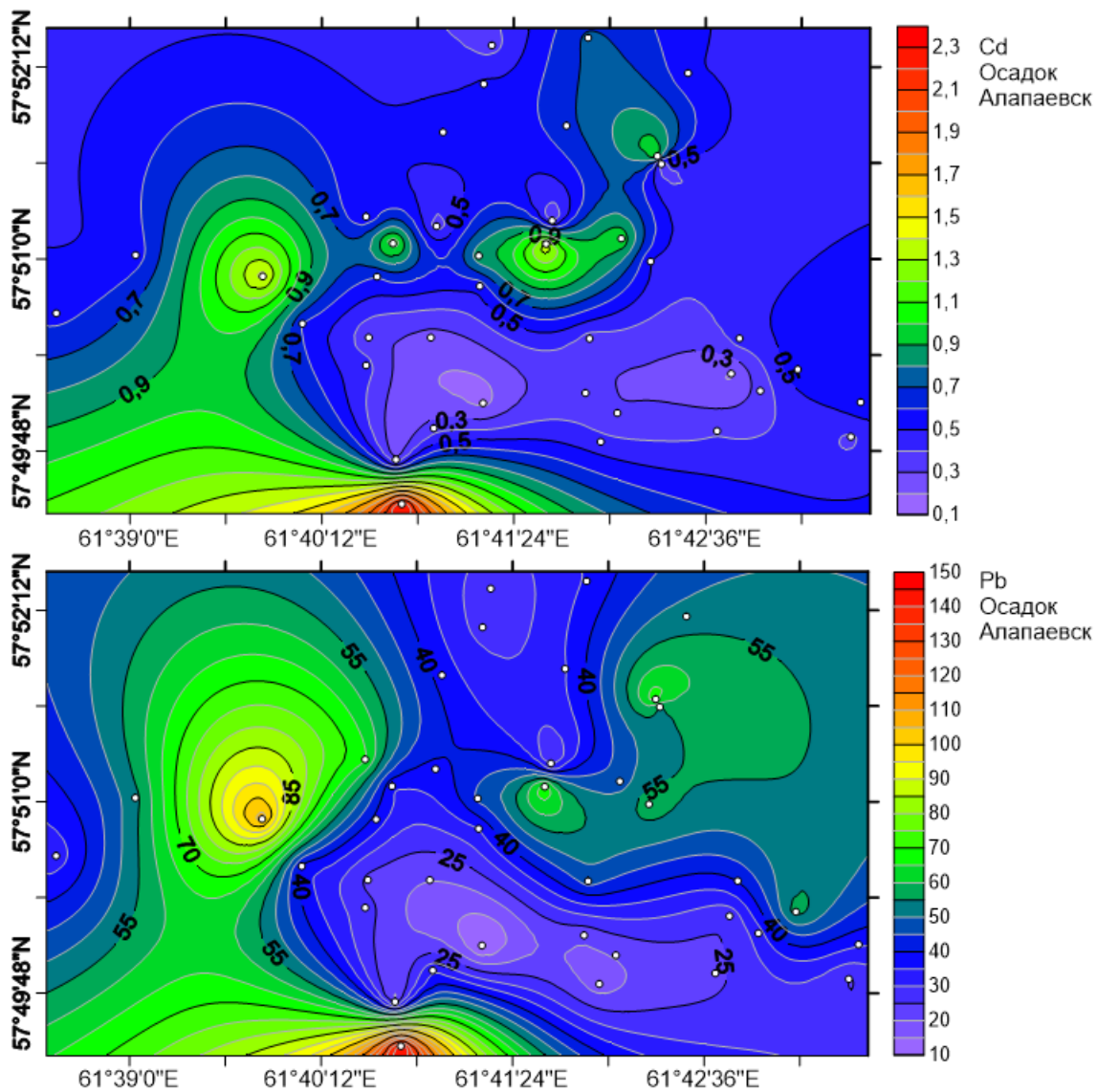
177. Yu, B. Rainfall erosivity estimation using daily rainfall amounts for South Australia / B. Yu, C. Rosewell // Soil Research. – 1996. – Vol. 34, N 5. – P. 721. – DOI: 10.1071/sr9960721.

Приложения

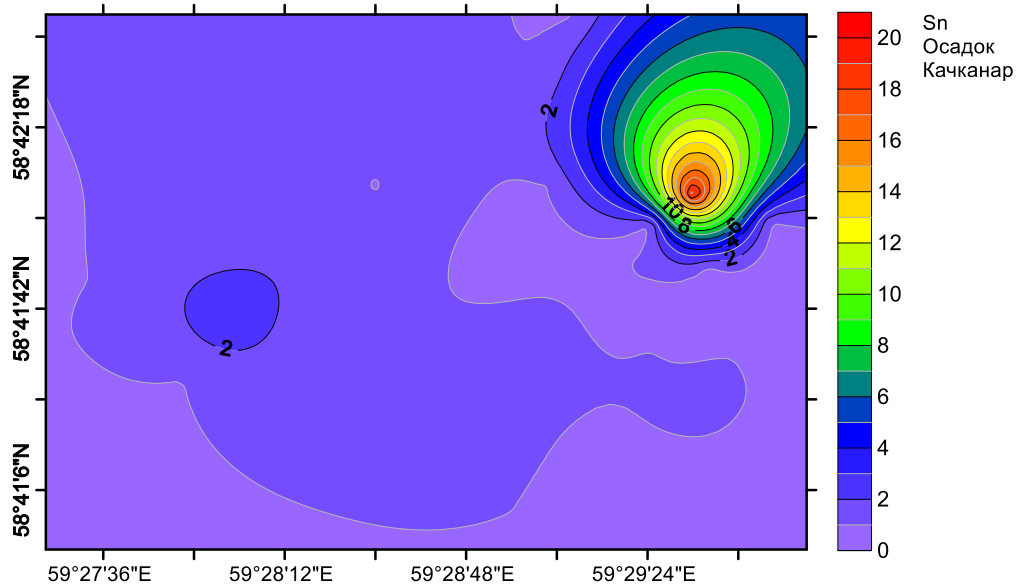
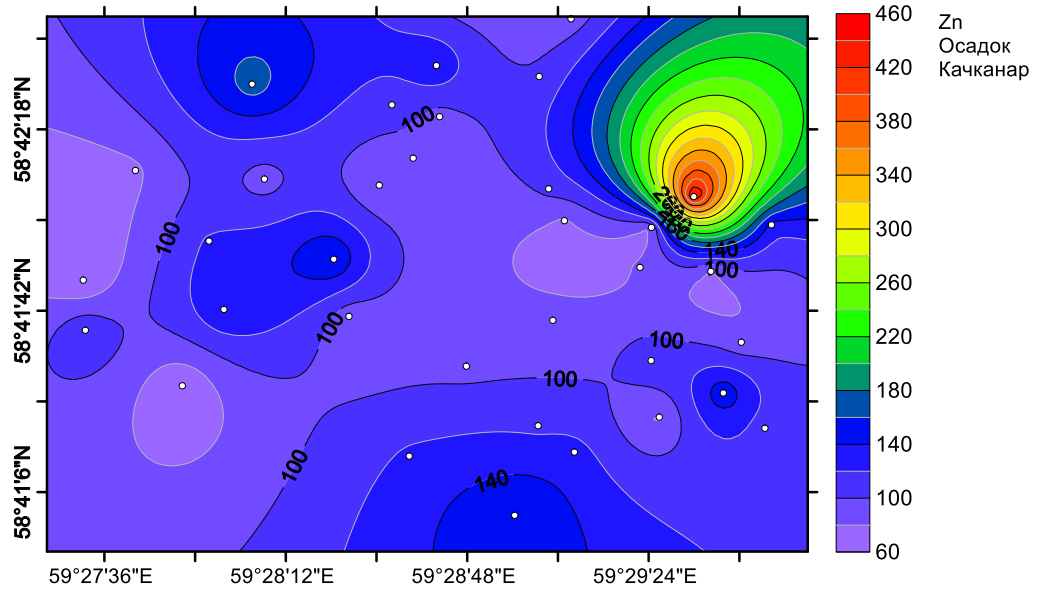
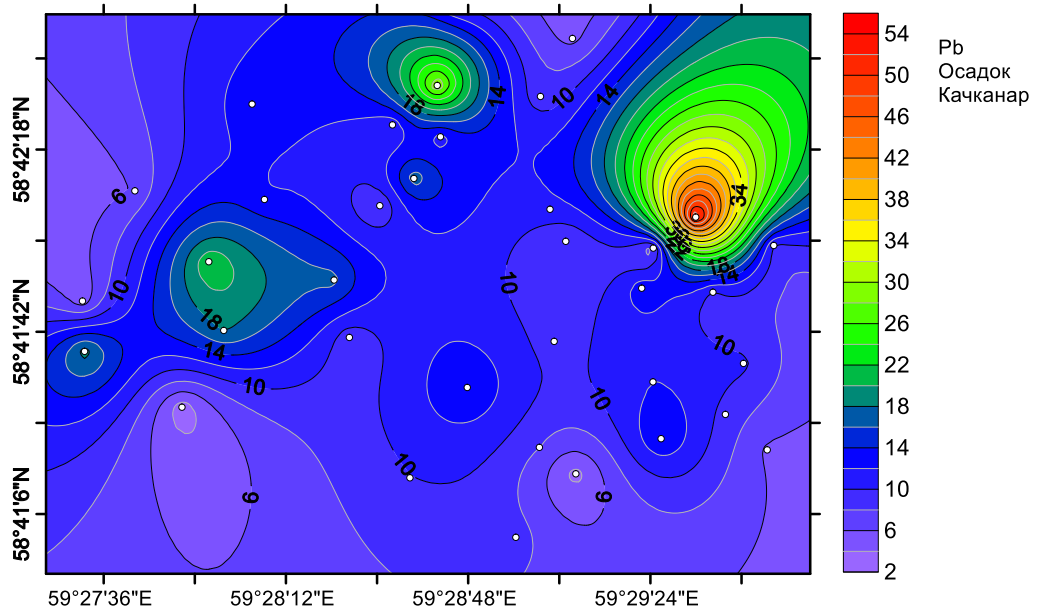
Приложение 1. Распределение концентраций элементов из ассоциаций, найденных в пылегазовых отложениях исследованных городов (мг/кг)

Алапаевск

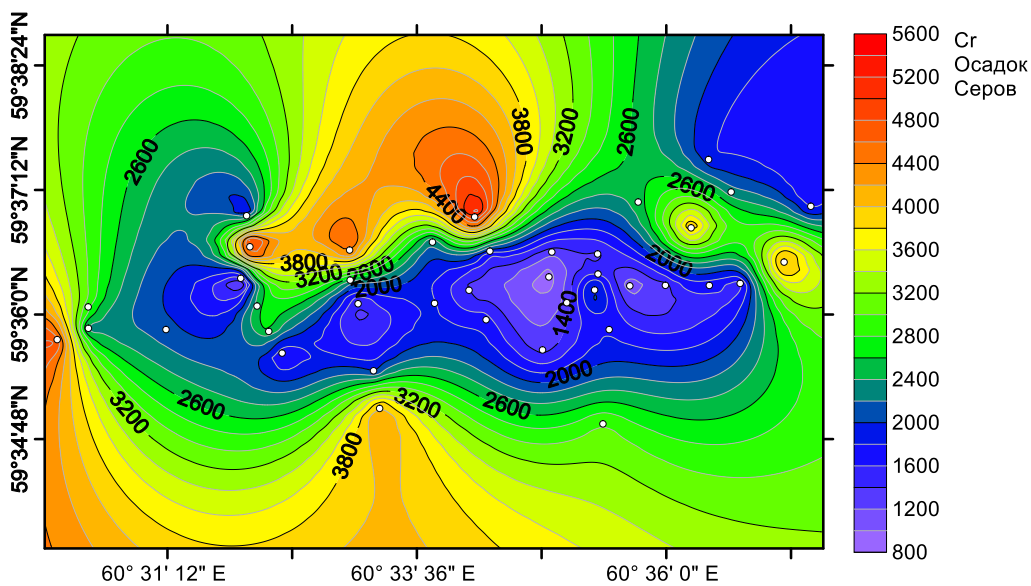
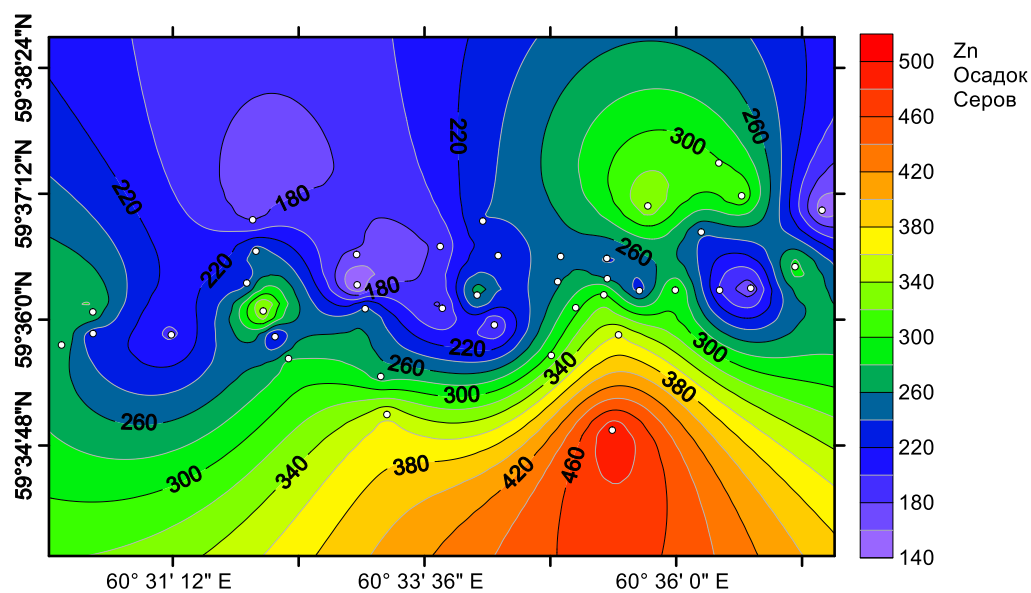
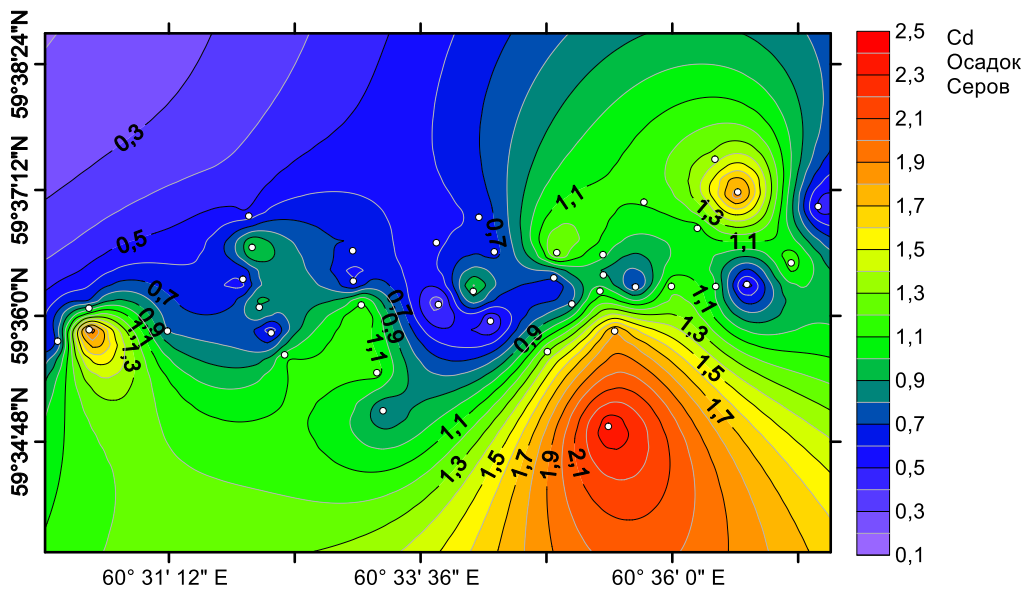


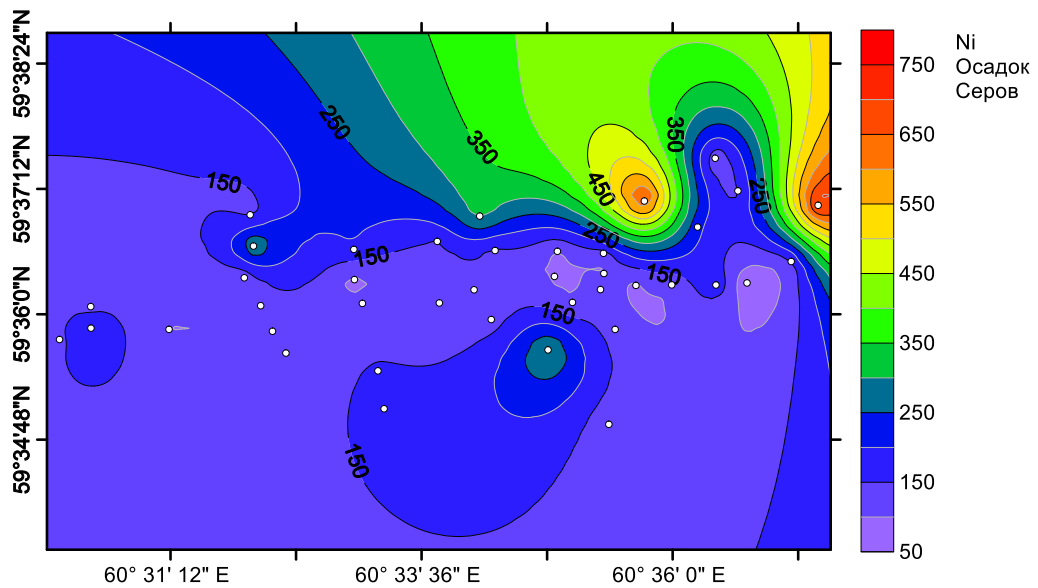
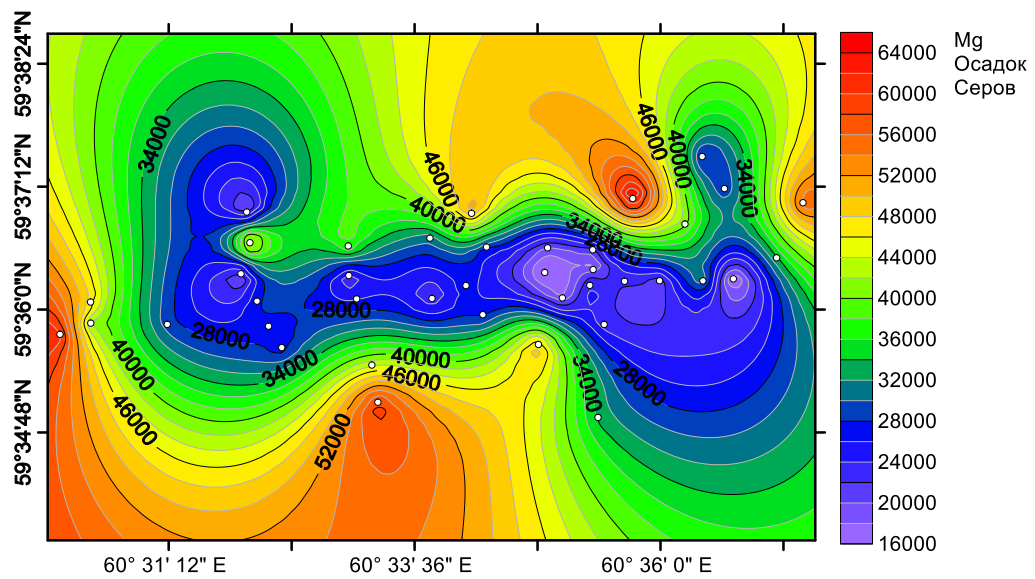
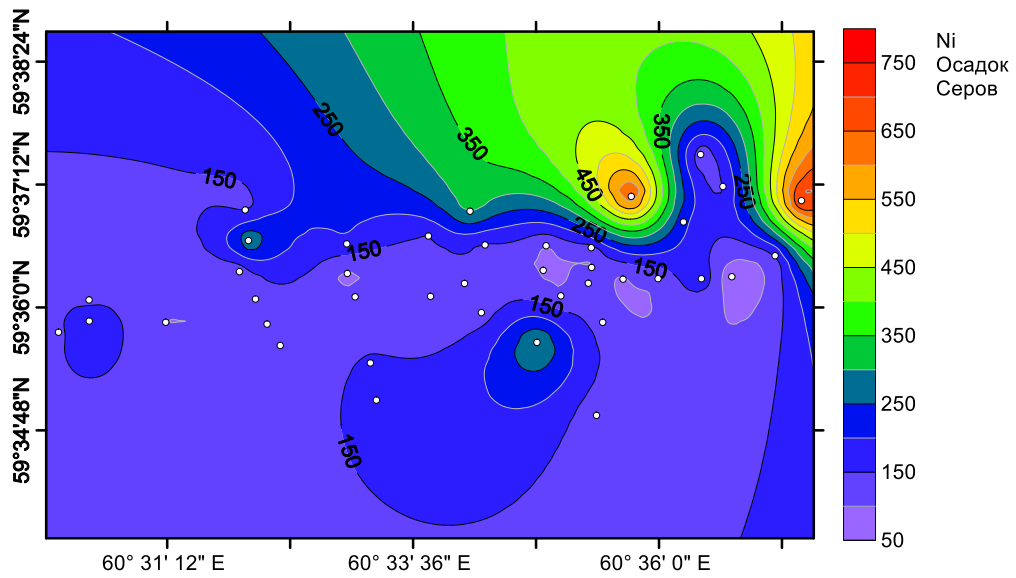


Качканар

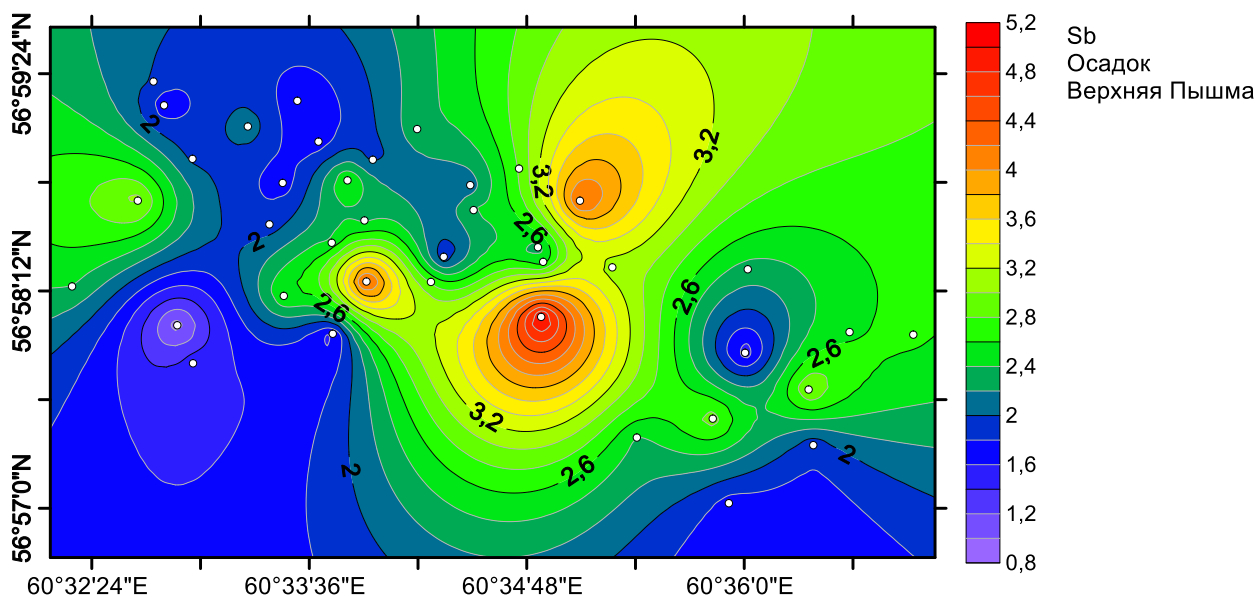
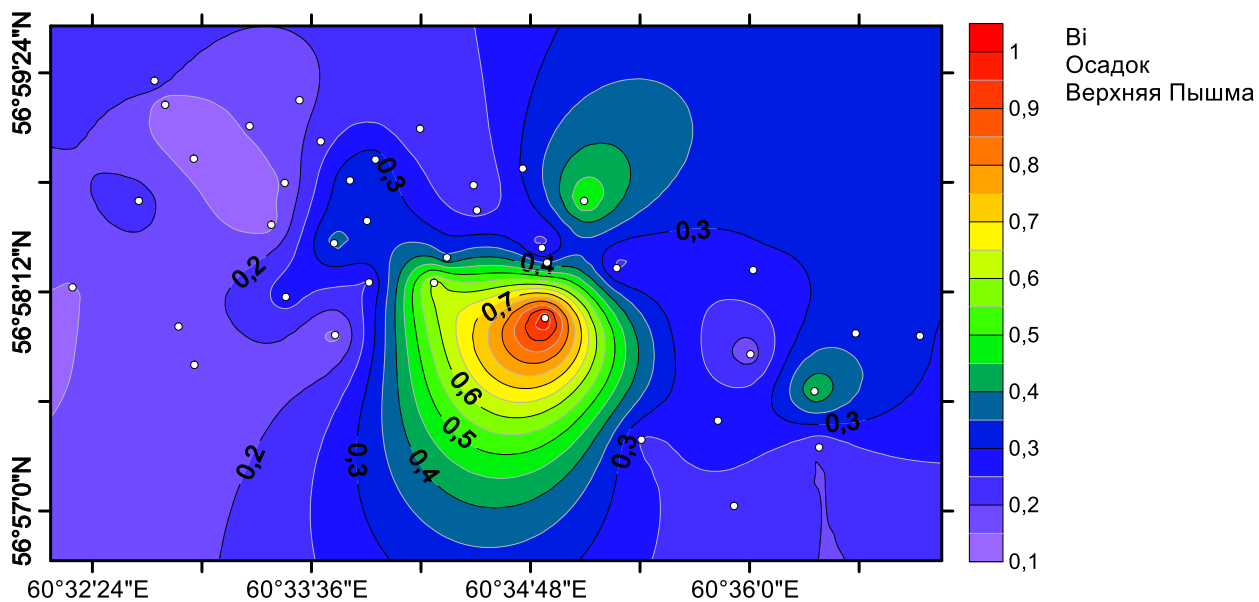
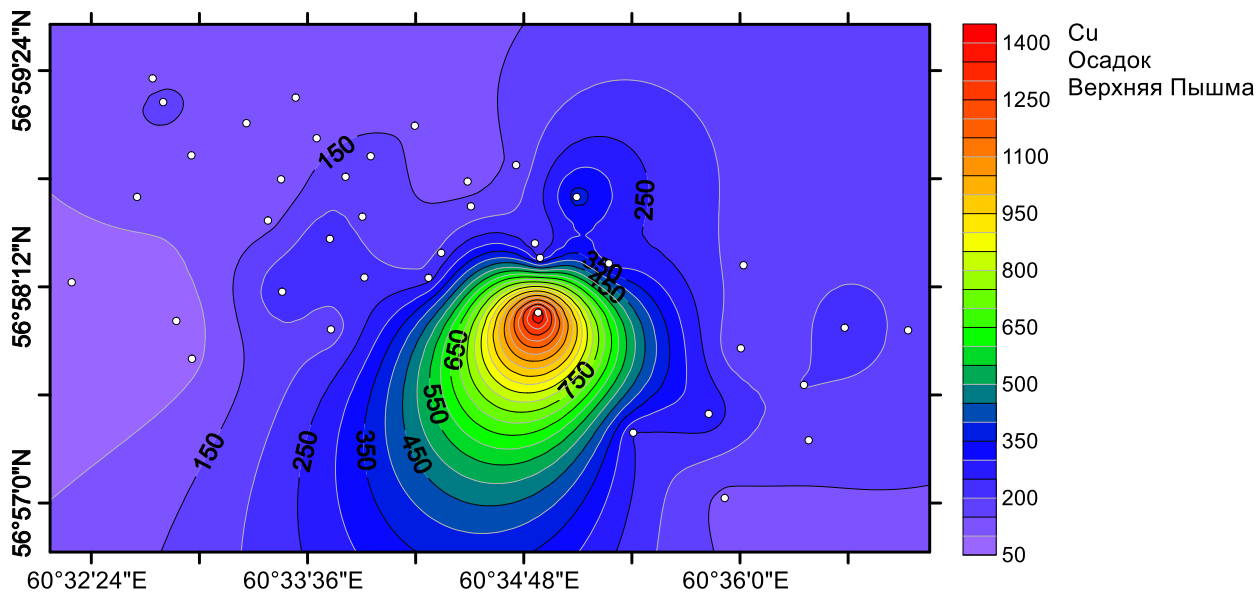


Серов



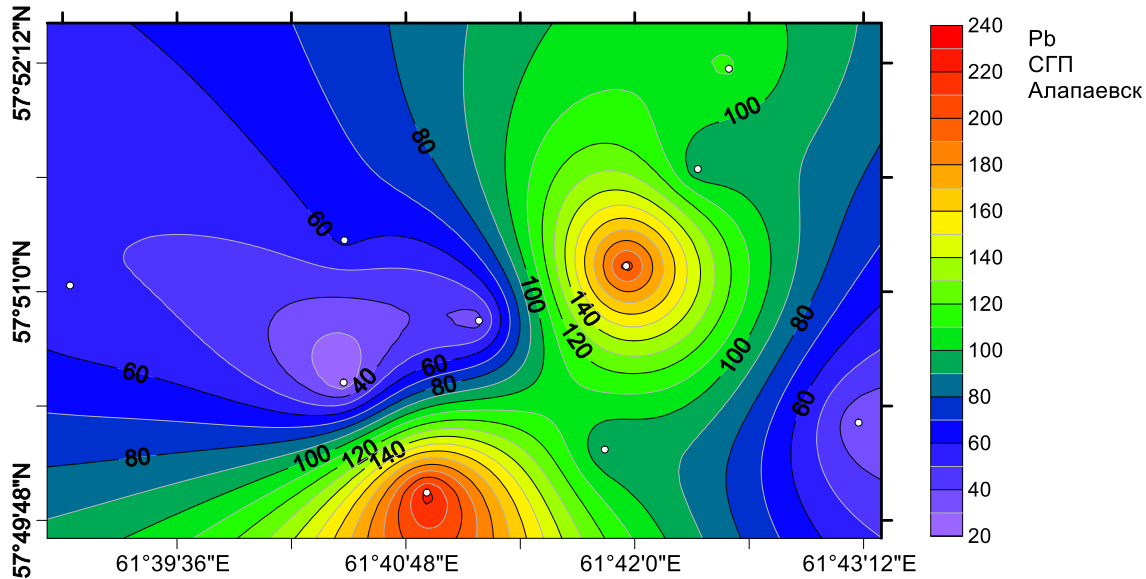
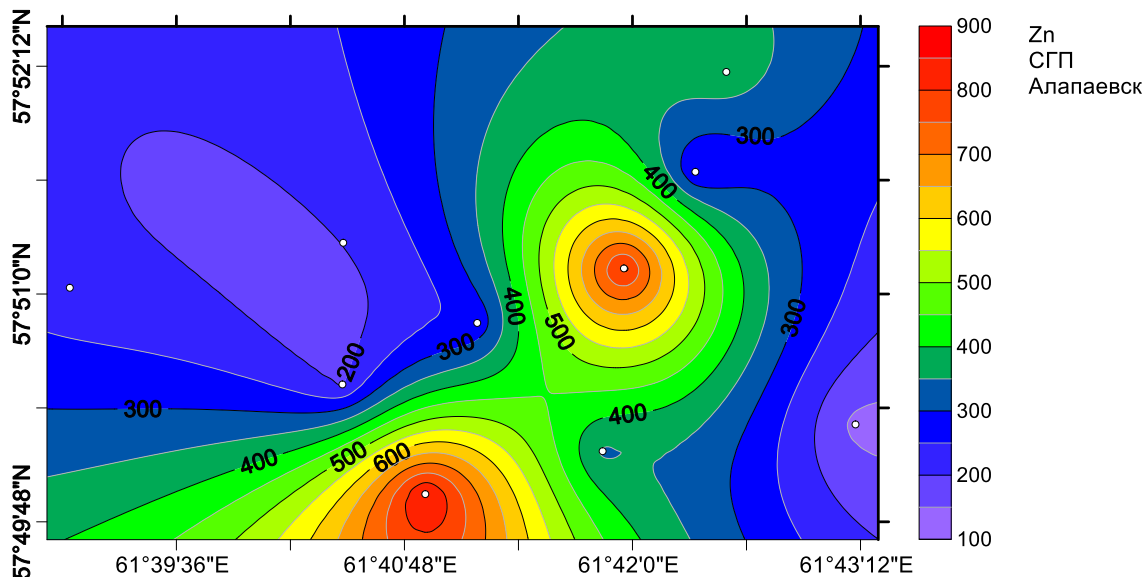
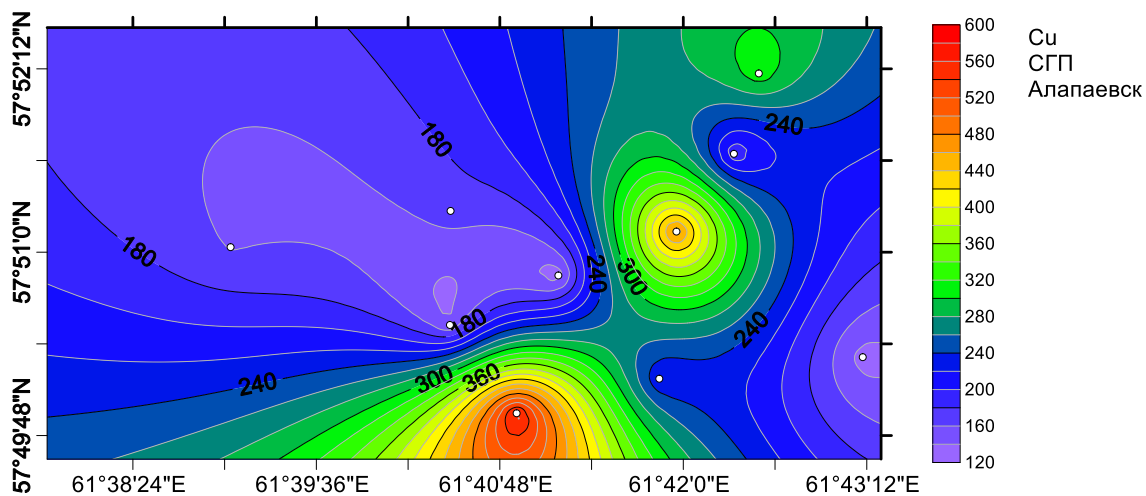


Верхняя Пышма

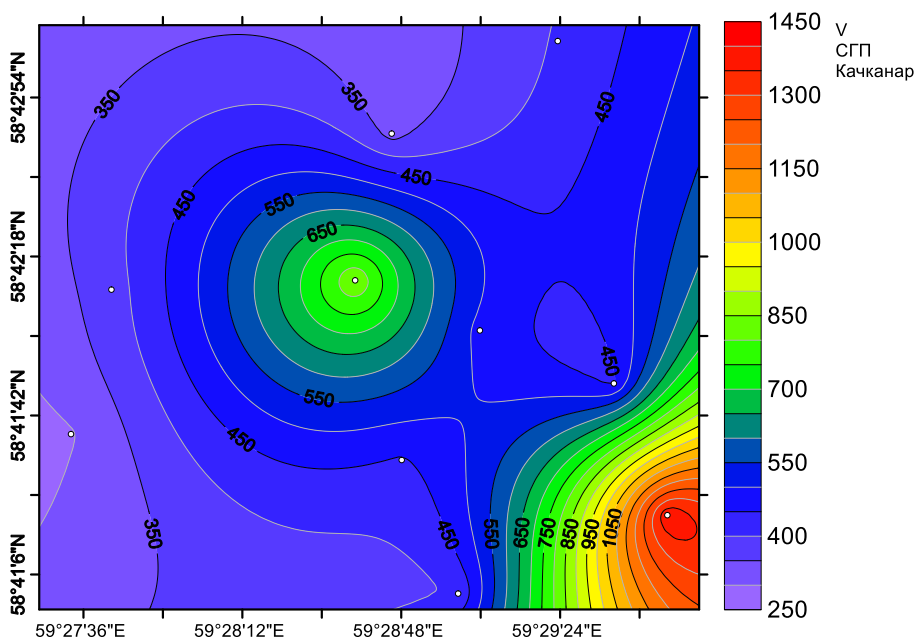
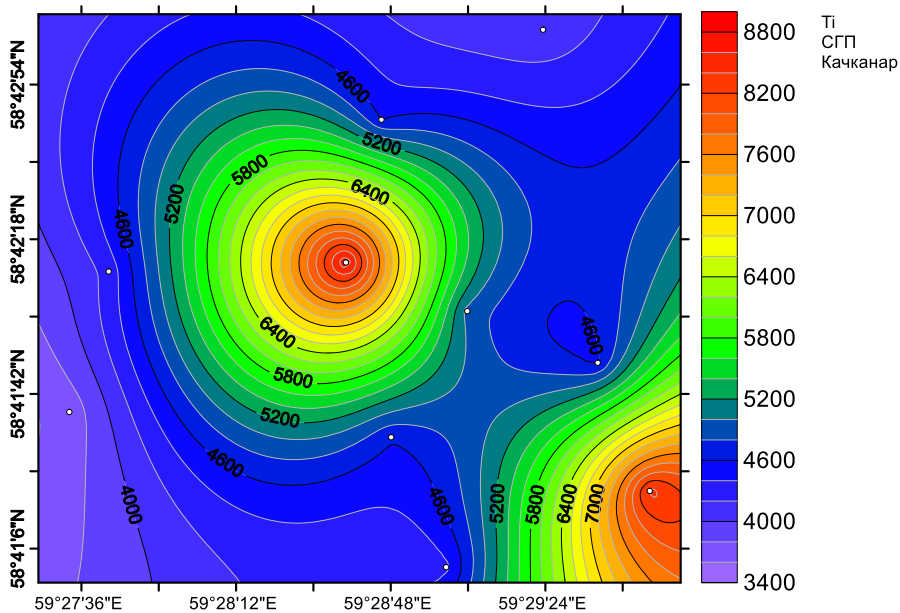
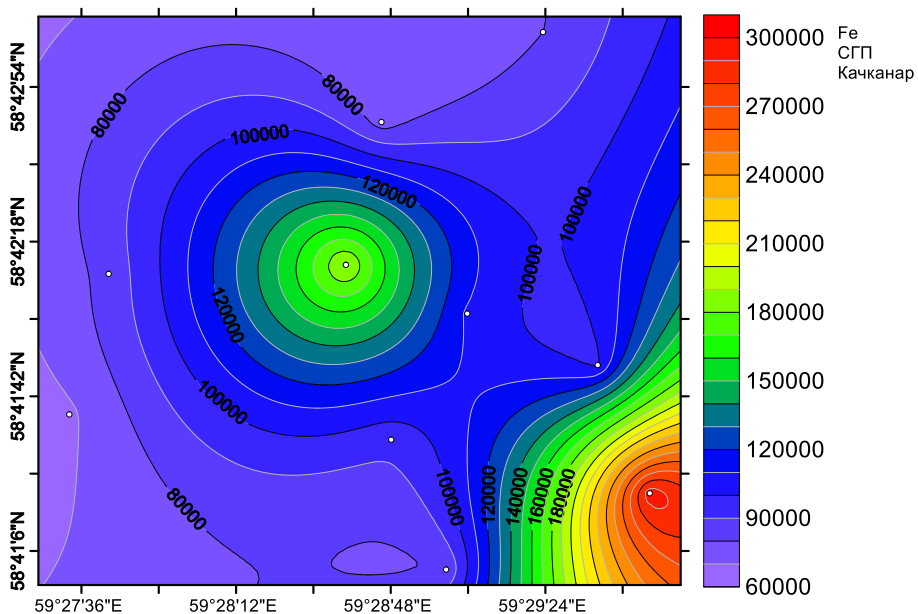


Приложение 2. Распределение концентраций элементов из ассоциаций, найденных в СГП исследованных городов (мг/кг)

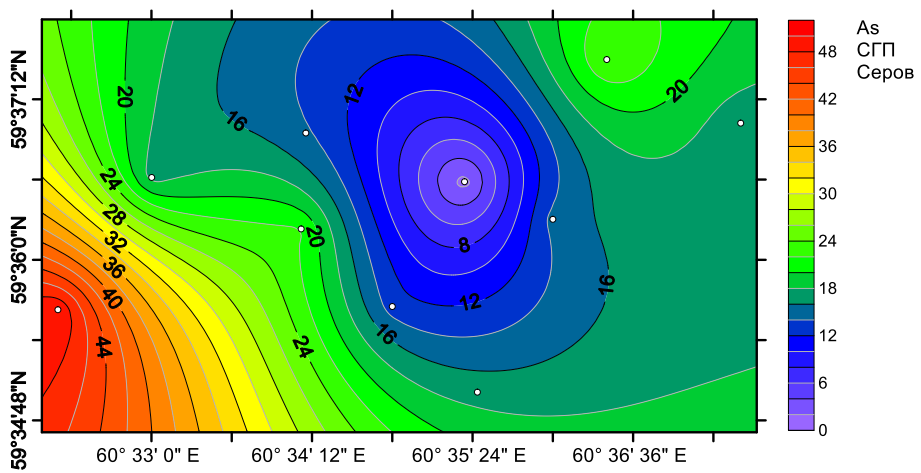
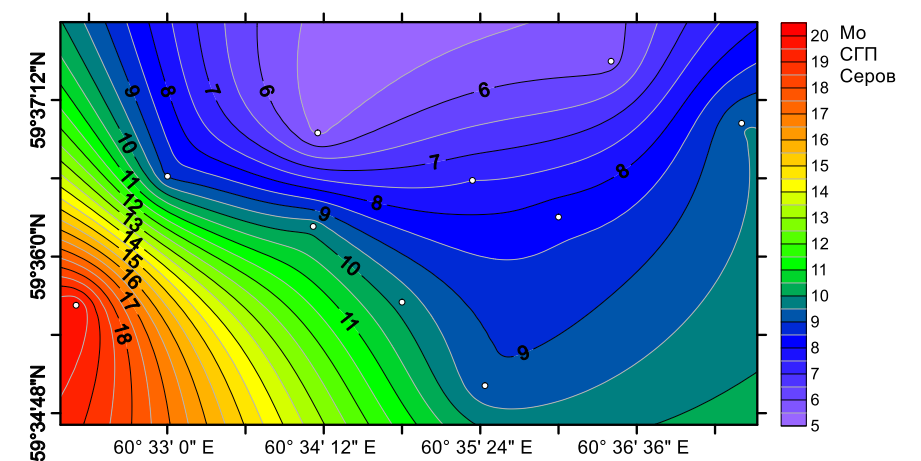
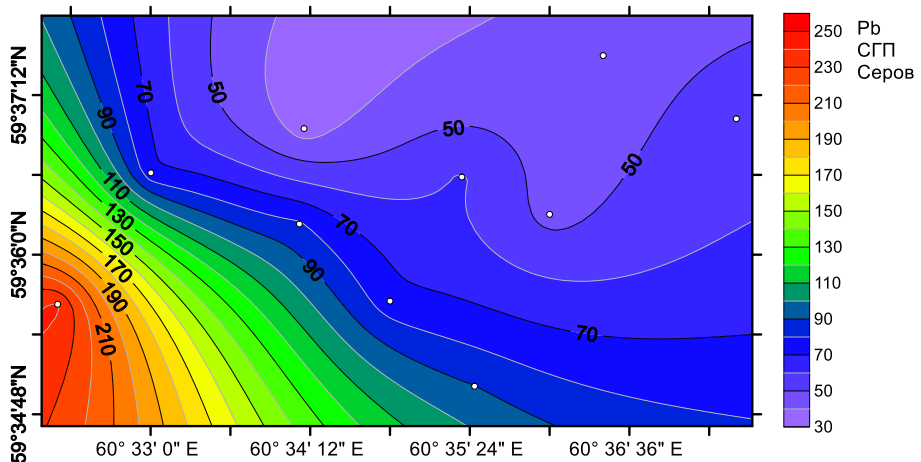
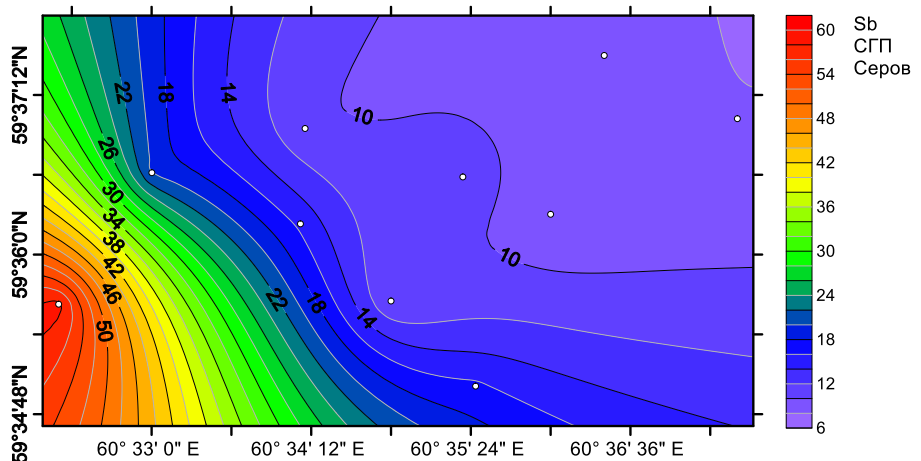
Алапаевск

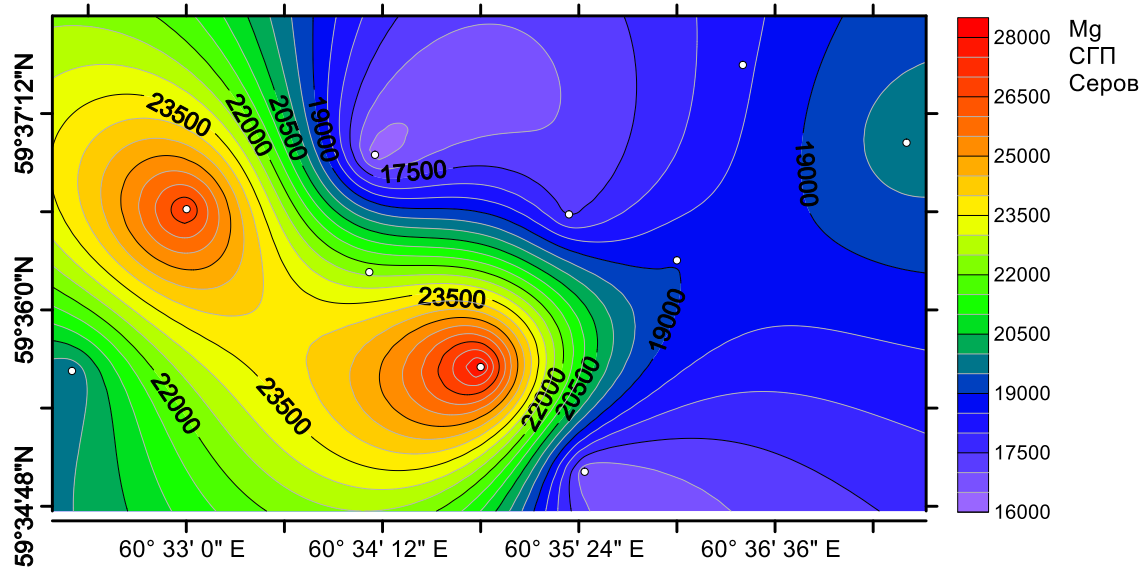
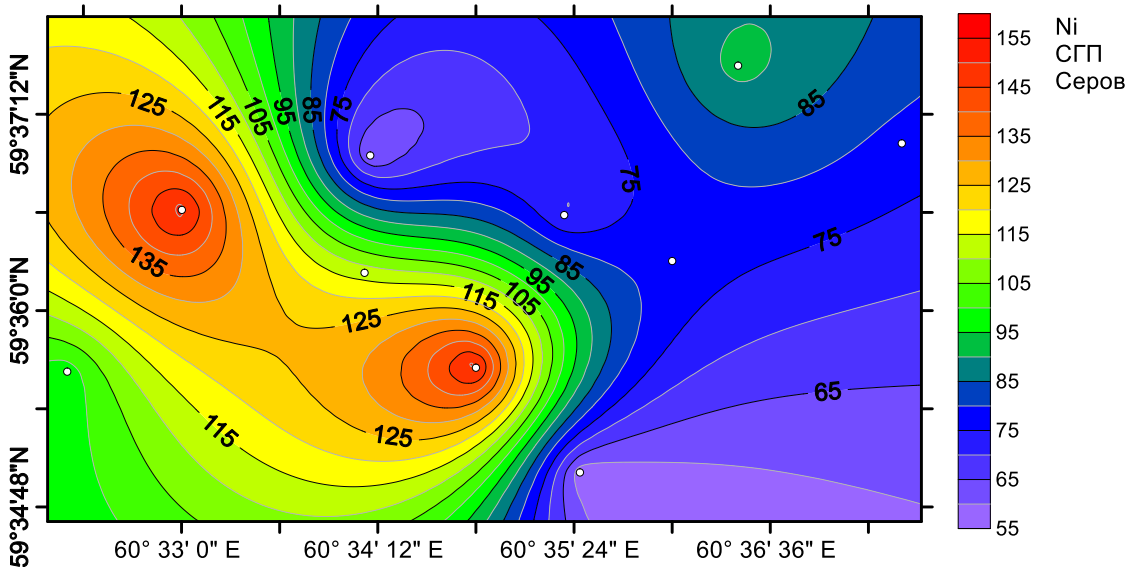
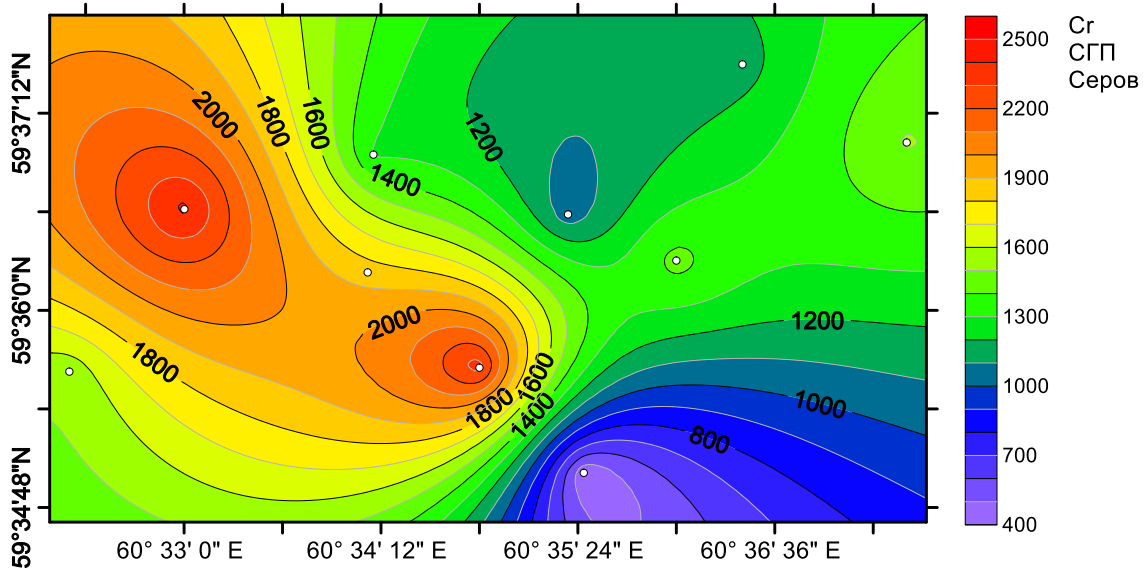


Качканар

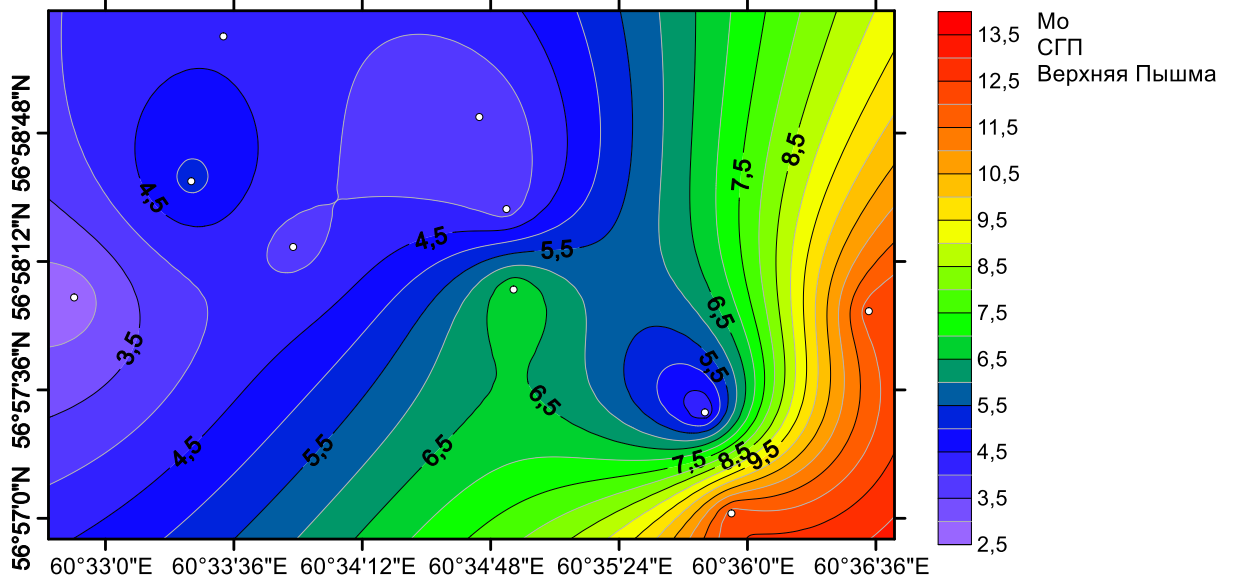
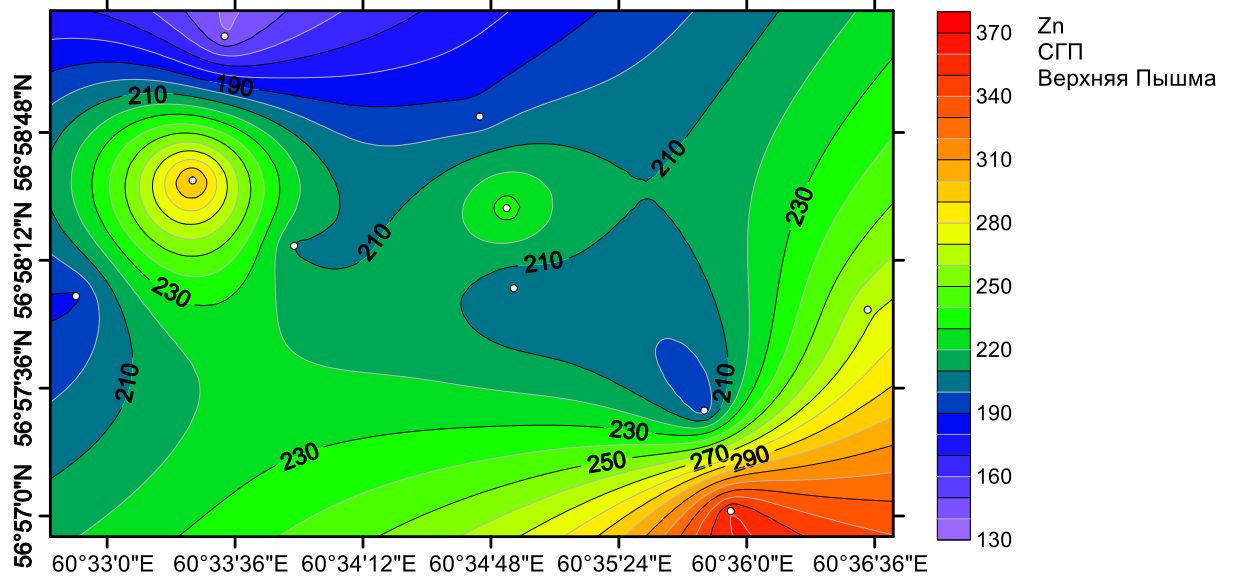
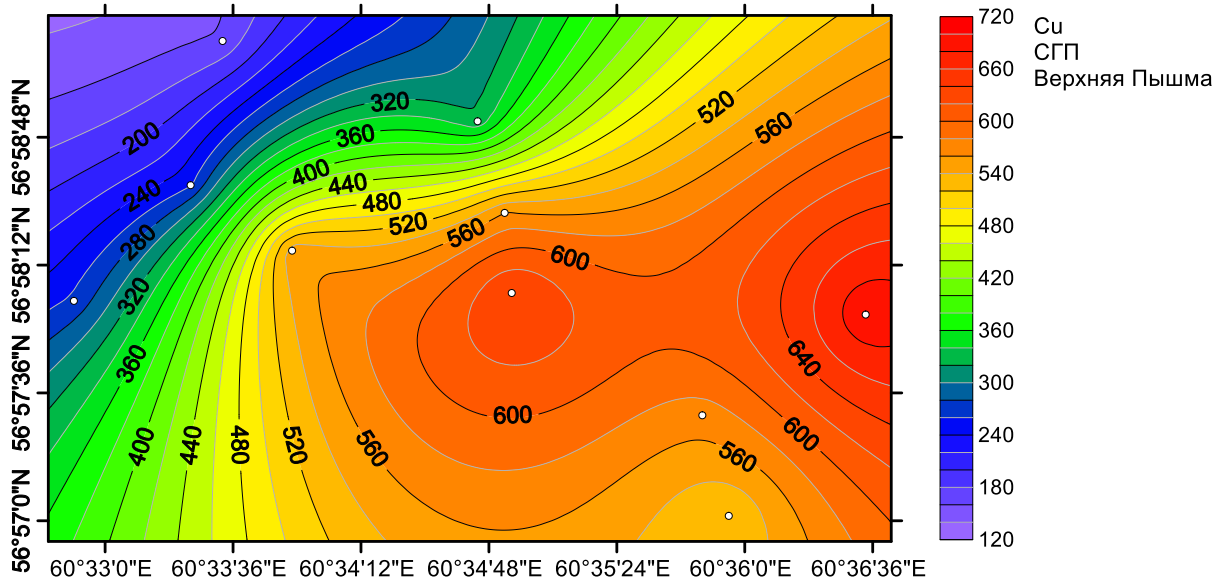


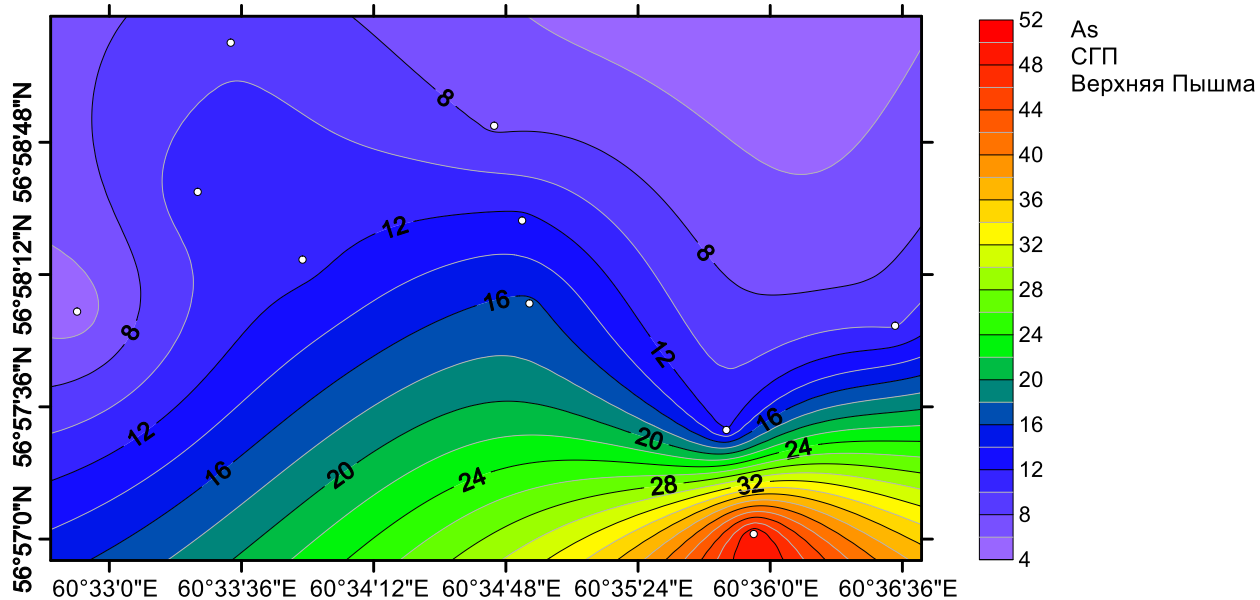
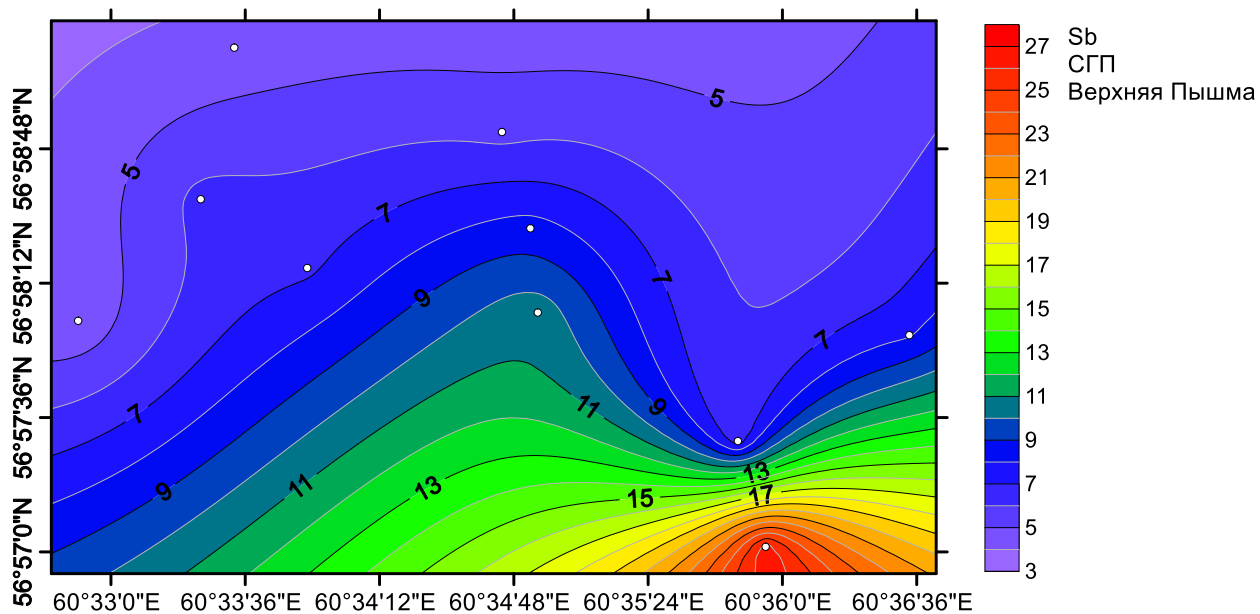
Серов





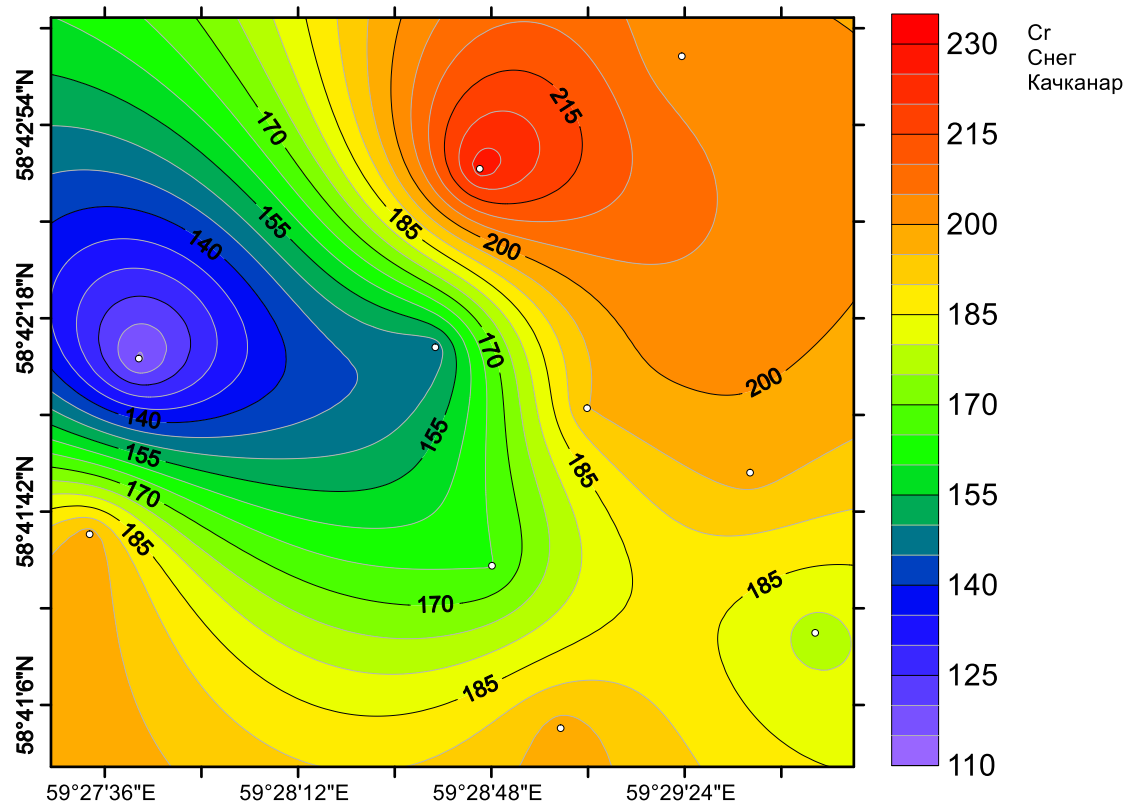
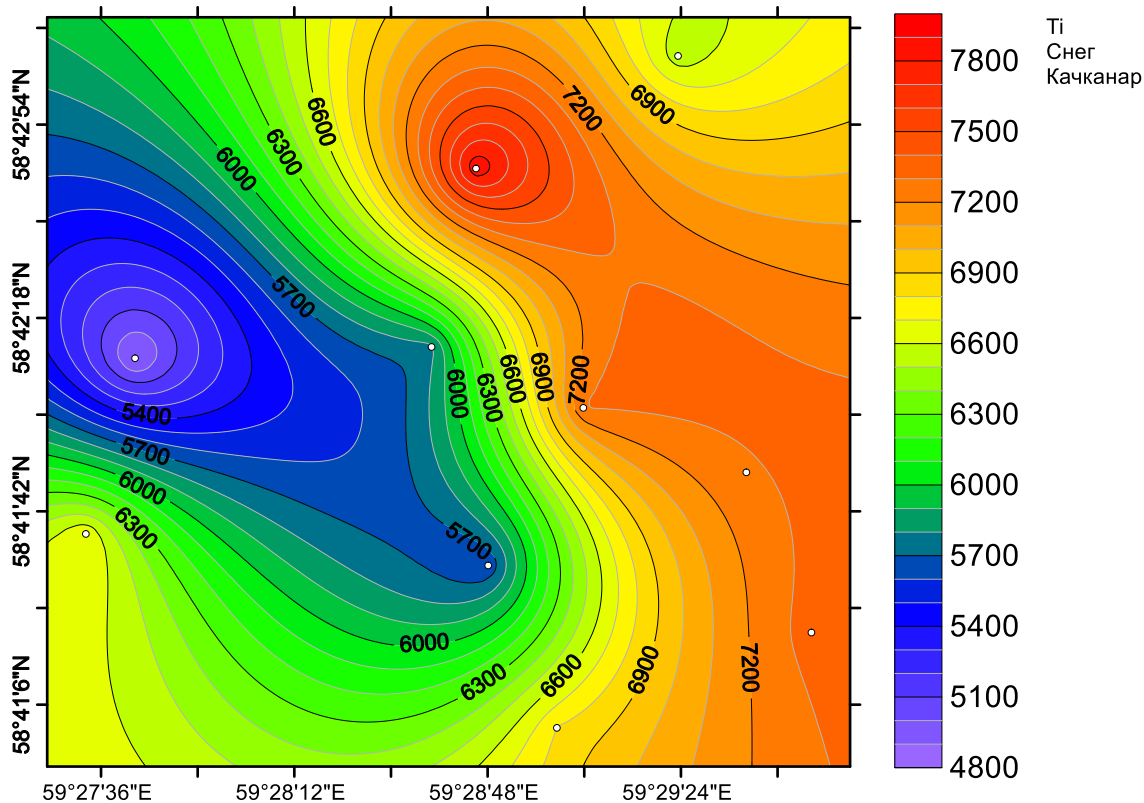
Верхняя Пышма

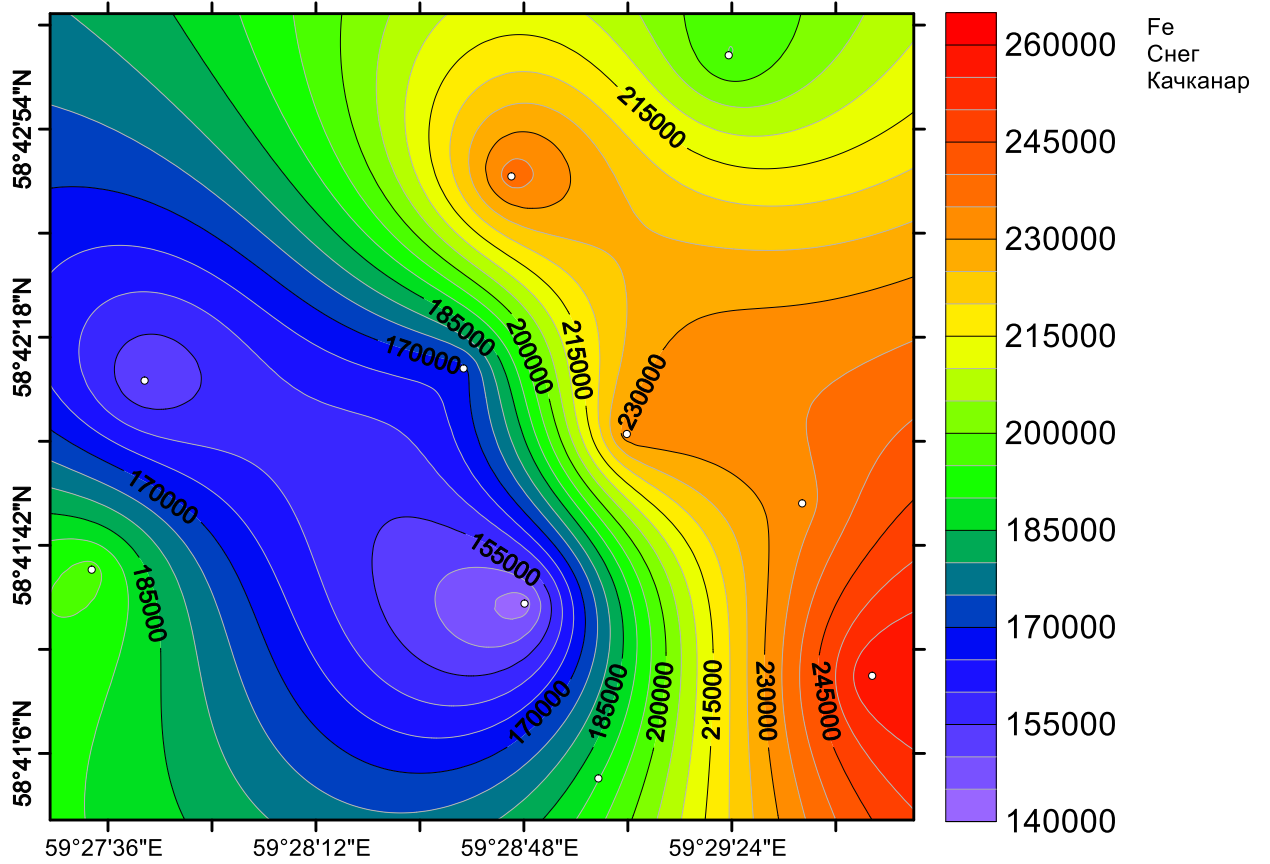
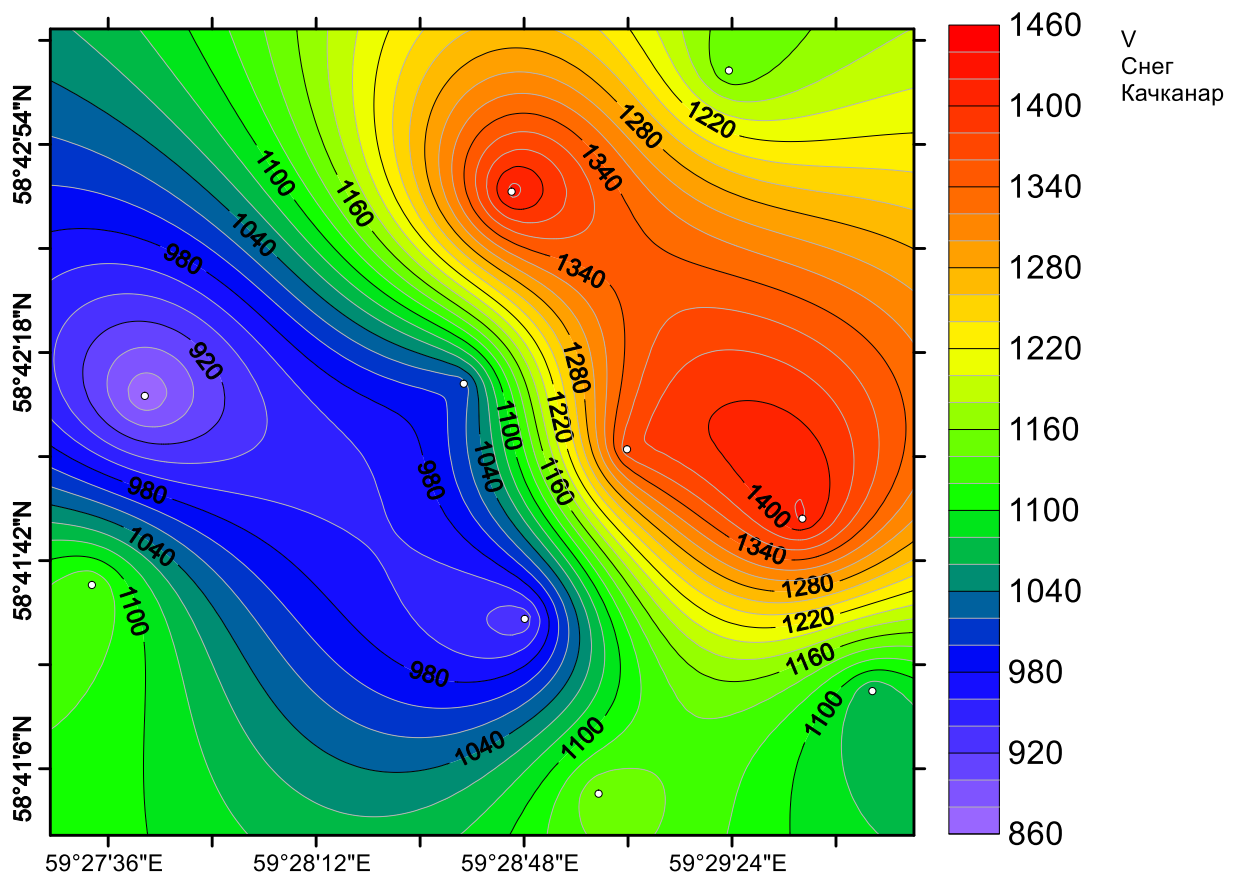


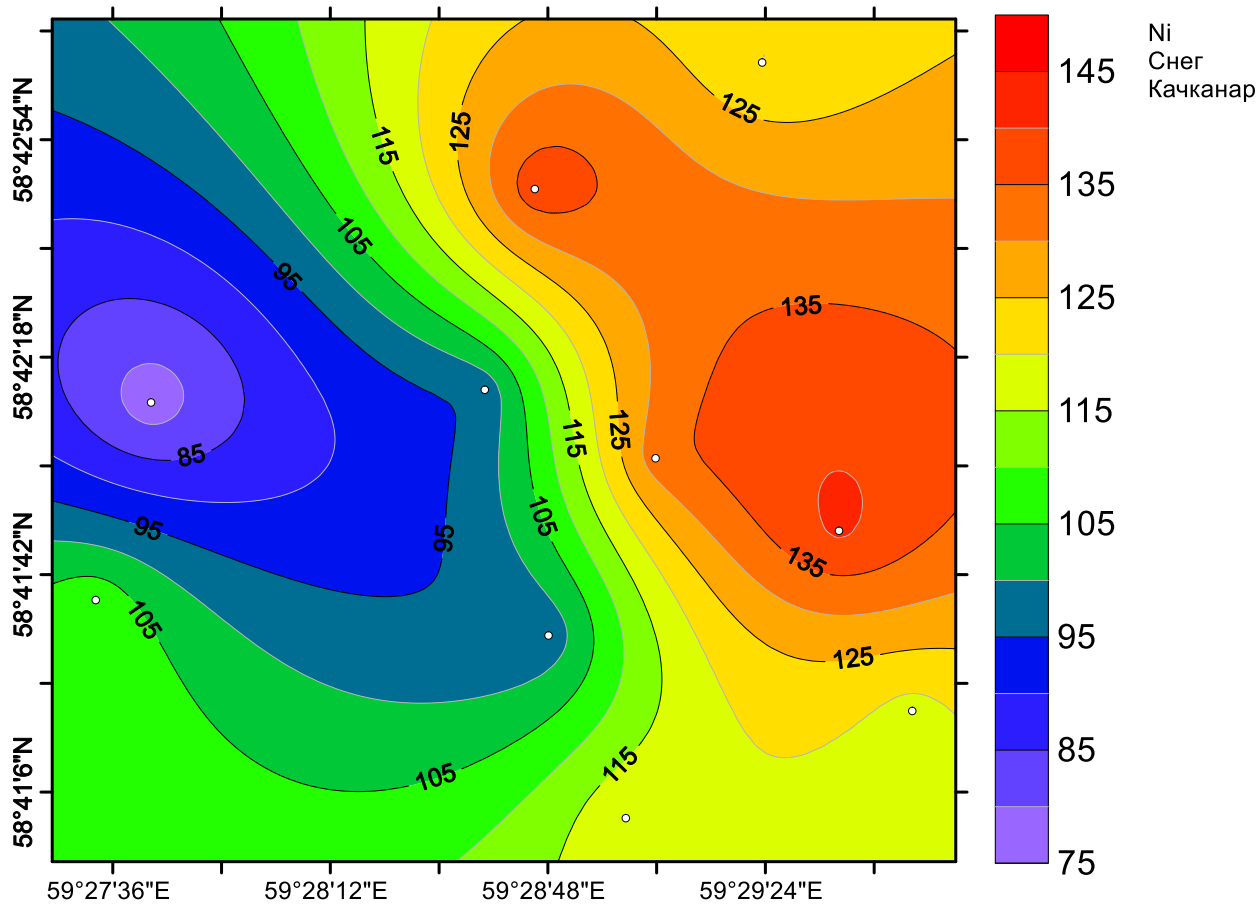


Приложение 2. Распределение значений атмосферных выпадений элементов из ассоциаций, найденных в снежном покрове исследованных городов (мкг/м² в сут.)

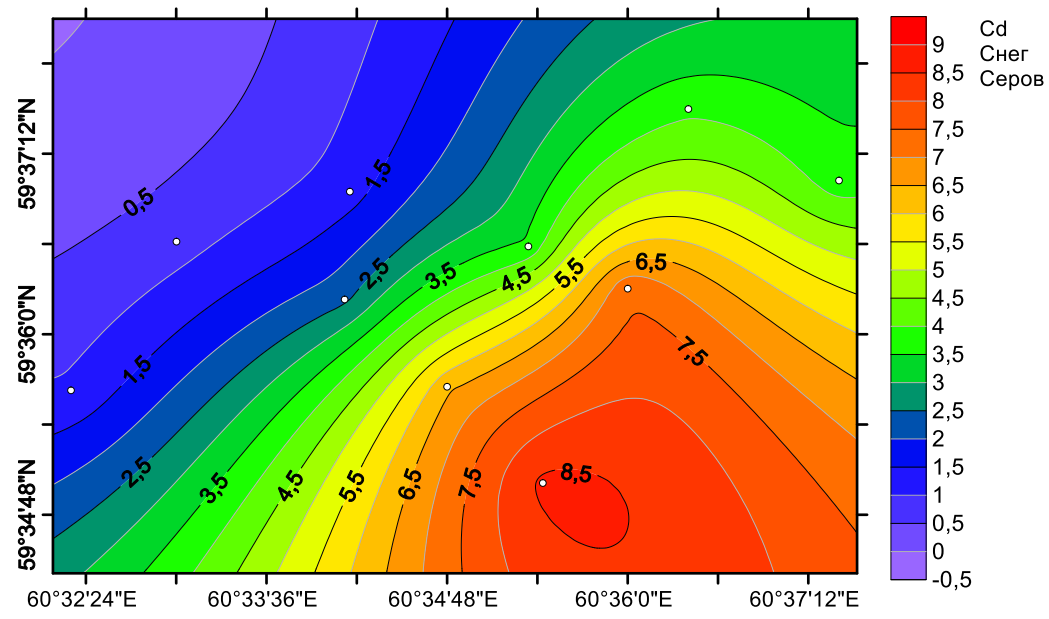
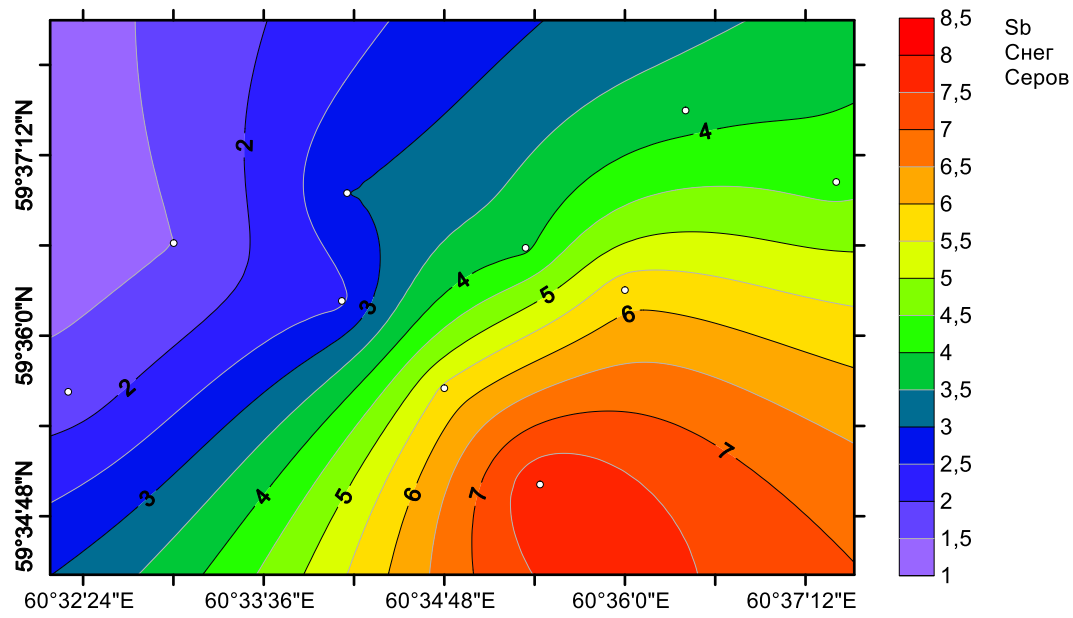
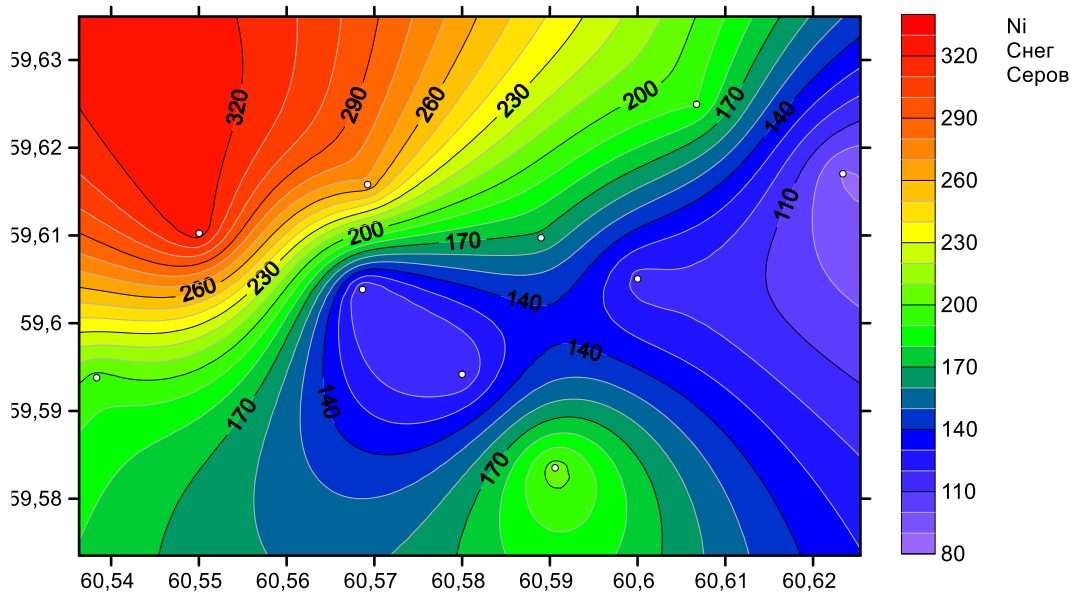
Качканар

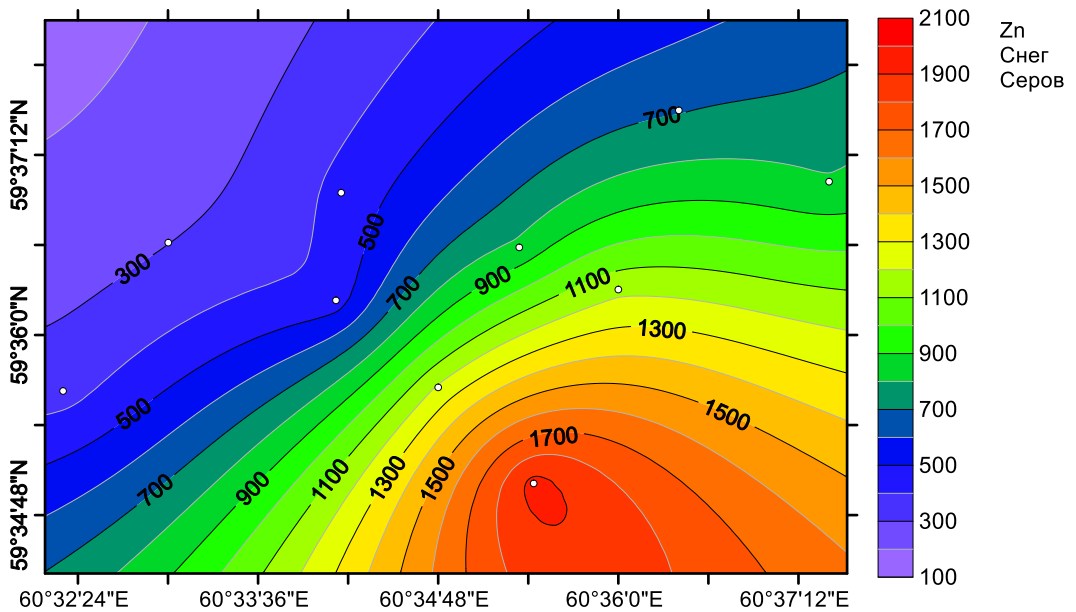
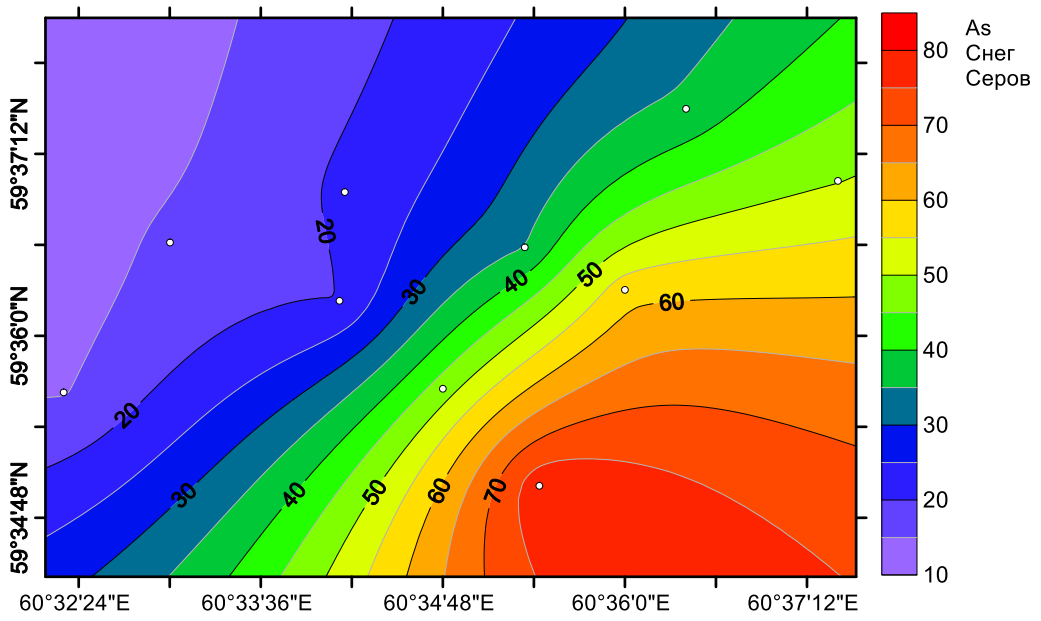
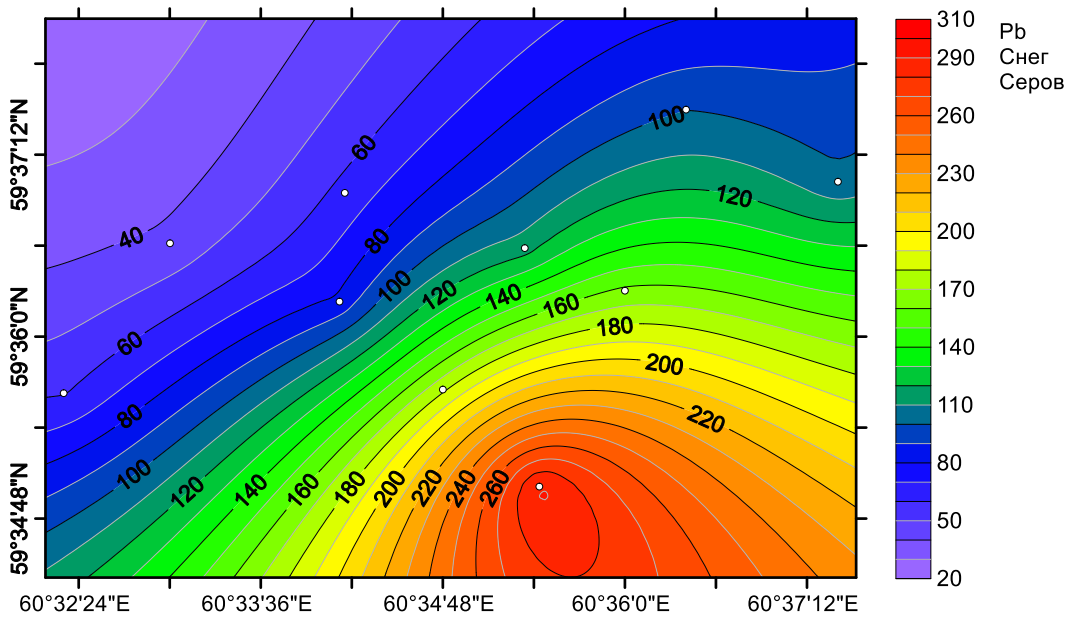


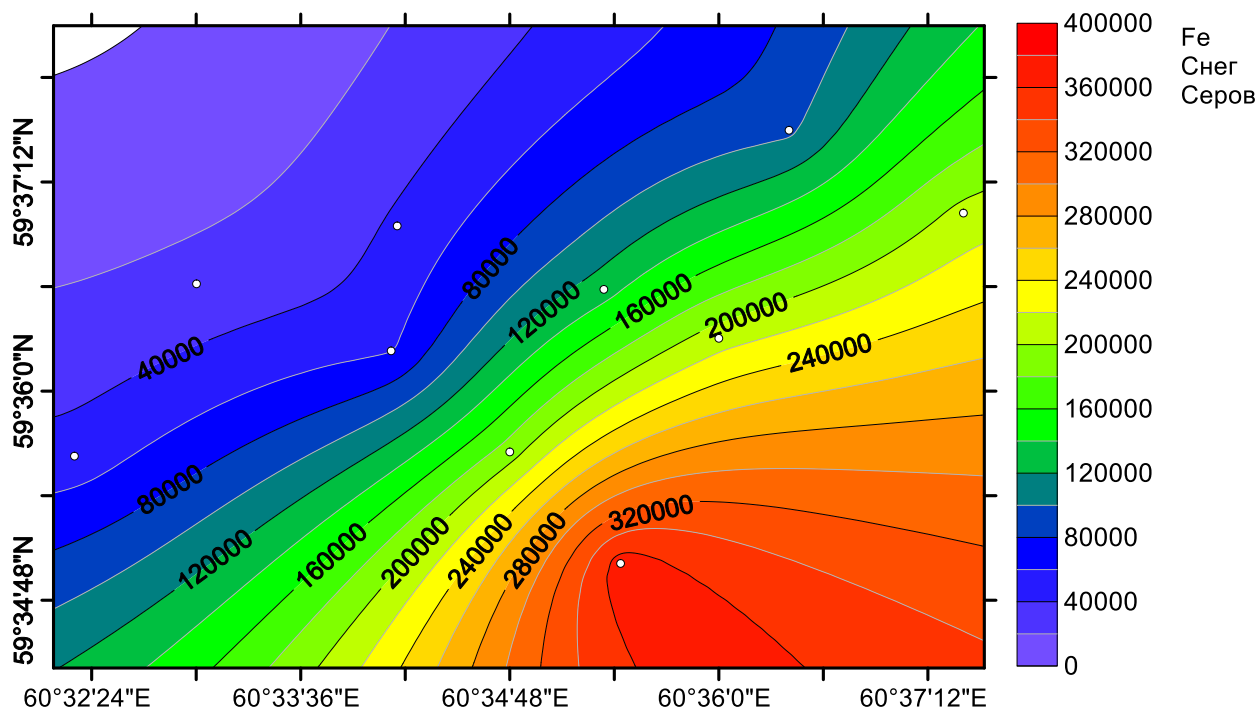




Серов







Верхняя Пышма

