

МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ  
ИМЕНИ М.В. ЛОМОНОСОВА  
ГЕОГРАФИЧЕСКИЙ ФАКУЛЬТЕТ

*На правах рукописи*

**Васильчук Джессика Юрьевна**

**Фракционирование тяжелых металлов и металлоидов в снеге,  
дорожной пыли, почвах и донных отложениях в бассейне реки  
Сетунь (юго-запад Москвы)**

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

**ДИССЕРТАЦИЯ**  
на соискание учёной степени  
кандидата географических наук

Научный руководитель:  
доктор географических наук, профессор, академик РАН  
Касимов Николай Сергеевич

Москва – 2023

## Оглавление

<b>Введение</b>	3
<b>Глава 1. Поведение тяжелых металлов и металлоидов в компонентах городских ландшафтов</b>	11
1.1. Химический состав снежного покрова как индикатор загрязнения атмосферы	11
1.2. Источники и поведение ТММ в дорожной пыли	14
1.3. ТММ в почвах и донных отложениях	17
<b>Глава 2. Объекты и методы исследований</b>	21
2.1. Физико-географические условия	21
2.2. Антропогенное воздействие на территорию бассейна	26
2.3. Методы исследования	28
<b>Глава 3. Тяжелые металлы и металлоиды в снежном покрове как индикаторы загрязнения в зимний период</b>	38
3.1 Макрокомпонентный состав снега	36
3.2. Растворенные формы ТММ в снежном покрове	42
3.3. Фракционирование ТММ в снеговой пыли	48
3.4. Соотношение растворенных и взвешенных форм ТММ в снеге и источники их поступления	58
<b>Глава 4. Фракционирование тяжелых металлов и металлоидов в дорожной пыли</b>	72
4.1. Физико-химические свойства дорожной пыли	72
4.2. Содержания тяжелых металлов и металлоидов в дорожной пыли и её фракциях	75
4.3. Идентификация источников поступления ТММ во фракции дорожной пыли	85
<b>Глава 5. Фракционирование тяжелых металлов и металлоидов в городских почвах и донных отложениях</b>	94
5.1. Физико-химические свойства почв и донных отложений бассейна р. Сетунь	94
5.2. Почвенно-геохимический фон	99
5.3. Распределение ТММ в почвах и донных отложениях различных функциональных зон	101
5.4. Фракционирование ТММ в придорожных почвах бассейна р. Сетунь	110
5.5. Фракционирование ТММ в донных отложениях	119
5.6. Идентификация источников ТММ во фракциях придорожных почв	122
5.7. Оценка загрязнения почв по санитарно-гигиеническим нормативам	128
<b>Глава 6. Сопряженный анализ ТММ в депонирующих средах</b>	134
6.1. Фракционирование обогащения ТММ в дорожной пыли, почвах и донных отложениях	134
6.2. Значение фракционирования элементов для оценки экологической опасности загрязнения компонентов городского ландшафта	137
6.3. Идентификация универсальных и частных индикаторов техногенного воздействия в компонентах ландшафтов	140
<b>Заключение</b>	146
<b>Список литературы</b>	148
<b>Приложения</b>	

## Введение

**Актуальность темы.** Одной из глобальных тенденций развития общества является урбанизация с увеличением роли мегагородов, которые представляют собой центры интенсивного импактного загрязнения среды из-за концентрации на небольших площадях населения, транспорта и промышленного производства. На территории городов формируются специфические городские ландшафты, сочетающие в себе природные и антропогенные компоненты, между которыми возникают искусственные геохимические потоки и формируются обширные аномалии загрязняющих веществ (Касимов и др., 2016).

Москва – один из самых крупных деловых и промышленных центров, а также крупнейший транспортный узел в стране, поэтому здесь постоянно ведутся исследования состояния почвенного покрова (Касимов и др., 2016; Ачкасов и др., 2013; Кошелева, Никифорова, 2011; Никифорова и др., 2010; Прокофьева, Попутников, 2010; Прикладная геохимия, 2004; Ладонин, Пляскина, 2009; Агапкина и др., 2007; Макаров 2014; Яшин и др., 2014; Кошелева, Цыхман, 2018; Romzaykina et al., 2020) и других компонентов ландшафта, таких как растительность (Ладонина и др., 1999; Никифорова и др., 2010), снег (Еремина, Григорьев, 2010; Никифорова и др., 2014; Ермаков и др., 2014), атмосферные аэрозоли (Кузнецова и др., 2014; Zappi et al., 2023, Serdyukova et al., 2023), дорожная пыль (Ermolin et al., 2018; Прокофьева и др., 2015; Kolesnikova et al., 2023, Vlasov et al., 2023) и донные отложения (Крамер, 2015; Янин, 2018). Необходимость проведения новых исследований обуславливается постоянными изменениями структуры землепользования, которые возникают в условиях развития города. Для Новой Москвы, например, было показано, что площади лесных массивов и сельскохозяйственных угодий за последние 30 лет снизились на 3,5% и 4%, а площадь городской застройки увеличилась в два раза (Vasenev et al., 2019). В восточном округе Москвы проведены обширные исследования содержания тяжелых металлов и металлоидов (ТММ) дорожной пыли, в том числе в различных гранулометрических фракциях (Власов, 2015; Власов и др., 2015; Касимов и др., 2016; Kasimov et al., 2020). Ранее проводились исследования элементного состава дорожной пыли Западного округа Москвы (Рыжов и др., 2016; Набелкина, Кошелева 2018; Восток–запад Москвы..., 2016), который частично входит в исследуемый бассейн. Однако, комплексного анализа фракционирования элементов в микрочастицах снеговой и дорожной пыли, почв и донных отложений в пределах городского урбанизированного бассейна на территории Москвы и Новой Москвы ранее не проводилось.

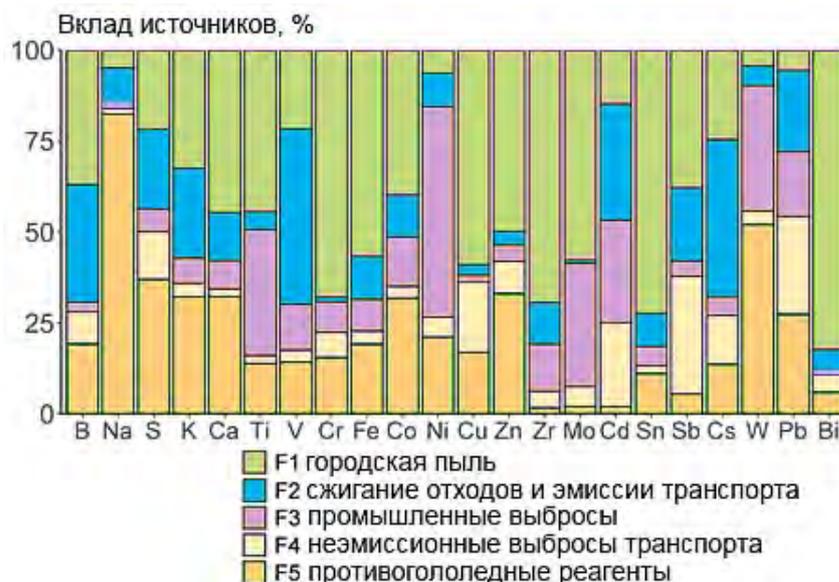
Тяжелые металлы и металлоиды – одни из наиболее опасных и токсичных загрязнителей. К ТММ относятся элементы с атомной массой больше 23 за исключением неметаллов, благородных газов и галогенов (Водяницкий, 2009). Основным источником поступления ТММ в

живые организмы помимо пищи и воды являются аэрозоли, то есть взвешенные в атмосферном воздухе твёрдые частицы и капли жидкости. Исследования химического состава аэрозолей начались в 1950-х годах вместе с изучением «фотохимического смога», образующегося в атмосфере городов при фотохимических реакциях летучих органических соединений, твердых частиц и газов, поступающих в атмосферу в основном с выбросами автотранспорта (Aerosol ..., 2000). Интерес к мелкодисперсным взвешенным частицам или particulate matter (PM) возрос в 1990-х годах при изучении атмосферных аэрозолей в США (Dockery, Pope, 1996). В дальнейшем была показана необходимость мониторинга тонких фракций и в России (Popovicheva et al., 2012; Ревич, 2018). Частицы PM<sub>150</sub> (Gunawardana et al., 2014), а также более мелкие PM<sub>10</sub> и PM<sub>2.5</sub> (Gao et al., 2023) обогащены ТММ за счет большей удельной площади поверхности, сорбционной емкости, емкости катионного обмена, увеличения количества органического вещества и содержания глинистых минералов с одновременным снижением доли кварца в минералогическом составе по сравнению с более крупными частицами. В зависимости от размерности выделяются крупные частицы от 2,5 до 10 мкм диаметром (PM<sub>2.5-10</sub>) и мелкие частицы менее 2,5 мкм диаметром (PM<sub>2.5</sub>). В последнее время все чаще рассматриваются частицы PM<sub>1</sub> (Chen et al., 2017), которые могут составлять до 80% фракции аэрозолей PM<sub>2.5</sub> (Wang et al., 2015). Крупные частицы PM<sub>2.5-10</sub>, проникают по бронхиальному дереву и накапливаются в тканях лёгких, а частицы PM<sub>2.5</sub> попадают непосредственно в легочные альвеолы и бронхиолы и далее в кровеносную систему, что провоцирует сердечно-сосудистые заболевания (Tager, 2005).

Именно тонкие частицы наиболее обогащены ТММ (Gao et al., 2023), поэтому в геохимических исследованиях повышенное внимание уделяется изучению химического состава фракций дорожной пыли и почв диаметром 1 мкм и менее (ил) и 10 мкм и менее (физическая глина), являющихся важными источниками поступления загрязненных частиц в атмосферу городов (Acosta et al., 2009; Amato et al., 2009; Касимов и др., 2016; Padoan et al., 2017; Lanzerstorfer, 2018; Alves et al., 2018, 2020; Zhang et al., 2019; Tian et al., 2019; Lanzerstorfer, Logiewa, 2019; Kasimov et al., 2020). Таким образом изучение фракционирования ТММ в микрочастицах является актуальной проблемой геохимии ландшафтов.

При исследовании загрязнения окружающей среды в городах основные задачи связаны с индикацией источников и определением вклада этих источников. Для этого в науках о земле используется подход “source apportionment” (Lenschow et al., 2001; Thunis et al., 2020), который связан с различными методами моделирования. Часто применяется PCA/APCS-MLR – метод главных компонент с расчетом абсолютных оценок главных компонент и множественных линейных регрессий (Thurston, Spengler, 1985). Технология «source apportionment» используется для широкого диапазона поллютантов и сред. В атмосферном воздухе городов исследуется

непосредственное содержание фракций  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  и  $PM_{10}$  и их элементный состав (Amato et al., 2009). Изучение фракционирования ТММ в депонирующих средах (снеговой и дорожной пыли, почвах, донных отложениях) позволяет оценить уровни экологической опасности микрочастиц и источники поступления в них поллютантов. По данным PCA/APCS-MLR более 50% Cr, Fe, Cu, Zr, Mo, Sn, Bi в частицах  $PM_{10}$  аэрозолей Москвы поступает из городской в том числе дорожной и строительной пыли (рис. 1), загрязненных почв и частиц минеральных грунтов (Serdyukova et al., 2023).



**Рис. 1.** Источники поллютантов в частицах  $PM_{10}$  аэрозолей Москвы (Serdyukova et al., 2023)

Дорожная пыль и почвы часто выделяются как единый источник, либо фактор поступления твердого вещества в атмосферу (Miller-Shulze et al., 2015; Alastuey 2016; Zappi et al., 2023; Ioannidou et al., 2023, Serdyukova et al., 2023) наряду с противогололедными реагентами, эмиссионными и неэмиссионными выбросами транспорта, выбросами промышленности. Отдельные исследования показывают, что загрязнение дорожной пыли и почв городов формируются под воздействием разных источников (Candeias et al., 2020; Deng et al., 2020; Vlasov et al., 2023).

Одним из информативных объектов при выявлении техногенного загрязнения атмосферы является снежный покров. Изучение его состава позволяет выявить зоны загрязнения и количественно рассчитать поставку ТММ в течение периода с устойчивым снежным покровом (Василенко и др., 1985; Лычагин, Исаченкова 1987; Viklander, 1996, 1999; Telmer et al., 2004, Таловская, 2022; Московченко и др., 2022). В отсутствие снежного покрова информативным индикатором загрязнения атмосферы может служить дорожная пыль. Помимо атмосферных выпадений, источниками поступления тяжелых металлов в дорожную пыль служат частицы придорожных почв, грунтов, продукты абразии дорожного покрытия и разметки, истирания шин

и тормозных колодок автотранспорта, коррозии металлических частей автотранспорта, остатки противогололедных смесей и измельчённого мусора (Fergusson et al., 1980; Adachi, Tainosho 2004; Iijima et al., 2007; Murakami et al., 2007; Irvine et al., 2009; Пляскина, Ладонин 2009; Limbeck, Puls, 2011; Nazzal et al., 2013). Техногенными носителями ТММ в аэралью загрязнённых почвах могут служить такие соединения, как магнетит, сульфиды, фосфаты (Водяницкий, 2014). Почвы благодаря своим биогеохимическим свойствам и большой активной поверхности тонкодисперсной части являются важнейшей депонирующей средой для поллютантов на пути их миграции из атмосферы города в грунтовые воды и речную сеть (Stroganova et al., 1997) и, следовательно, в донные отложения (Lee et al 2003; Zeng et al 2019). Донные отложения в свою очередь отражают воздействие различных источников загрязнения, в том числе и снос материала с водораздельных поверхностей (Янин, 2018, Ahilan et al., 2018; Arnous, Hassan 2006; Chen et al., 2021).

Под термином «фракционирование» в настоящей работе подразумевается распределение концентраций ТММ по гранулометрическим фракциям, рассмотрены наиболее опасные с экологической точки зрения частицы  $PM_{10}$  и  $PM_{1-10}$ .

Диссертационное исследование выполнялось в рамках проекта РНФ № 19–77–30004 «Технология оценки экологического состояния Московского мегаполиса на основе анализа химического состава микрочастиц в системе «атмосфера–снег–дорожная пыль–почвы–поверхностные воды» (Мегаполис)», проекта «Мегаполис как остров загрязнения и тепла: междисциплинарный гидроклиматический, геохимический и экологический анализ» и гранта РГО «Москва-река от истоков до устья: гидролого-геохимическая оценка экологического состояния», в которых бассейн р. Сетунь рассматривался как модельный городской бассейн для эколого-геохимической оценки.

**Цель работы** – проанализировать распределение тяжелых металлов и металлоидов во фракциях снеговой и дорожной пыли, придорожных почв и донных отложений в бассейне р. Сетунь.

Для достижения этой цели были поставлены следующие **задачи**:

1. Оценить уровни накопления и источники растворенной и взвешенной форм ТММ в снеге и его фракции  $PM_{10}$ .
2. Провести эколого-геохимическую оценку накопления и источников ТММ в дорожной пыли и её фракциях  $PM_{10}$  и  $PM_{1-10}$ .
3. Охарактеризовать фракционирование и источники ТММ в микрочастицах придорожных почв

4. Изучить аккумуляцию ТММ во фракциях  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  донных отложений.
5. Выполнить интегральную оценку загрязнения микрочастиц в компонентах ландшафтов городского бассейна

**Материалы и методы исследования.** Методологическую основу исследования составили работы отечественных и зарубежных ученых в области геохимии ландшафтов (А.И. Перельман, М.А. Глазовская, Н.С. Касимов и др.), экогеохимии городских ландшафтов (Ю.Е. Саг, Е.П. Сорокина, Н.С. Касимов, Е.М. Никифорова, Н.Е. Кошелева, M. Birke, U. Rauch и др.), геохимии снежного покрова и дорожной пыли (В.Н. Василенко, Н.Ф. Глазовский, M. Viklander, F. Amato и др.), географии, химии и геохимии почв (М.И. Герасимова, М.Н. Строганова, Т.В. Прокофьева, Г.В. Мотузова, A. Tessier, A. Kabata-Pendias и др.). Работа основывается на данных, полученных автором в ходе полевых работ, проведенных в 2019-2021 гг. в бассейне р. Сетунь (отбор проб пыли, почв, снега).

**Научная новизна.** В работе решена важная для геохимии ландшафтов задача – изучено содержание ТММ в микрочастицах снеговой и дорожной пыли, придорожных почв и донных отложений на территории урбанизированного водосборного бассейна р. Сетуни. Впервые проведены сопряженные исследования состава фракций  $PM_{10}$  снеговой пыли и  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  дорожной пыли, почв и донных отложений. Для изученной территории впервые установлены факторы накопления ТММ в микрочастицах придорожных почв и дорожной пыли и рассчитаны вклады факторов в поступление поллютантов в депонирующие среды. Исследован широкий спектр тяжелых металлов и металлоидов, в том числе слабоизученные в геохимическом плане Sb, As, Mo, Bi, W. Новым результатом является определение состава ТММ гранулометрических фракций донных отложений и снеговой пыли. Введен новый аддитивный коэффициент для оценки загрязнения ТММ фракций депонирующих сред.

**Личный вклад соискателя.** В основе работы лежат авторские исследования, проводимые с 2019 г. на кафедре геохимии ландшафтов и географии почв географического факультета МГУ им. М. В. Ломоносова. Автором проведено полевое опробование и пробоподготовка образцов почв, пыли, снега, в которых автором выделены фракции  $PM_1$ ,  $PM_{1-10}$ . Автором самостоятельно проведены измерения органического углерода, рН, электропроводности, гранулометрического состава, составлен иллюстративный и табличный материал, выполнен анализ литературных источников. При проведении лабораторных работ уточнена и применена методика выделения из почв и пыли фракций  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$ . Статистическая обработка и обобщение полевых и лабораторных материалов и основанные на них эколого-геохимические оценки накопления

тяжелых металлов и металлоидов во фракциях депонирующих компонентов ландшафтов бассейна р. Сетунь выполнены автором.

**Положения, выносимые на защиту:**

1. В снежном покрове бассейна р. Сетунь влияние автотранспорта приводит к увеличению минерализации снеговых вод, доли взвешенных форм ТММ и содержания твердых частиц по сравнению с фоновой территорией. Фракция  $PM_{10}$  снеговой пыли обогащена Sb, Cu, Cd, Bi, Zn, Pb и W.
2. В дорожной пыли уровень загрязнения ТММ с уменьшением размера фракции от  $PM_{1000}$  до  $PM_1$  увеличивается от среднего и высокого до очень высокого уровня. Обогащение фракций  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  Sb, Bi, Zn, Cu и Sn связано с транспортными выбросами, а As с промышленными выбросами и поступлением из загрязненных почв.
3. В придорожных почвах и их фракциях  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  суммарное загрязнение уменьшается по сравнению с дорожной пылью до среднего и высокого уровня. Cd, Sb и Zn поступают во фракцию  $PM_{1-10}$  почв преимущественно из дорожной пыли, а во фракцию  $PM_1$  – с транспортными выбросами
4. В бассейне р. Сетунь промышленное и транспортное воздействие привело к загрязнению фракций  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  донных отложений рек Cd, Sb, Cu и Zn.
5. Во фракции  $PM_{10}$  снеговой и дорожной пыли, почв и донных отложений выявлена универсальная геохимическая ассоциация Cd-Sb-Zn, обусловленная транспортными и промышленными выбросами.

**Степень достоверности результатов.** Достоверность результатов исследования обеспечена проработкой научной литературы по теме работы, представительным количеством проб и большим массивом геохимических данных, полученных в аккредитованных лабораториях. Обогащение фракций  $PM_{10}$  снеговой пыли и  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  дорожной пыли, придорожных почв и донных отложений ТММ оценены с использованием новейшего оборудования и современных методов масс-спектрометрии (ICP/MS) и атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ICP/AES). Обсуждение достоверности полученных результатов неоднократно проводилось на специализированных семинарах и конференциях, в опубликованных статьях, а высокая степень достоверности выводов обеспечена обширным фактическим материалом.

**Теоретическая и практическая значимость работы.** Полученные результаты и сопряженного геохимического анализа гранулометрических фракций снеговой и дорожной пыли, почв и донных отложений применимы для решения теоретических и прикладных задач геохимии ландшафта. Исследования выполнялись в рамках проектов РНФ № 19–77–30004П «Технология оценки экологического состояния Московского мегаполиса на основе анализа химического состава микрочастиц в системе «атмосфера–снег–дорожная пыль–почвы–поверхностные воды» (Мегаполис)», мегагранта Министерства образования и науки РФ № 075-15-2021-574 «Мегаполис как остров загрязнения и тепла: междисциплинарный гидроклиматический, геохимический и экологический анализ» и гранта РГО «Москва-река от истоков до устья: гидролого-геохимическая оценка экологического состояния», в которых бассейн р. Сетунь рассматривался как модельная территория для эколого-геохимической оценки. Полученные результаты будут способствовать развитию научно-обоснованного контроля экологического состояния урбанизированных территорий и разработке мер, направленных на улучшение условий проживания городского населения. Результаты предлагаемой работы используются в научных отчетах по проектам и включены в ряд учебных курсов кафедры геохимии ландшафтов и географии почв географического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова

**Апробация работы, публикации.** Материалы работы были доложены на конференциях: XXVI Международная научная конференции студентов, аспирантов и молодых ученых "Ломоносов-2019", XIV Международный Симпозиум "Проблемы экоинформатики" (1-3 декабря 2020), VIII Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов» (27-30 мая 2021), «Инженерная экология – 2021» (1-3 декабря 2021). Материалы по макрокомпонентному составу снега опубликованы в журнале *Geography, Environment, Sustainability* (Eremina, Vasil'chuk, 2019) и в журнале *Вестник Московского университета, серия география* (Васильчук и др., 2021), результаты анализа микроэлементов в снеге опубликованы в журнале *Atmosphere* (Vlasov et al., 2020), данные по фракционированию и определению источников ТММ в дорожной пыли опубликованы в журнале *Environmental Science and Pollution Research* (Vlasov et al., 2023). Во всех статьях, опубликованных в соавторстве вклад автора являлся определяющим.

**Структура и объем работы.** Диссертационная работа состоит из введения, 6 глав, заключения, изложенных на 147 страницах с 29 таблицами и 62 рисунками, списка литературы и 6 приложений. Список литературы состоит из 424 наименований, в том числе 267 на английском языке.

**Благодарности.** Автор выражает особую благодарность научному руководителю академику РАН, проф. Н.С. Касимову за обучение геохимическому мышлению, ценные, конструктивные указания при написании работы и помощь в её планировании.

Автор благодарна проф. Н.Е. Кошелевой за консультации по статистическому анализу и проведению полевых работ, ст.н.с. Д.В. Власову за помощь в проведении полевых работ и консультации по расчетам геохимических показателей, доц. П.П. Кречетову за знания и навыки, полученные во время обучения в университете, проф. М.И. Герасимовой за ценные замечания при составлении легенды почвенной карты бассейна р. Сетунь, ст.н.с. О.В. Черницовой за помощь в сборе информации и составлении почвенной карты бассейна р. Сетунь, доц. М.Ю. Лычагину за консультации по анализу химического состава снега, н.с. Е.В. Терской и Л.В. Добрыдневой за помощь в выполнении ряда лабораторных работ; Л.А. Безбердой и П.Р. Енчилик за помощь в проведении методической работы по фракционированию пыли и почв, а также за помощь в проведении фракционирования пыли, почв, снега, ст.н.с. О.Н. Ериной и Д.И. Соколову, а также М.А. Тершиной. за помощь в отборе проб донных отложений и определении границ водосборного бассейна, Д.В. Котелевцу, Е.А. Рейнату, и А.П. Гинзбургу за помощь в полевых работах по отбору проб почв, снега и дорожной пыли, коллективу кафедры геохимии ландшафтов и географии почв за поддержку работ и обсуждение результатов исследований.

Приношу искреннюю благодарность моим родителям проф. Ю.К. Васильчуку и д.г.н. А.К. Васильчук за многолетнюю и всестороннюю поддержку моей научной работы.

## **Глава 1. Поведение тяжелых металлов и металлоидов в компонентах городских ландшафтов**

### **1.1 Химический состав снежного покрова как индикатор загрязнения атмосферы**

Химический состав талого снега формируется в результате поступления с осадками различных химических элементов, поглощения снежным покровом газов, водорастворимых аэрозолей и взаимодействия со снежным покровом твердых пылевых частиц, оседающих из атмосферы. Загрязнение снежного покрова происходит двумя путями. Во-первых, это загрязнение снега во время его образования в облаке и выпадения на местность – влажное выпадение загрязняющих веществ со снегом; во-вторых, загрязнение уже выпавшего снега в результате сухого выпадения загрязняющих веществ из атмосферы, а также их поступления из подстилающих почв и горных пород (Линник, 1985; Василенко и др., 1985).

В исследовании, проведенном в США (Ingersoll, et al., 2008), приводится сравнение состава снежного покрова с результатами анализа проб влажных выпадений. Получены выводы о том, что содержание кальция, магния и калия в снеге намного выше, чем во влажных выпадениях, а концентрации сульфатов и нитратов сопоставимы в обоих видах проб и в последние годы снижаются. Взаимоотношение между сухими и влажными выпадениями зависит от многих факторов, главные из которых: длительность и метеорологические условия холодного периода, частота снегопадов и их интенсивность, физико-химические свойства загрязняющих веществ, размер аэрозолей. В связи с большой интенсивностью процессов влажного вымывания для регионального и глобального загрязнения доля сухих выпадений обычно составляет 10–30%. Однако вблизи локальных источников при больших выбросах грубодисперсных аэрозолей картина меняется на обратную, т.е. на долю сухих выпадений может приходиться от 70 до 90% (Eremina, Vasil'chuk, 2019).

Ионный состав, минерализация и кислотность снега в связи с антропогенным воздействием в городах изучаются как в России, так и за рубежом. Данные по снежному покрову используются для определения уровня загрязнения, вещественного состава и мощности выбросов предприятий (Негробов и др., 2005). В Братске, например, показано повышение щелочности снега в промышленных районах города (Янченко, 2014). В промышленных районах Ижевска (Шумилова и др., 2012) получены повышенные значения минерализации снега. Состав снежного покрова Воронежа показал, что в техногенных выбросах преобладают нитраты, нитриты и хлориды, а основными источниками загрязнения являются автотранспорт и промышленные предприятия (Прожорина и др., 2014; Прожорина, Якунина, 2014).

Мониторинг снежного покрова Московской области, выполненный в 2009-2013 гг. (Ермаков и др., 2014), выявил высокую минерализацию и близкую к нейтральной реакцию снега в ряде районов Московской области, свидетельствующие о высокой запыленности атмосферы. В Скалистых горах США основным источником сульфатов и нитратов в снежном покрове являются ТЭС и ТЭЦ (Hidy, 2003). Результаты исследования физико-химических свойств талого снега в Польше (Jarzyna, 2017) свидетельствуют о существенном вкладе загрязняющих веществ, производимых местным металлургическим заводом, в химический состав талого снега. Исследования талых снеговых вод в Польских Судетах показали, что 50-76% загрязнителей проникает в почву уже в первые две недели снеготаяния (Kępski et al, 2016).

Дальний перенос также влияет на химический состав снежного покрова. Источником загрязнения снега на поверхности ледника Ханс на юге Шпицбергена сульфатами и нитратами в сезон 2005-2006 гг., согласно результатам анализа обратных траекторий, послужили пожары на границе России и Казахстана (Nawrot et al., 2016).

Загрязнение атмосферного воздуха городов твердыми частицами является признанной экологической проблемой, особенно ярко проявляющейся в мегаполисах. Загрязненный воздух обуславливает около 80% случаев преждевременной смерти, вызывает сердечные заболевания и инсульты (WHO, 2014), повышает риск развития аденокарциномы (Raaschou-Nielsen et al., 2013). Увеличение концентраций твердых частиц в воздухе и содержания в них ТММ оказывает негативное влияние на функции внешнего дыхания городского населения, особенно у больных астмой (Veremchuk et al., 2018).

В северных городах одним из информативных компонентов-индикаторов загрязнения воздуха твердыми частицами и ТММ является снежный покров ввиду продолжительного залегания и способности накапливать поллютанты за весь период снегостава, то есть за холодный период года (Vasić et al., 2012; Yanchenko et al., 2015; Moghadas et al., 2015; Talovskaya et al., 2018). Изучение снежного покрова в Якутске показало, что в зимней атмосфере города формируются полиэлементные техногенные аэрогеохимические аномалии, при этом наиболее загрязненной является транспортная зона, основной вклад в загрязнение которой вносят Cu, Al, Mn и Fe (Макаров, Торговкин, 2021). Загрязнение снега ТММ хорошо коррелирует с суммарным индексом качества воздуха и уровнем загрязнения атмосферы частицами PM<sub>10</sub> и PM<sub>2.5</sub> (Gao et al., 2018). Интенсивность загрязнения снега определяется массой ТММ, поступающих в почвы и поверхностные воды во время снеготаяния в разных формах: жидкой, способной включаться в биологический круговорот и геохимические процессы, и твердой, накапливающейся в поверхностных горизонтах городских почв и дорожной пыли (Sillanpää, Koivusalo, 2013; Gustaytis et al., 2018; Chen et al., 2018), а также соотношением этих форм ММ и его изменением

вблизи разных типов источников (Telloli, 2014; Huber et al., 2016; Galfi et al., 2017; Vijayan et al., 2019). Особое внимание при изучении снега в последнее время уделяется химическому составу накопившихся в нем твердых частиц и определению их массы (Vasić et al., 2012; Zhao et al., 2016; Golokhvast et al., 2017; Nazarenko et al., 2017; Talovskaya et al., 2018; Seleznev et al., 2019; Rangel-Alvarado et al., 2019).

Основными источниками загрязняющих веществ в снежном покрове городов служат выбросы промышленности (табл. 1.1), автотранспорта (табл. 1.2), топливно-энергетического комплекса и противогололедные реагенты (ПГР). Повышенное загрязнение снега вдоль дорог вызвано снижением эффективности работы автомобильных двигателей при отрицательных значениях температуры воздуха (Engelhard et al., 2007; Ahmed et al., 2018). Среди химических ПГР наиболее часто применяют хлориды и карбонаты Na, Ca, Mg и K, а также органические соединения, гликоли и другие спирты и т.д. (Charola et al., 2017; Ke et al., 2019). Наиболее распространенным ПГР является NaCl, вызывающий засоление и осолонцевание почв, угнетение городской растительности и увеличение солености водных объектов (Novotny et al., 2008; Snieškienė et al., 2016; Nikiforova et al., 2014, 2017; Ordóñez-Barona et al., 2018). Во время снеготаяния воздействие хлоридных талых вод на почвенные частицы приводит к увеличению подвижности и экологической опасности многих металлов, вероятно, за счет образования хлоридов ТММ (Nelson et al., 2009; Acosta et al., 2011; Li et al., 2015).

**Таблица 1.1**

Химический состав выбросов разных отраслей промышленности (Demetriades, Birke, 2015)

<b>Отрасль промышленности</b>	<b>Элементы и соединения</b>
Пищевая	Ba, Cd, Cu, Hg, Ni, P, Zn
Электрооборудование	As, B, Cd, Cl, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, P, Pb, Sn, Zn
Химическая (лекарственные препараты и парфюмерия)	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, V, Zn, NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , CN, B, Ba
Машиностроение	As, B, Cd, Cl, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, P, Pb, Sn, Zn
Металлургическая промышленность и металлообработка	Al, As, Ca, Cd, Cl, Cr, Cu, F, Fe, Hg, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, V, Zn, Zr,
Производство резин и пластмасс	Al, As, Ba, Ca, Cd, Cl, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mg, Na, Ni, Pb, S, Sb, Se, Te, Ti, Zn
Целлюлозно-бумажная и печатная	B, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Ti, Zn Al, As, Hg, Mn, Na, P
Легкая (текстильная)	Al, B, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, P, Sn, Ti, Zn, NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , Cl, F
Авиационная	Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Ti, Zn
Электроэнергетика	As, B, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V, Zn, NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> ,
Производство цемента	Ca

Таблица 1.2

## Выбросы ТММ транспортной функциональной зоны

Источник	Элементы
Придорожные почвы	Al, Fe, Ca, Na, Mn, K, Ti, Sr, Mg, Si, Sc (Lough et al., 2005; Pernigotti et al. 2016; Ioannidou et al., 2023)
Эмиссия выхлопных газов, содержащих в т.ч. присадки к топливу	Cu, Pb, Sr S, Pb, Sr (Limbeck, Puls, 2011)
Эмиссия моторного масла, содержащего различные присадки	Fe (Sternbeck et al., 2002), Zn (Cadle et al., 2001), Sb (Cal-Prieto et al., 2001) Mo, Cu, Pb (Limbeck, Puls, 2011)
Износ тормозных колодок и механизмов	Fe, Zn, Ti, Sb, Ba (Garg et al. 2000, Iijima et al., 2007) Zr, Ca, Pb Cu (Adachi, Tainosho, 2004), Mn (Fukuzaki et al., 1986)
Истирание шин	Cd, Mn, Al, Fe, Zn, Pb, Co, Ni, Cr, Cu, Sb (Limbeck, Puls, 2011; Amato et al., 2011)
Выдувание антигололедных средств	Cl, Na (Lough et al., 2005) Ca (Систер, Корецкий, 2004) K, Mg (Limbeck, Puls, 2011)
Абразия дорожного покрытия и разметки	Si, Al (Kupiainen et al. 2005) Ag, Be, As, Zn, W, Cr, V, Fe, Ti, Co (Limbeck, Puls, 2011)
Механическое разрушение частей выхлопных труб	Mo, Cr (Wiseman et al., 2021)

При значительном количестве исследований загрязнения ТММ снежного покрова на территории отдельных округов и районов Москвы и ближнего Подмосковья (Соколов, Астрахан, 1993; Экогеохимия..., 1995; Klimenko et al., 2003; Касимов и др., 2012; Galitskaya, Rummyantseva, 2012; Lebedev et al., 2012; Ermakov et al., 2014, 2015; Nikiforova et al., 2014, 2017; Vinokurov et al., 2017; Dryabzhinskiy et al., 2017; Богатырев и др., 2018; Voronina et al., 2019) в большинстве работ не изучено соотношение форм ТММ и его изменение при техногенном воздействии, не проведена интегральная оценка загрязнения снега ТММ рядом с разными типами дорог, а также не изучено содержание ТММ в микрочастицах снеговой пыли. Поэтому существует необходимость в сборе и постоянном обновлении данных о геохимической нагрузке на городские ландшафты, в первую очередь, в транспортной зоне.

### 1.2. Источники и поведение ТММ в дорожной пыли

Дорожная пыль – важный источник аэрозолей в атмосфере городов. Поэтому анализ дорожной пыли широко применяется для экогеохимической оценки урбанизированных территорий. Движение автотранспорта приводит к выдуванию пыли с дорожного полотна, что обуславливает поступление в атмосферу около 40% PM<sub>10</sub>, 15% PM<sub>2.5</sub> и 3% PM<sub>1</sub> от массы выбросов автотранспорта (Amato et al., 2009; Chen et al., 2012) Дорожная пыль мигрирует с ливневыми

стоками (Berhanu et al., 2007; Zhao et al., 2009), и может поступать в почвы в виде сухих выпадений (Varrica et al., 2003; Christoforidis, Stamatis, 2009; Wei et al., 2010), а также на поверхность растений, в том числе во время механической уборки дорожного полотна городскими службами. Состав дорожной пыли связывается не только с респираторными заболеваниями, но и с заболеваниями сердечно-сосудистой системы (Khan, Strand, 2018).

Будучи депонирующей средой для тяжелых металлов, дорожная пыль удобна в качестве объекта эколого-геохимического мониторинга для теплого периода года, когда отсутствует снежный покров, либо может быть объектом круглогодичного наблюдения в районах, где снег не выпадает. Анализ химического и изотопного состава пыли позволяет выявить основные источники поступления элементов в городскую среду (Varrica et al., 2003; Ладонин, Пляскина, 2009). Подробно исследованы отдельные физико-химические свойства дорожной пыли городов мира, ее минералогический, гранулометрический и химический состав (DUST..., 2014).

Значительная часть работ по геохимии дорожной пыли посвящена ее элементному составу: лучше изучено распределение Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Cr, Mn, Fe, меньше – Sb, Bi, Mo, Ag, As (Varrica et al., 2003; Ahmed, Ishiga, 2006; Amato et al., 2009; Quiroz et al., 2013).

Состав ТММ в пыли обуславливают различные источники. Выдувание дорожной пыли обуславливает 60-100% Al, Si, Ca, Ti, 40-60% Mg, Sr, 20-40% K, Fe, Pb и до 20% S, Cl, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, Te в атмосферных частицах PM<sub>2.5-10</sub> (Grigoratos et al., 2014). Концентрации Zn, Cu и Cd максимальны в пыли, аккумулирующейся вблизи бордюрного камня, а Pb, Fe и Ni – на расстоянии 1 м от него (Pal et al., 2011).

Выхлопные газы содержат Cu, Pb, Sr, моторное масло – Fe, Mo, Zn, Cu, Pb, Sb; истирание шин является источником Cd, Mn, Fe, Zn, Pb, Co, Ni, Cr, Cu и Sb, износ тормозных колодок – Fe, Cu, Sb, Mn, Zn, Ti, Pb (Limbeck, Puls, 2011; Adachi, Tainosho, 2004; Iijima et al., 2007; Gietl et al., 2010; Quiroz et al., 2013). При производстве подшипников используют антифрикционные сплавы на основе Sn и Pb, в состав которых также входят Sb, Cu, Cd, Ni, As (ГОСТ 1320-74). С ростом интенсивности движения, концентрации Cd, Cu, Pb, Zn, Ni, Ti, Mo, Fe, Zr, K и Ca в дорожной пыли увеличиваются (Areagyei et al., 2011; Duong, Lee, 2011).

В дорожной пыли оценивают pH и  $C_{орг}$ , электропроводность, гранулометрический состав (Wang et al., 2007; Al-Khashman, 2007; Hu et al., 2011; Acosta et al., 2011; Набелкина, Кошелева, 2018; Kasimov et al., 2019). При изучении гранулометрического состава особое внимание уделяется частицам PM<sub>10</sub>, являющихся важнейшим объектом мониторинга качества атмосферного воздуха во многих городах мира, так как на эту фракцию приходится до 40-60% содержания большинства ТММ (Власов и др., 2015). Этот показатель признан Всемирной

организацией здравоохранения одним из приоритетных, поскольку  $PM_{10}$  могут проникать в дыхательные пути человека, являясь причиной астмы у детей и повышенной смертности от заболеваний сердечно-сосудистой системы (Фонова, 2017; Доклад ..., 2017).

Накопление ТММ дорожной пылью изучалось в различных городах мира, особенно много таких исследований проводилось в Китае (Charlesworth, Lees, 1999; Jiries, 2003; Ferreira-Baptista, De Miguel, 2005; Christoforidis, Stamatis, 2009; Faiz, 2009; Wei et al., 2010; Amato et al, 2019; Škrbić et al., 2012; Herath et al., 2013; Ali et al., 2017; 2018; Jayarathne et al., 2018; Frank et al., 2019; Hou et al., 2019; Cui et al., 2019; Liang et al., 2019; Zhang et al., 2019; Men et al., 2019; Qadeer et al., 2019; Alves et al., 2020; Kelepertzis et al., 2020; Yu et al., 2020). В России – анализ ТММ в дорожной пыли проводился в нескольких городах Пермского края, а также Воронеже и Челябинске (Кайгородов и др., 2009; Серeda, 2017; Krupnova et al., 2018). В Екатеринбурге, Челябинске, Нижнем Новгороде, Магнитогорске, Нижнем Тагиле, Ростове-на-Дону, Тюмени и Уфе проводился анализ распределения ТММ в валовой форме и во фракциях поверхностного грязевого осадка (Селезнев, 2020, Seleznev et al., 2020 a, b). В Москве, крупнейшем мегаполисе России и Европы с большим числом промышленных предприятий и теплоэлектростанций (ТЭЦ), развитой дорожно-транспортной сетью и с более чем 4,5 млн. автомобилей, исследования свойств дорожной пыли проводились на территории отдельных округов (Пляскина, Ладонин 2009; Fedotov et al., 2014; Прокофьева и др., 2015; Битюкова и др., 2016; Ладонин, 2016; ; Ermolin et al., 2018; Nikolaeva et al., 2019; Ermolin et al., 2022). В восточном округе Москвы проведены обширные исследования содержания ТММ дорожной пыли, в том числе в различных гранулометрических фракциях (Власов, 2015; Власов и др., 2015; Касимов и др., 2016; Kasimov et al., 2020). Ранее проводились исследования элементного состава дорожной пыли Западного округа Москвы (Рыжов и др., 2016; Набелкина, Кошелева 2018; Восток-запад Москвы..., 2016; Власов и др., 2022), который частично входит в исследуемый бассейн. Однако, анализа распределения ТММ дорожной пыли внутри водосборного бассейна р. Сетунь не проводилось. Научный аппарат, выработанный физической географией и геохимией ландшафтов в отношении природных ландшафтов к настоящему моменту неразрывно связан с понятием каскадных ландшафтно-геохимических систем. С этой точки зрения, можно рассматривать, как природные, так и городские ландшафты (Курбатова, 2004). Городские ландшафты, как и природные, формируются в результате взаимодействия природного рельефа, климата, гидрографии, растительности и почвенного покрова, но осложняются антропогенной деятельностью. В результате того, что города обычно строятся в подчиненных позициях (долины рек, побережья морей и озер), формируется специфический характер естественного и антропогенного стоков (Касимов, 2013). Поэтому эколого-геохимические исследования имеет смысл проводить не

только в пределах административных образований (города, округа), но и в пределах естественных образований, таких как водосборные бассейны.

### 1.3. ТММ в почвах и донных отложениях

В результате техногенеза в городских почвах появляются геохимические аномалии (Касимов и др., 1990), причем накопление химических элементов может происходить в «несвойственных природе сочетаниях» (Перельман, 1984). Давно отмечено, что тяжелые металлы и металлоиды (ТММ), большинство из которых опасно для здоровья человека, могут поступать в городские почвы эмиссий от транспорта, промышленных выбросов (Harrison et al., 1981; Gibson, Farmer, 1986; Thornton, 1991). Накопление загрязняющих веществ в почвах городов определяется наличием геохимических барьеров. Это свойство почв позволяет получить данные об атмосферных выпадениях за длительный период (Геохимия..., 1990; Alloway, 1990; Kelly et al., 1996).

Исследования геохимических аномалий в городских ландшафтах в СССР начались с 1976 г. на базе Института минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов (ИМГРЭ) под руководством Ю.Е. Саета (Геохимия..., 1990). Начиная с этого времени получило развитие новое направление в исследованиях окружающей среды – экогеохимия городских ландшафтов (Экогеохимия..., 1995; Касимов, 2013). При исследовании ТММ в почвах сначала использовались методы поисковой геохимии, целью которой является установление миграции химических элементов при формировании вторичных ореолов рассеяния рудных объектов (Касимов, 2013). В начале 1980-х годов произошло формирование геохимии окружающей среды или экогеохимии, изучающей процессы миграции и аккумуляции ТММ для оценки опасности техногенных аномалий поллютантов (Исследование..., 1982; Методические рекомендации..., 1982; Сает, Смирнова, 1983; Сорокина и др., 1984; Сает, Ревич, 1988).

К настоящему времени накоплен обширный фактический материал по содержанию ТММ в почвах городов. Проведена оценка поступления поллютантов от различных источников и установлена количественная взаимосвязь поступления и накопления загрязнителей в почвах (Сорокина, Кулачкова, Онищенко, 1984, Геохимия..., 1990). Другое направление исследований - геохимия отдельных элементов, первые из которых были посвящены накоплению Рb (Никифорова, 1977, 1981; Обухов, Лепнева, 1987; Никифорова, Кошелева, 2007) и Hg (Янин, 1992). С развитием методик и аналитического оборудования появилось новое направление в работах – определение различных форм нахождения ТММ в почвах (Лепнева, Обухов, 1990; Самонова, 1991; Фурсов, 2000; Пляскина, Ладонин, 2009; Ладонин, Карпухин, 2011). С развитием статистических и геоинформационных методов работы, направленных на экологию-

геохимическую оценку степени загрязнения городских почв ТММ и их формами, выявлены особенности распределения поллютантов в гранулометрических фракциях, оценены кларки почв селитебных ландшафтов (Касимов, Никифорова, 2004; Wong et al., 2006; Ajmone Marsan et al., 2008; Богданов и др., 2011; Mapping..., 2011; Сорокина, 2013; Алексеенко, Алексеенко, 2013; Technogenic soils..., 2013; Motuzova et al., 2014; Ладонин, Низиенко, 2017; Константинова, 2020).

Произведены региональные эколого-геохимические работы, в которых центральное место отводится распределению ТММ в городских ландшафтах Тольятти, Саранска, Ростова-на-Дону, Улан-Батора, Улан-Удэ, Москвы, Перми, Карабаша, Екатеринбурга, Тюмени, Новочеркаска (Моисеенков, 1989; Эколого-геохимическая..., 1993; Эколого-геохимические..., 1993; Стульцев, 2002; Сорокина, 2013; Линник и др., 2013; Власов, 2015, Хайрулина и др., 2019, Корляков и др., 2019, Селезнёв, Климшин, 2020, Konstantinova et al., 2019; Konstantinova et al., 2020a,b; Konstantinov et al., 2020; Minkina et al., 2020).

Во многих городах и регионах мира также проведены исследования загрязнения почвенного покрова ТММ, например, в Европе (Mapping..., 2011; Albanese et al., 2015; Birke et al., 2016; Mihailovic et al., 2015), Пакистане (Karim, Quereshi, Mumtaz, 2015), Китае (Xia et al., 2011; Li et al., 2001; Hu et al., 2020), США (Howard, Olszewska, 2011) и других.

В Москве постоянно ведутся исследования состояния почвенного покрова и других компонентов ландшафта (Касимов и др., 2016; Ачкасов и др., 2013; Кошелева, Никифорова, 2011; Никифорова и др., 2010; Ладонина и др., 1999; Прикладная геохимия, 2004; Кузнецова и др., 2014; Агапкина и др., 2007; Макаров 2014: Кошелева, Цыхман, 2018). С 2007 г. ежегодный мониторинг почв проводится ГПБУ «Мосэкомониторинг» (<http://www.mosecom.ru>) при Департаменте природопользования и охраны окружающей среды г. Москвы (<http://www.dpioos.ru/eco>). По данным мониторинга выпускаются ежегодные доклады о состоянии окружающей среды в городе Москве, содержащие главу «Городские почвы и земли» (Доклады..., 2008-2017).

В Москве детально исследованы физико-химические свойства почв в различных функциональных зонах, разработана классификация городских почв (Прокофьева, Строганова, 2004; Мартыненко и др., 2008; Прокофьева, Попутников, 2010; Прокофьева и др., 2011, 2014). Изучен характер и степень антропогенного изменения городских почв различных округов города, определены особенности распределения педогеохимических аномалий ТММ, оценена экологическая ситуация и динамика изменения загрязнения ТММ (Лепнева, Обухов, 1987, 1990; Соколов, Астрахан, 1993; Большаков, Кахнович, 2002; Прикладная геохимия..., 2004; Ладонин, Пляскина, 2009; Тишкина и др., 2010; Ачкасов и др., 2013; Богданов, 2013). В южной части ВАО почвенно-геохимические исследования впервые проведены в 1989/91 гг. (Никифорова, Лазукова,

1991, 1995). Была оценена степень техногенной геохимической трансформации физико-химических свойств городских почв, определены концентрации многих ТММ и их различных форм в поверхностном и подповерхностном горизонтах и определены главные факторы их накопления, детально исследовано антропогенное засоление и осолонцевание, выявлены пространственные и временные тренды загрязнения почв ТММ (Никифорова, Кошелева, 2007, 2009а,б; Никифорова и др., 2010, 2011, 2014; Кошелева и др., 2011; Kosheleva, Nikiforova, 2016). В 2015 г. (Власов, 2015) проведена оценка эколого-геохимического состояния почвенного покрова южной части ВАО Москвы, определен фракционный состав и подвижность ТММ; исследовано распространение основных педогеохимических барьеров и рассчитано изменение их емкости за счет трансформации физико-химических свойств почв; изучена радиальная и латеральная дифференциация ТММ в мезо- и микрокатенах различных функциональных зон.

В пределах бассейна р. Сетунь, в ЗАО Москвы также проводились исследования содержания ТММ в почвах под влиянием автотранспорта (Кошелева и др., 2018), противогололёдных реагентов (Кошелева и др., 2017). Определены содержания подвижных форм ТММ и валовые содержания в урбодерновых почвах, аллювиальных почвах и урбаноземах в долинах рек Сетунь и Раменка (Экологические функции городских почв, 2004). В этом районе было рассмотрено накопление ТММ в двух «автодорожно-элювиальных» катенах (Восток-запад Москвы, 2016). Показано, что спектр накапливающихся ТММ зависит от элементарного ландшафта. В автономных ландшафтах, находящихся под влиянием автомобильных дорог, накапливаются W, Mo, Sb, в подчиненных позициях — As, Bi, V, Zn. Для бассейна р. Сетуни оценка загрязнения ТММ микрочастиц придорожных почв ранее не проводилась.

Загрязнение донных отложений ТММ широко изучается в мире (Nawrot et al., 2021; Jaskula et al., 2021; Sojka; Jaskula, 2022) Донные отложения в пределах Московского региона также хорошо изучены (Крамер 2015; Янин, 2018). Среди источников поступления поллютантов в донные отложения рек помимо промышленных и коммунально-бытовых сбросов отмечают атмосферные выпадения на водную поверхность, снегосплав, поверхностный, внутрпочвенный и грунтовый стоки (Янин, 2018). Один из основных подходов – изучение фракционного состава ТММ в донных отложениях. Так накопление Pb связывается с карбонатной фракцией (Wiechula et al., 2005), а Cu - с органическим веществом (Rendina, Fabrizio de Iorio, 2012). При этом гранулометрическое фракционирование ТММ в донных отложениях изучено слабо, а в бассейне р. Сетуни, такие исследования не проводились.

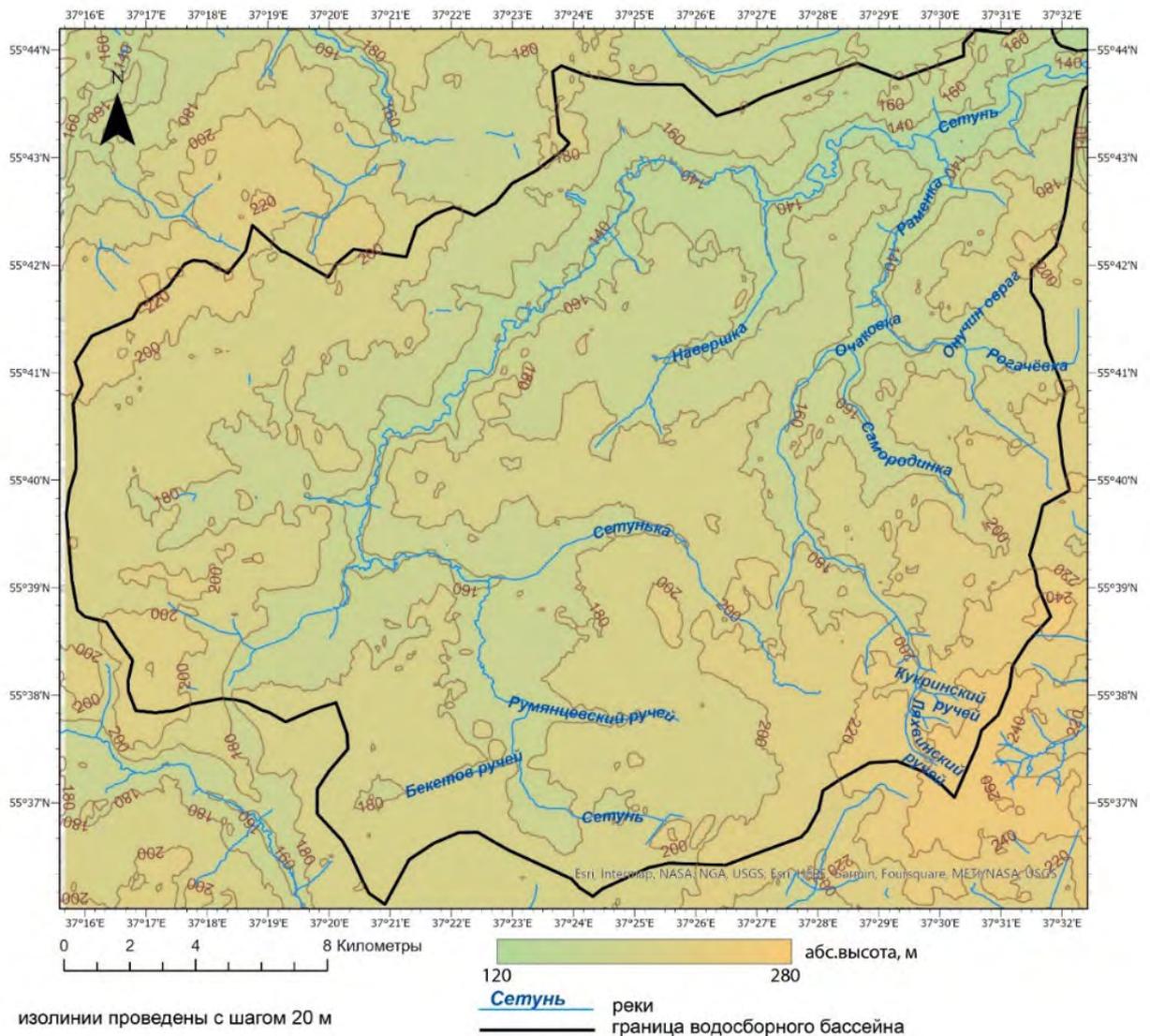
В результате изучения современного состояния исследований выявлено, что несмотря на высокую степень изученности содержаний ТММ в депонирующих компонентах ландшафта, фракционирование ТММ в снеге, дорожной пыли, почвах и донных отложениях изучено слабо.

Основными источниками загрязняющих веществ в снежном покрове городов служат выбросы автотранспорта, промышленности, топливно-энергетического комплекса и противогололедные реагенты (ПГР). Состав ТММ в пыли и придорожных почвах обусловлен выхлопными газами автомобилей, эмиссией моторного масла, износом тормозных колодок, истиранием шин, абразией бордюрного камня и дорожного покрытия. Среди источников поступления поллютантов в донные отложения рек помимо промышленных и коммунально-бытовых сбросов отмечают атмосферные выпадения на водную поверхность, снегосплав, поверхностный, внутрипочвенный и грунтовый стоки.

## Глава 2. Объекты и методы исследований

### 2.1. Физико-географические условия

Площадь исследуемого бассейна (рис. 2.1) - 190 км<sup>2</sup> (Erina et al., 2020). Абсолютные высоты 140-200 м н.у.м. В геологическом отношении он находится в центре Восточно-Европейской равнины, на древней Русской плите. Кристаллический фундамент на большей части территории бассейна р. Сетунь представлен породами нижнего архея (гнейсами, метаэффузивами и сланцами обоянской серии), на севере в основном, эффузивами основного состава с пластовыми телами магнитосодержащих пород нижнепротерозойского возраста (Москва: Геология и город, 1997).

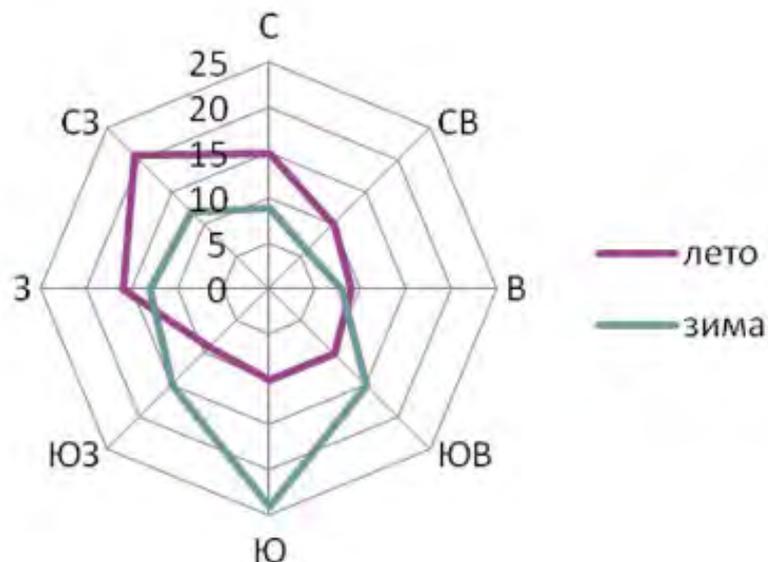


**Рис. 2.1.** Рельеф бассейна р. Сетунь, составлено автором по данным Shuttle Radar Topography Mission.

Река Сетунь имеет смешанное питание, преимущественно снеговое, с весенним половодьем. Рассматриваемый бассейн относится к району Москворецко-Окской моренно-эрозионной равнины, а внутри нее к району Теплостанской останцовой эрозионной

возвышенности. При более детальном рассмотрении можно выделить три геоморфологических района – юго-восточная часть бассейна расположена на нижней ступени холмистой пологоувалистой Теплостанской моренной возвышенности, перекрытой покровными суглинками, северо-западная часть — это возвышенная моренная Кунцевская равнина Московского возраста с участками флювиогляциальных отложений, между этими двумя возвышенностями находится долинный комплекс р. Сетуни, выработанный в ложбине стока талых ледниковых вод и её притоков (Москва: Геология и город, 1997). В бассейне встречаются насыпи антропогенного происхождения, которые служат почвообразующими породами для антропогенных почв конструкторов, реплантоземов, урбаноземов (Прокофьева и др., 2011).

Климат исследуемой территории влажный умеренно-континентальный. Зимой преобладают ветры южного направления, а летом северо-западного западного направлений (рис. 2.2), что обуславливает перенос поллютантов в северном и юго-восточном направлениях (Большой атлас Москвы, 2012). Согласно многолетним измерениям на метеостанциях Немчиновка и МГУ, для запада Москвы характерны следующие среднегодовые характеристики – температура воздуха  $+6,9^{\circ}\text{C}$ , количество осадков 550-600 мм (в некоторые годы выпадает около 800 мм, в засушливые годы – 450 мм). В течение года преобладают ветры северного, южного и западного направлений, средняя скорость ветра – 1,1 м/с (rp5.ru). Зима длится 4,5 месяца (с середины ноября по март). В это время типична пасмурная или облачная погода, с частыми снегопадами, иногда с оттепелями с температурами до  $+8^{\circ}\text{C}$ .



**Рис. 2.2.** Роза ветров в Москве составлено по данным (rp5.ru).

Абсолютный минимум температуры за последние 80 лет ( $-47^{\circ}\text{C}$ ) наблюдался в Тушино; в центральной части города ни разу не регистрировалась температура воздуха ниже  $-40^{\circ}\text{C}$ . К концу

зимы почва промерзает на 30-40 см, а на оголенных участках до 140 см. Снежный покров в городе устанавливается в последних числах ноября и распределяется по территории города крайне неравномерно. Высота снежного покрова в среднем составляет примерно 40-45 см, в многоснежные годы – 60-65 см (Экологический атлас Москвы, 2000). Средняя температура января  $-5,9^{\circ}\text{C}$ . В январе с 1990 по 2000 гг. в среднем выпадало 56 мм осадков. Кроме того, Москва представляет собой «остров тепла», который существует за счет сжигания огромного количества топлива с конца сентября до второй половины апреля, что вызывает восходящие воздушные потоки и поступление относительно чистого воздуха с пригородных территорий в город. Это способствует самоочищению атмосферного воздуха и, как следствие, снижению загрязненности снежного покрова (Lokoshchenko, 2017). Лето в Москве умеренно теплое и довольно влажное с максимальными температурами до  $36-38^{\circ}\text{C}$ . Средняя температура июля  $+18,8^{\circ}\text{C}$ . Количество осадков в июле колеблется в среднем от 70 до 80 мм (Экологический атлас Москвы, 2000).

Москва расположена в пределах распространения восточноевропейских (прибалтийско-ветлужских) лесов северной полосы подзоны подтайги таежной зоны растительности. На территории Москвы сходятся границы трех ботанико-географических районов: хвойно-широколиственных еловых с сосной и дубом лесов на севере и северо-западе, боров и болот Мещерской низменности на востоке и широколиственных лесов на юге. Последний район занимает в Москве наибольшую площадь, поэтому во многих крупных городских лесных массивах широколиственные породы преобладают над сажеными ельниками (Флора..., 2007).

Растительность исследуемой территории зачастую представлена искусственными газонами, в составе которых преобладает овсяница красная *Festuca rubra*. Часто встречаются внедрения одуванчика лекарственного *Taraxacum officinale*. Среди древесных пород на газонных и придомовых территориях преобладают сирень обыкновенная *Syringa vulgaris*, липа сердцевидная *Tilia cordata*, клен платановидный *Acer platanoides*.

В парках долины реки Сетунь описаны посадки лиственницы европейской *Larix decidua*, липы сердцевидной *T. cordata*, известно, что там сохранились заросли клена ясенелистного *A. negundo*. Встречаются сирень обыкновенная *S. vulgaris*, калина красная *Viburnum opulus*, бузина обыкновенная *Sambucus racemosa*, ива ломкая *Salix fragilis*. В соседнем парке усадьбы «Троекурово» кроме перечисленных пород сохранились сосны *Pinus sylvestris*, травянистый покров лесов представлен снытью обыкновенной *Aegopodium podagraria* с примесью осоки волосистой *Carex pilosa*, часто встречается земляника мускусная *Fragaria moschata* (Полякова, Гутников, 2000). В Ульяновском лесопарке, среди естественной елово-березово-осиновой растительности встречаются посадки сосен и берез.

Территория Москвы относится к Смоленско-Московскому округу Среднерусской южнотаежной провинции дерново-мелко- и неглубокоподзолистых почв зоны дерново-подзолистых почв южной тайги Европейско-Западно-Сибирской таежно-лесной почвенно-биоклиматической области Бореального географического пояса. В почвенном покрове фоновых районов, слабо затронутых человеческой деятельностью, доминируют дерново-подзолистые (рис. 2.3 а) суглинистые почвы (Герасимова, 2007). Исследованию почвенного покрова Москвы посвящено много работ (Строганова, 1998; Прокофьева, Строганова, 2004). Отдельно изучены почвы парков (Попутников, 2011) и почвы вблизи железнодорожных путей (Макаров, 2014).

В Москве детально исследованы физико-химические свойства почв в различных функциональных зонах, разработана классификация городских почв (Прокофьева, Строганова, 2004; Мартыненко и др., 2008; Прокофьева, Попутников, 2010; Прокофьева и др., 2011, 2014), базирующаяся на принципах «Классификации и диагностики почв России» (2004), в соответствии с которой производилась полевая диагностика. В Москве сформировался широкий спектр антропогенно-преобразованных почв, морфологические и химические свойства которых зависят от функционального использования и времени воздействия на них (Попутников, 2011).

а)

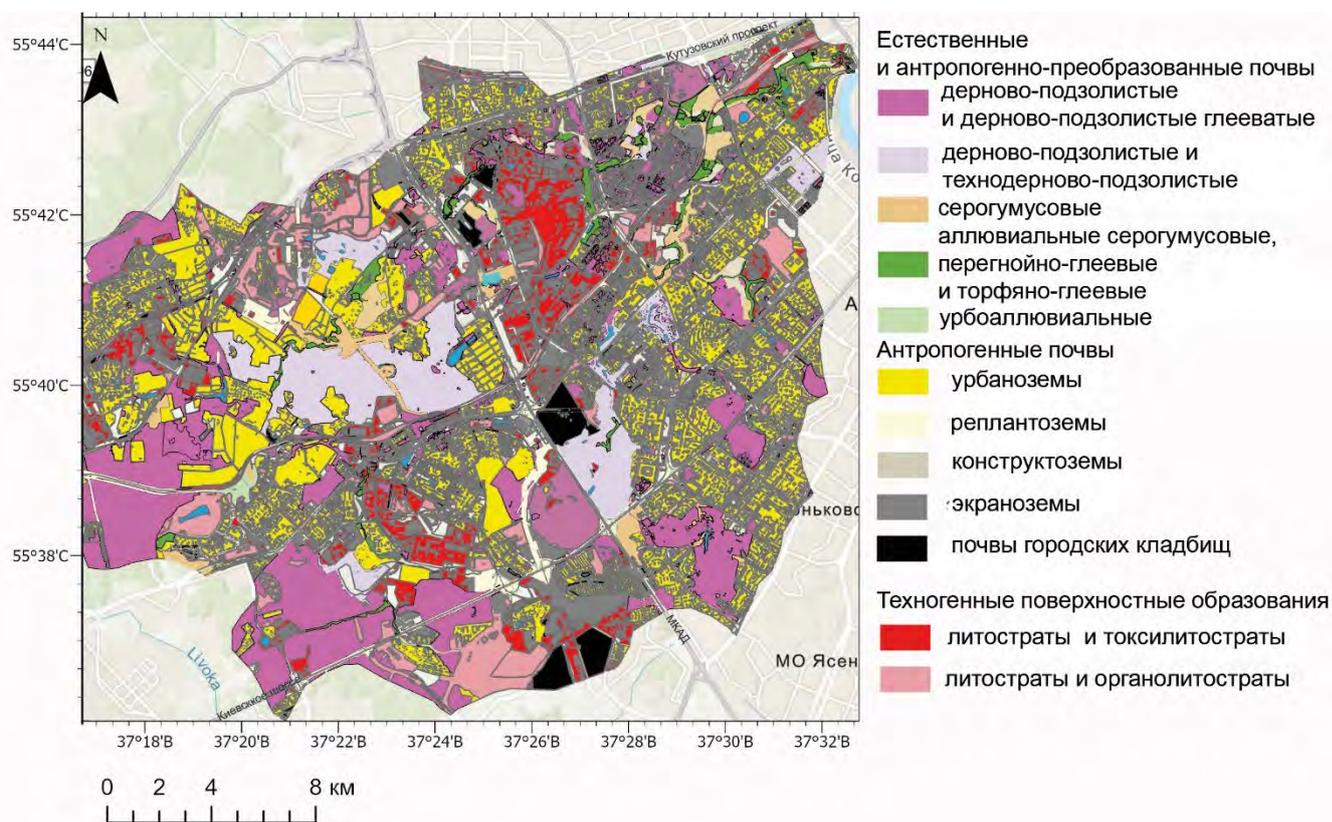


б)



**Рис. 2.3.** Разрезы а) дерново-подзолистых почв Ульяновского лесопарка и б) реплантоземов в парке в верхнем течении р. Сетунь

Почвенный покров бассейна р. Сетунь разнообразен. Была составлена карта-схема почв бассейна р. Сетунь (рис. 2.4) на основе открытых данных Open Street Map о землепользовании, разрезов, заложенных автором, также использована карта почвенного покрова заказника «Долина р. Сетунь», и почвенные карты Экологического атласа Москвы (2000) и Большого атласа Москвы (2013).



**Рис. 2.4.** Карта-схема почв бассейна р. Сетунь, составлена автором

Можно выделить естественные почвы: дерново-подзолистые в лесопарках и лесных массивах, серогумусовые на склонах, аллювиальные серогумусовые, перегнойно-глеевые и торфяно-глеевые. Антропогенно-преобразованные почвы представлены технодерново-подзолистыми (Розанова и др., 2016) и урбоаллювиальными почвами. К антропогенным почвам относятся урбаноземы в селитебной функциональной зоне города, реплантоземы в зонах автодорог и нежилой застройки, конструктоземы под спортивными площадками, почвы городских кладбищ и запечатанные почвы – экраноземы, повсеместно внутри бассейна встречаются поверхности, покрытые насыщенными грунтами литостратами и органолитостратами, в промышленной зоне помимо литостратов могут встречаться токсилитостраты.

## 2.2. Антропогенное воздействие на территорию бассейна

Для бассейна р. Сетунь составлена карта функциональных зон. Функциональные зоны подразделяются на селитебную, производственную, ландшафтно-рекреационную, в единое целое эти зоны связывает система транспорта – инженерно-транспортная зона, также существуют зоны специального назначения: кладбища, свалки мусора. Антропогенное преобразование территории характеризуется высокой долей селитебной и промышленной функциональных зон.

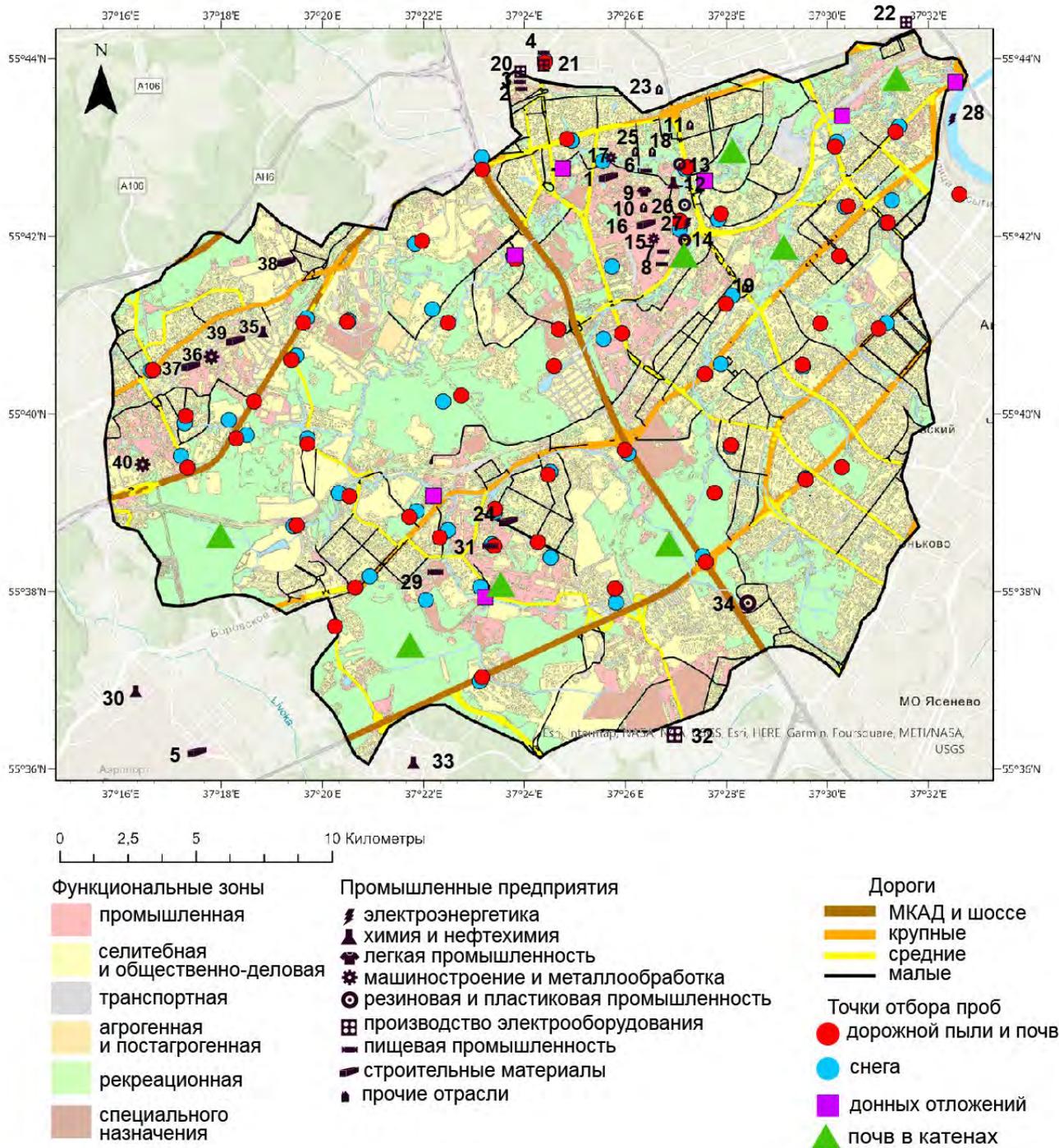
Точки опробования соотнесены с функциональными зонами города и источниками антропогенного воздействия – промышленными предприятиями и автодорогами разного размера (рис. 2.5). Снег, донные отложения и почвы отбирались в различных функциональных зонах, а придорожные почвы и пыль отбирались в основном в транспортной зоне, у различных типов дорог. Промышленные зоны, находящиеся на территории бассейна: Фили, Западный порт, Бережковская набережная, Северное Очаково, Южное Очаково. Северное и Южное Очаково – наиболее крупная зона с высокой концентрацией промышленных предприятий. Там находится большое количество предприятий по производству резин и пластмасс, строительных материалов, предприятия машиностроения и металлообработки, а также на территории этой промышленной зоны находится ТЭЦ (прил. 1).

Запад Москвы характеризуется высоким уровнем транспортного воздействия (рис. 2.5) с участием промышленности. В этой части города расположены две крупные ТЭЦ (№№ 12 и 25), строительный комбинат, пивобезалкогольный комбинат «Очаково», завод по производству резинотехнических изделий, Западный порт и железнодорожное депо (Битюкова, 2021).

ТЭЦ поставляют в атмосферу V, Fe, Mn, Cr; пивобезалкогольный комбинат выбрасывает Fe, Mn, Al, Pb, Sn; а строительный комбинат – V, Fe, Mn (ПТО УНВОС, 2021).

Суммарный объем выбросов твердых веществ в атмосферу от сжигания топлива на территории бассейна составляет 277,2 тонны в год, а от технологических процессов - 346,8 тонн в год (БДПМО, <https://www.gks.ru/dbscripts/munst/>).

По уровню интенсивности движения все автодороги разделены на несколько типов в соответствии с шириной дорожного полотна и количеством полос (ГОСТ Р 52398-2005): МКАД и главные радиальные дороги (шоссе) с количеством полос движения в одну сторону больше 4 (Киевское шоссе, Минское шоссе); крупные дороги с 3-4 полосами (Боровское шоссе, проспект Вернадского, Можайское шоссе), средние с 2 полосами (ул. Генерала Дорохова, Рябиновая ул., ул. Лобачевского) и малые с 1 полосой в одну сторону (ул. Озерная, ул. Большая Очаковская).



**Рис. 2.5.** Точки опробования и источники антропогенного воздействия на территории исследования (составлено автором по данным <https://www.mos.ru/> и Open Street Map). Список предприятий, отмеченных на рисунке указан в прил. 1

## 2.3. Методы исследования

### *Полевые методы*

В ходе полевых работ в бассейне р. Сетунь отбирались пробы снега, дорожной пыли и придорожных почв, также отбирались почвы в профилях и донные отложения.

Геохимическая съемка снежного покрова проводилась в начале марта 2021 г. в бассейне р. Сетунь. В качестве фона для снежного покрова был взят снег в Можайском районе, в 100 км к западу от бассейна р. Сетунь (рис. 2.6). Преобладающее направление ветра зимой в Москве юго-западное, таким образом, при выборе фоновой точки опробования было исключено влияние промышленных предприятий Москвы на фоновый снег. Высота снежного покрова на фоновой территории мало отличалась от средней многолетней величины (40–45 см) (Большой атлас Москвы, 2012) и составила в среднем 40–55 см, в городе высота снежного покрова варьировала от 15 до 53 см.



**Рис. 2.6.** Точка опробования фонового снежного покрова в Можайском районе

Известно, что концентрации ТММ в поверхностном снежной толщии обычно меньше, чем в нижних слоях (Chen et al., 2018), поэтому пробы снега отбирались на всю толщии ненарушенного снежного покрова. Отбор производился с помощью трубы пробоотборника в пластиковый пакет. Фиксировалось количество «труб» и высота снежного покрова для каждой трубы. «Трубы»

располагались на площадке с площадью минимум 2 м<sup>2</sup> на расстоянии друг от друга, для получения смешанной пробы. В поле оценивалась и фиксировалась масса пробы: 5 кг отбиралось для анализа ТМ на фоне и в рекреационной зоне, 3 кг - для загрязненного городского снега.

Таким образом, проба представляла собой смешанный образец снега выпадавшего с момента установления снежного покрова до начала периода снеготаяния. В каждой из 60 (4 из них заложены на фоновой территории) точек отбирались образцы для анализа микроэлементного и ионного состава. Точки отбора выбирались с учётом функционального зонирования. В промышленной, селитебной и транспортной зонах были охарактеризованы источники загрязнения (промышленные предприятия, выбросы транспорта, выбросы при отоплении и т.д.), соответственно пробы отбирались вблизи них. Было отобрано 18 образцов в транспортной зоне, 9 – в промышленной, 18 в селитебной, 5 в рекреационной, 4 на фоновой территории, 6 проб было отобрано на нежилых территориях МО МГУ и инновационного центра «Сколково».

Летом 2019 г. проходил отбор дорожной пыли и почв. Всего было отобрано 53 пробы дорожной пыли на дорогах разного типа, а также 52 пробы поверхностных горизонтов почв у мест отбора пыли. Отбор пыли производился в максимально сухую погоду, не менее 72 ч после дождя и полного высыхания дороги. Смешанные пробы весом 300-500 г отбирались вдоль бордюра с обеих сторон дороги с помощью пластикового совка и щетки в 3-5 повторностях на расстоянии 3-10 м друг от друга (рис. 2.7).



**Рис. 2.7.** Отбор образцов дорожной пыли

На крупных и главных радиальных дорогах пробы отбирались на разделительной полосе, во дворах – в пределах парковок.

В разных функциональных зонах были заложены почвенно-геохимические катены. Было отобрано 94 пробы почвы и 18 проб донных отложений. В качестве фоновых проб для почв были взяты содержания элементов в почвах Сатино (Самонова и др., 2011, 2018; Meinlander et al., 2022, Samonova, Aseeva 2020; Samonova et al., 2020). Почвенные катены закладывались на следующих участках: Ульяновский лесопарк (к притоку р. Сетуни – Бекетову ручью) на фоновой территории в рекреационной зоне, промышленная зона «Очаково» (к р. Навершка), в транспортной зоне: к р. Алёшинка и р. Раменка, в селитебной зоне в нижнем течении р. Сетуни, и в нескольких городских парках и лесах: В верхнем течении р. Сетунь, в среднем течении в Мещёрском парке и природном заказнике р. Сетунь, а также в Тропарёвском парке к р. Сетунька. Получены данные о радиальном и латеральном распределении ТММ и физико-химических свойств почв в разных функциональных зонах.

### *Лабораторные методы*

Были проведены лабораторные исследования 277 образцов снега, дорожной пыли, почв и донных отложений (табл. 2.1). С учетом анализа фракций проведены лабораторные определения 600 образцов.

Содержание ТММ в пробах снега, почв, донных отложений и дорожной пыли определялось во ВНИИ минерального сырья им. Н.М. Федоровского (ВИМС) масс-спектральным (ICP/MS) и атомно-эмиссионным методами (ICP/AES) с индуктивно связанной плазмой на масс-спектрометре «Elan-6100» и атомно-эмиссионном спектрометре «Optima-4300» («Perkin Elmer», США) соответственно.

Пробы снега, отобранного при геохимической съемке, растапливали в лаборатории при 20–22°C. Основные физико-химические характеристики талой воды определялись в Эколого-геохимическом центре географического факультета МГУ. В полученном растворе потенциометрическим методом измеряли величину рН. Путем фильтрования через мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм выделяли жидкую (фильтрат) и взвешенную (взвесь на фильтре) фазы. Применение фильтров с диаметром пор 0,45 мкм для выделения растворенной формы МММ широко распространено при изучении состава снега, ливневого стока, речных вод (Куоррамäki et al., 2014; Gao et al., 2018; Yuan et al., 2018; Vijayan et al., 2019). Анионный состав фильтрата ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) определяли на жидкостном ионном хроматографе «Стайер», катионный состав ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) – на атомно-абсорбционном спектрометре с пламенной

атомизацией «novAA-400» фирмы «Analytik-Jena AG», содержание ионов  $\text{HCO}_3^-$  – по разнице между суммой эквивалентов катионов и анионов.

Таблица 2.1

Количество проб и виды проведенных лабораторных исследований, в скобках указано количество проб

Снег (60)	Дорожная пыль (53)	Придорожные почвы (52) и почвы в разрезах (94)*	Донные отложения (18)
рН			
Электропроводность, $\mu\text{S cm}^{-1}$			
Ионный состав**	Содержание органического углерода, %		
Растворённые ТММ ***	Гранулометрический состав		
Взвешенные ТММ	Концентрация ТММ во фракции $\text{PM}_{1000}$		
Концентрация ТММ во фракции $\text{PM}_{10}$	Концентрация ТММ во фракциях $\text{PM}_1$ и $\text{PM}_{1-10}$		

\* Образцы из почвенных разрезов не подвергались фракционированию, в них изучено только содержание ТММ во фракции  $\text{PM}_{1000}$

\*\*  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$

\*\*\* ТММ: Li, Be, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Zr, Nb, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Cs, Ba, La, W, Pb, Bi, Th, U

По массе взвеси на фильтре  $m$  (мг) оценено содержание твердых частиц в снеговой воде ( $X$ , мг/л):  $X = m / V$ , где  $V$  – объем талой воды,

Выделение фракций  $\text{PM}_{10}$  в образцах снега осуществлялось методом размер-селективного осаждения - отмучивания (Вадюнина, Корчагина, 1986). Пробы снега с пометкой  $\text{PM}_{10}$  полностью растапливались при комнатной температуре в накрытых ведрах (для исключения попадания пыли), до полного таяния всех комков снега и льда. Перед началом фильтрования растаявшей пробы снега ее взбалтывали в закрытом пластиковом ведре. Затем проба разливалась по чистым, промытым дистиллированной водой бутылкам объемом 1,5 л. Проба отмучивалась целиком, объем талой воды фиксировался. Бутылки закрывались крышкой и интенсивно

встряхивались. Через 17 минут с помощью резинового шланга с наконечником, на котором есть шкала с отметкой 10 см из бутылок сливались верхние 10 см. Затем в бутылки добавлялась дистиллированная вода и они снова интенсивно встряхивались и снова оставались на 17 минут. Процедура прилива дистиллированной воды, встряхиваний, сливов повторялась до момента пока верхний 10 см слой воды не станет прозрачным, без видимых частиц. Затем полученная проба профильтровывалась через мембранный фильтр с диаметром пор 0,45 мкм.

Пробы почв, пыли и донных отложений перед анализом просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм. Полученная валовая проба получала маркировку РМ<sub>1000</sub> (то есть фракция менее 1000 мкм).

Измерение рН почвенной, донной суспензии и суспензии дорожной пыли проводилось потенциометрическим методом рН-метром «Seven S-20-K» фирмы «Mettler Toledo», содержание органического углерода – методом Тюрина с использованием перемешивающего устройства «LS 110» фирмы «LOIP», сушильного шкафа нагревательного (термостата) фирмы «Binder», весов аналитических «Discovery» фирмы «OHAUS», титраторов «АТП-1д» на 30 мл и «Аквастеп» на 50 мл фирмы «Аквилон». Электропроводность измерена кондуктометрическим методом. Гранулометрический состав почв, донных отложений и дорожной пыли определялся на лазерном гранулометре «Analysette 22. Laser klasse 1» фирмы «Fritsch».

Фракционирование частиц почв менее 40 мкм невозможно для выделения сухим ситованием (Шкинев и др., 2012), поэтому нами они выделялись в жидкой среде. Центрифугирование часто применяется для гранулометрического разделения почв и дорожной пыли (Fedotov et al., 2011; Ermolin, Fedotov, 2016; Padoan et al, 2017; Liu et al., 2017, 2018). Получение фракций РМ<sub>1</sub> и РМ<sub>1-10</sub> дорожной пыли, почв, донных отложений осуществлялось с помощью центрифугирования, диспергация производилась с помощью ультразвукового воздействия. Совместно с сотрудниками географического факультета МГУ Енчилик П.Р. и Безбердой Л.А. была проведена методическая работа по выявлению наилучших параметров центрифугирования и ультразвукового воздействия для выделения фракций из почв и пыли.

Расчет времени и скорости центрифугирования проводился в программе *Centriset*, в которой указывались следующие параметры (константы): радиус частиц, см; плотность жидкости, г/см<sup>3</sup>; вязкость жидкости; плотность частиц, г/см<sup>3</sup>; время разгона центрифуги, сек; время торможения центрифуги, сек; расстояние от оси центрифуги до поверхности суспензии, см; расстояние от оси центрифуги до поверхности осадка на дне емкости, см. Скорость и время выделения частиц разного размера зависит от плотности самих частиц, плотности и вязкости среды, в которой они находятся. Так, значения плотности и вязкости в зависимости от

температуры жидкости ( $T$  °C). Нами использованы значения  $T = 25^\circ\text{C}$  (комнатная температура),  $\text{viscosity} = 0.00894$ ,  $\text{density} = 0.997 \text{ г/см}^3$ . Плотность частиц была выбрана соответствующая кварцу –  $2.65 \text{ г/см}^3$ . Расстояние от оси центрифуги до поверхности осадка на дне емкости – 20.5 см и расстояния от оси центрифуги до поверхности суспензии – 12 см. Было учтено, что расстояние от оси центрифуги до поверхности суспензии может меняться в зависимости от объема доливаемой дистиллированной воды. В таком случае, оно измерялось и проводилась корректировка времени и скорости центрифугирования. Далее экспериментальным путем определена скорость и время центрифугирования так, чтобы скорость вращения не превышала максимально возможную для центрифуг с ротором горизонтального типа (2500 об/мин), а центрифугирование продолжалось не менее 4 минут. Для выделения фракции  $\text{PM}_1$  в программу Centriset помимо вышеописанных показателей вводили радиус этих частиц в сантиметрах (0,00005 см), количество оборотов в секунду (18.3 об/сек), установленное экспериментальным путем, а также время разгона (70 с) и торможения центрифуги (120 с) при заданных оборотах, измеренное заранее при ее полной рабочей загрузке. Расчет показал, что необходимое время для выделения частиц – 8 минут при 1100 об/мин. Центрифугирование производилось после озвучивания проб ультразвуком в течение 2 минут.

После завершения центрифугирования жидкость над осадком (содержащую фракцию  $\text{PM}_1$ ) сливали в сосуд объемом 5 л, снова доливали дистиллированную воду до метки, уравнивая массы емкостей с суспензией, и центрифугировали при заданных параметрах. Операцию повторяли до полного просветления жидкости в центрифужном стакане. Далее из остатка пробы выделялась фракция  $\text{PM}_{1-10}$ . После полного выделения частиц  $\text{PM}_1$  уровень жидкости снова доводился до метки, пробу озвучивали ультразвуком в течение 2 минут. Для выделения фракции  $\text{PM}_{1-10}$  в программу Centriset вводили значение радиуса этих частиц (0,0005 см), количество оборотов (3.33 об/сек), а также время, необходимое для разгона (27 с) и торможения центрифуги (22 с) при заданных оборотах. Расчет показал, что количество оборотов и время центрифугирования – 200 об/мин и 4 минуты. После фракционирования жидкость сливали в другой сосуд, доводили дистиллированной водой до метки и продолжали центрифугировать при заданных параметрах. Операцию по выделению частиц  $\text{PM}_{1-10}$  повторяли до тех пор, пока столб воды в емкости после центрифугирования снова не становился прозрачным. После завершения центрифугирования полученную суспензию с фракциями  $\text{PM}_1$  и  $\text{PM}_{1-10}$  фильтровали через фильтр с диаметром пор 0,45 мкм.

### Обработка данных

Дорожная пыль – специфический техногенный объект, не имеющий фонового аналога, поэтому в качестве эталона сравнения использовались кларки верхней части континентальной коры (Rudnick, Gao, 2014).

Для выявления техногенных геохимических аномалий в почвах и снеговой пыли рассчитывались коэффициенты концентрации элементов  $K_c$ .

$$K_c = C_i / C_{\phi},$$

Где  $C_i$  – концентрация  $i$ -го элемента в пробах,  $C_{\phi}$  – среднее содержание в фоновых почвах. В качестве фоновых были взяты содержания элементов в почвах УНБ Сатино (Самонова и др., 2011, 2018; Meinlander et al., 2022). Суммарный коэффициент был рассчитан по формуле:

$$Z_c = \Sigma K_c - (n-1),$$

Для  $K_c > 1.5$ . число элементов с  $K_c > 1.5$ .

Для оценки уровня загрязнения ТММ почв использовались градации  $Z_c$ : <16 низкий, неопасный; 16–32 средний, умеренно-опасный; 32–64 высокий, опасный; 64–128 очень высокий, очень опасный; >128 максимальный, чрезвычайно опасный (Методические рекомендации..., 2006, табл. 2.2). Для оценки загрязнения снега использовалась шкала  $Z_c$  снега, в которой низкий неопасный уровень соответствует  $Z_c < 32$ , 32–64 средний, умеренно-опасный; 64–128 высокий, опасный; 128–256 очень высокий, очень опасный; >256 максимальный, чрезвычайно опасный (Геохимия..., 1990).

Для оценки обогащения дорожной пыли применяется коэффициент EF. Коэффициенты EF для снеговой и дорожной пыли, почв и донных отложений рассчитаны одинаково по отношению к содержанию элементов в верхней части континентальной земной коры (Rudnick, Gao, 2014). В качестве нормирующего элемента для расчета коэффициента EF в мире используются различные элементы: Al (Yu et al., 2020), Fe (Cai, Li 2019), Sc (Sorooshian et al. 2012; Nazriddinzoda et al., 2019; Arimoto et al., 1997; Abbasi et al., 2018), Y (Nazriddinzoda et al., 2019), Li, Zr, Ti, Sc, La, Mn (Hernandez et al., 2003), Нами был выбран Al, поскольку у него были выявлены низкие коэффициенты вариации и слабая изменчивость концентраций между фракциями и средами (см. приложение 5).

EF рассчитан по формуле:

$$EF = (C_i / C_{\text{кларк}}) / (C_{Al} / C_{\text{кларк Al}}),$$

где  $C_i$  – концентрация  $i$ -го элемента в пробе,  $C$  – кларк элемента в верхней части континентальной земной коры (Rudnick, Gao, 2014),  $C_{Al}$  – концентрация Al в пробе,  $C_{\text{кларк Al}}$  – кларк Al.

Таблица 2.2

Уровни интегральных показателей и градации экологической опасности по (Методические рекомендации..., 2006) с изменениями по (Касимов, Кошелева и др., 2012)

Уровни интегральных показателей и экологической опасности	Обогащение дорожной и снеговой пыли ТММ (TEF)	Загрязнение ТММ ( $Z_c$ )	
		снег	почвы
Низкий, неопасный	< 32	< 32	< 16
Средний, умеренно-опасный	32 – 64	32 – 64	16 – 32
Высокий, опасный	64 – 128	64 – 128	32 – 64
Очень высокий, очень опасный	128 – 256	128 – 256	64 – 128
Максимальный, чрезвычайно опасный	> 256	> 256	> 128

Суммарный коэффициент обогащения был рассчитан по формуле:

$$TEF = \sum EF - (n-1),$$

для  $EF > 1.5$ , где  $n$  – число элементов с  $EF > 1.5$ .

Значение коэффициента обогащения может индцировать происхождение элементов:  $EF < 1$  свидетельствует о природном происхождении элементов в пробах (преимущественное поступление из земной коры), от 1 до 10 – вероятно, имеются техногенные источники, а при  $EF \geq 10$  ТММ явно имеют техногенное происхождение (Cheng et al., 2018). В работе использованы градации EF по обогащению (Sutherland 2000) измененные для антропогенно-преобразованных почв (Chabukdhara et al 2016): <1 – нет обогащения; 1–3 – слабое; 3–5 среднее; 5–10 – выше среднего; 10–25 – сильное; 25– 50 – очень сильное; >50 – чрезвычайно сильное. Уровни накопления химических элементов TEF имеют следующие градации: <32 – низкий, 32–64 – средний, 64–128 – высокий, 128–256 – очень высокий, > 256 – чрезвычайно высокий (Методические рекомендации..., 2006; Касимов и др., 2012; Власов и др. 2014).

Коэффициенты радиальной дифференциации R показывают интенсивность перераспределения ТММ по почвенному профилю; они рассчитываются как отношение концентраций поллютантов в почвенном горизонте к их содержанию в почвообразующей породе (или ВС при отсутствии данных о концентрации в С).

Коэффициенты латеральной дифференциации L в каждом элементарном ландшафте катены – отношение содержаний ТМ в этом ландшафте к их концентрации в автономном (элювиальном) ландшафте. Индексы ландшафтов на схемах даны по (Богданова и др., 2012)

Схемы пространственного распределения показателей построены в пакете ArcGIS.

Статистическая обработка данных проводилась в пакете Statistica 10. Кластерный анализ для выделения устойчивых парагенетических ассоциаций ТММ проводился методом Complete Linkage с мерой сходства  $d = 1 - \text{Person } r$ . Значимость коэффициентов корреляции  $r$  и коэффициентов корреляции Спирмена  $r_s$  проверялась по  $t$ -критерию при  $p < 0,05$ . Сила корреляции определена по значению коэффициента корреляции  $r$ , по шкале Чеддока: от 0 до 0.3 – очень слабая, от 0.3 до 0.5 – слабая, от 0.5 до 0.7 – средняя, от 0.7 до 0.9 высокая, от 0.9 до 1 – очень высокая.

Применение метода главных компонент (РСА) позволило уменьшить количество требуемых для интерпретации данных, суммируя набор многомерных данных в несколько линейных комбинаций переменных и идентифицировать источники в формировании химического состава гранулометрических фракций дорожной пыли (Aminiyan et al., 2018). В анализе использовались шесть массивов данных (каждый массив для отдельной гранулометрической фракции дорожной пыли и придорожных почв) с концентрациями 29 выбранных для анализа ТММ. Предварительно каждый массив данных был обработан с помощью  $Z$ -нормализации:

$$Z_{ik} = (C_{ik} - C_i) / \sigma_i,$$

где  $C_{ik}$  – концентрация  $i$ -го химического элемента в пробе  $k$ ,  $(C_i)$  – средняя концентрация  $i$ -го элемента,  $\sigma_i$  – стандартное отклонение  $i$ -го элемента.

Для облегчения интерпретации факторов и уменьшения числа ТММ, имеющих высокие факторные нагрузки с отдельными факторами, использовался метод вращения полученных при РСА данных Varimax (Guo et al., 2004). Как факторы рассматривались главные компоненты, объясняющие более 5% выборки и с собственным значением (eigenvalue)  $> 1$  (Критерий Кайзера). На этом этапе были получены значения факторных нагрузок (factor loadings), значения факторов (factor scores) и коэффициенты значений факторов (Factor score coefficients).

Для оценки вклада источников в концентрации ТММ использовался метод РСА с расчетом абсолютных значений главных компонент (Absolute Principal Component Scores - APCS) и дальнейшим применением множественных линейных регрессий (Multiple Linear Regressions - MLR (Thurston et al., 2011; Prakash et al., 2018). Детально методология расчета APCS и применение РСА/APCS-MLR приведена в (Thurston, Spengler, 1985), а также в работах, в которых данный подход применялся при изучении дорожной пыли (Shi, Lu, 2018; Liang et al., 2019; Chen et al., 2021).

Расчет абсолютных значений главных компонент (APCS) проводился для каждого фактора и каждой пробы. Для этого рассчитывались значения нулевой пробы  $Z_0$  (нулевая проба) для каждого элемента по формуле  $Z_{ik} = (C_{ik} - C_i) / \sigma_i$ , где за  $C_{ik}$  берется 0.  $Z_0$  для каждого элемента

умножалось на значения Factor Score Coefficients каждого фактора, полученные значения суммировались для каждого фактора. APCS рассчитывается как разница между Factor Score каждого фактора каждой пробы и Factor Score того же фактора нулевой пробы.

Анализ с применением множественных линейных регрессий выполнялся между исходными концентрациями элементов и абсолютными значениями каждой из главных компонент. Вклад факторов в концентрации элементов в каждом образце определялся как:

$$C_i = \xi_{0i} + \sum (APCS_p \times \xi_{pi}), p = 1, 2, \dots, n,$$

где  $\xi_{0i}$  константа множественной регрессии для  $i$ -го элемента,  $\xi_{pi}$  коэффициент множественной регрессии  $p$ -го фактора  $i$ -го элемента,  $APCS_p$  – абсолютные оценки главных компонент для каждого фактора для исследуемого образца.  $APCS_p \times \xi_{pi}$  - вклад  $p$ -го фактора в концентрацию  $C$   $i$ -го элемента. Среднее значение  $APCS_p \times \xi_{pi}$  всех образцов показывает средний вклад факторов (Ma et al., 2021). Факторы определялись путем экспертной оценки (EPA..., 2014) с помощью литературных данных и баз данных профилей источников Объединенного исследовательского центра Европейской комиссии Joint Research Centre Specieurope (source-apportionment.jrc.ec.europa.eu).

### Глава 3. Тяжелые металлы и металлоиды в снежном покрове как индикаторы загрязнения в зимний период

#### 3.1. Макрокомпонентный состав снега

Фоновые снеговые воды западного Подмосковья характеризуются нейтральной реакцией среды (рН 7,13) и пониженной минерализацией относительно городского снега (27,24 мг/л), ионный состав вод гидрокарбонатно-кальциевый. Фоновые снеговые воды, отобранные в том же районе двумя годами ранее, характеризовались слабокислой реакцией среды (рН 5,6) и пониженной минерализацией (6,4 мг/л), ионный состав вод гидрокарбонатно-кальциевый (Vlasov et al., 2020). Полученные данные согласуются с результатами исследования физико-химических свойств снега в Подмосковье (Еремина, Григорьев, 2010; Богатырев и др., 2018; Eremina, Vasil'chuk, 2019).

Содержание твердых частиц на фоновом участке составило 13.19 мг/л. Содержание твердых частиц в фоновом снеге незначительное – около 9 мг/л, при этом интенсивность суточной пылевой нагрузки (9 мг/м<sup>2</sup> в сутки) соответствует среднему уровню для фоновых неурбанизированных районов Восточно-Европейской равнины – около 10 мг/м<sup>2</sup> в сутки (Геохимия ..., 1990).

Пылевая нагрузка в снеге бассейна р. Сетунь варьирует в диапазоне от 4,1 до 230 кг/км<sup>2</sup> в сутки (табл. 3.1), в среднем 35 кг/км<sup>2</sup> в сутки, что в 3 раза выше значения характерного для фоновой территории (Можайский район) и выше оценки 28 кг/км<sup>2</sup> в сутки, полученной для Приокско-Террасного заповедника (Глазовский, Учватов, 1981). Пылевая нагрузка фоновой территории составляет 10,9 кг/км<sup>2</sup>, это значение ниже оценки для Приокско-Террасного заповедника и совпадает с фоновой пылевой нагрузкой равнинной континентальной территории умеренных широт – 10 кг/км<sup>2</sup> (Линник, 1985).

Ионный состав снега фоновой территории гидрокарбонатно-кальциевый. Химический состав незагрязненных атмосферных осадков в европейской части России характеризовался ранее как сульфатно-кальциевый, что было связано с соединениями серы техногенного происхождения (Лычагин, 1983). Появление сульфатов в снеге было результатом сжигания угля с целью отопления. Сейчас в Москве большая часть ТЭС работает на газу, и иногда, при очень низких температурах зимой, на резервном топливе – мазуте, поэтому содержания сульфатов в снеге фоновой территории не велики – 1,92 мг/л.

Наименьшими значениями пылевой нагрузки отличаются парки, расположенные в разных частях бассейна: Мещерский, Тропарёвский, Юго-Западный, 50-летия Октября. Наибольшими значениями пылевой нагрузки отличаются Большой бульвар на территории Сколково в западной части бассейна и Аминьевское шоссе в северной части бассейна. Значения рН снега варьируют от 6,7 до 8. Максимальное подщелачивание относительно фоновых территорий составляет 0.5

единиц. Наиболее высокие слабощелочные значения характерны для транспортной функциональной зоны бассейна, а также для районов частной застройки в селитебной функциональной зоне.

Таблица 3.1

Физико-химические свойства талых снеговых вод и содержание ионов в снеге бассейна р. Сетунь и фоновой территории. Жирным шрифтом выделены максимальные средние показатели.

Параметр	Функциональная зона*				В бассейне в среднем (56)	МО МГУ (5)	Фон (4)
	Т (18)	П (9)	С (18)	Р (5)			
рН	7,4	7,3	7,1	7,1	7,3	<b>7,6</b>	7,1
Минерализация, мг/л	<b>74,2</b>	44,5	40,0	25,9	50,1	32,6	27,2
Содержание взвеси, мг/л	<b>81,9</b>	45,37	25,31	5,56	40,62	16,2	13,2
Пылевая нагрузка, кг/км <sup>2</sup> в сутки	<b>73,7</b>	35,7	21,3	5,7	37,5	17,8	10,9
Na <sup>+</sup> , мг-экв/л	<b>0,4</b>	0,12	0,11	<b>0,04</b>	0,21	0,15	0,09
K <sup>+</sup> , мг-экв/л	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,05	0,01
Mg <sup>2+</sup> , мг-экв/л	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Ca <sup>2+</sup> , мг-экв/л	<b>0,7</b>	0,5	0,5	0,3	0,5	0,4	0,3
Cl <sup>-</sup> , мг-экв/л	<b>0,5</b>	0,2	0,1	0,05	0,3	0,2	0,1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг-экв/л	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг-экв/л	<b>0,08</b>	0,08	0,05	0,04	0,06	0,04	0,04
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг-экв/л	<b>0,4</b>	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2
Na <sup>+</sup> , мг/л	9,16	2,75	2,52	0,92	4,81	3,44	2,06
K <sup>+</sup> , мг/л	0,78	0,78	0,39	0,39	0,78	1,95	0,39
Mg <sup>2+</sup> , мг/л	0,24	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
Ca <sup>2+</sup> , мг/л	14,0	10,0	10,0	6,0	10,0	8,0	6,0
Cl <sup>-</sup> , мг/л	17,7	7,08	3,54	1,77	10,62	7,08	3,54
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	0,62	0,62	0,62	1,24	0,62	1,24	1,24
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/л	3,84	3,84	2,4	1,92	2,88	1,92	1,92
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	24,4	18,3	18,3	12,2	18,3	12,2	12,2

\*Функциональные зоны: Т – транспортная, П – Промышленная, С – Селитебная, Р – Рекреационная; МО МГУ – Метеообсерватория МГУ

Электропроводность снега варьирует от 4,9 до 382 мкСм/см, наименьшие значения наблюдаются в рекреационной зоне, а наиболее высокие значения, превышающие фоновые в 77 раз, вблизи крупных дорог: МКАД, Минское шоссе, Можайское шоссе, Ленинский проспект, Ломоносовский проспект и т.д.

Ионный состав снега в бассейне р. Сетунь преимущественно гидрокарбонатно-кальциевый и хлоридно-кальциевый, преобладание хлоридов говорит о загрязнении противогололедными

реагентами (Charola et al., 2017; Ke et al., 2019). Хлоридно-кальциевый состав характерен для промышленной зоны «Очаково» в центральной части бассейна и некоторых дорог (Ломоносовский проспект, бульвар Большой), хлоридно-натриевый состав отмечен около Боровского шоссе вблизи Мичуринской аллеи на территории МО МГУ.

Транспортная зона бассейна р. Сетунь характеризуется среди других функциональных зон наиболее высокими значениями минерализации и рН – 74, 35 и 7,4 соответственно, а также повышенным содержанием взвеси 81,97 мг/л и как следствие высокой пылевой нагрузкой 73,74 кг/км<sup>2</sup> в сутки, на фоновом участке эта величина составляет 10,99 кг/км<sup>2</sup> в сутки по составу снег хлоридно-кальциево-натриевый. В промышленной зоне минерализация снега ниже, чем в транспортной и составляет 44,45 мг/л, а содержание взвеси 45,37 мг/л, значения рН нейтральные 7,29, также ниже, чем в транспортной зоне. Ионный состав снега в промышленной зоне гидрокарбонатно-кальциевый, с низкой долей участия хлоридов и натрия. В селитебной зоне все показатели снижены по сравнению с промышленной и транспортной зонами, рН составляет 7,14, минерализация 40,03 мг/л, а содержание взвеси 25,31 мг/л. Пылевая нагрузка в селитебной зоне снижается до 21,27 кг/км<sup>2</sup> в сутки. В рекреационной зоне отмечена наименьшая пылевая нагрузка 5,7 кг/км<sup>2</sup> в сутки и содержание взвеси 5,56 мг/л, а также рН и минерализация близкие к фоновым значениям, ионный состав снега гидрокарбонатно-кальциевый. В целом, наиболее загрязнены образцы, отобранные в транспортной функциональной зоне, На территории западной Москвы величина рН загрязненного талого снега транспортной зоны колеблется в пределах 7,3–8,8 (в среднем 8,1), то есть подщелачивание снежного покрова в городе интенсивное и относительно фона составляет в среднем 2,5 единицы (Vlasov et.al 2020), что обусловлено повышенным накоплением щелочной дорожной и карбонатной строительной пыли, а также использованием в качестве ПГР мраморной крошки (Касимов и др., 2016). Хлоридные ПГР, наоборот, могут незначительно снижать рН осадков и снега из-за образования газообразных HCl, ClNO<sub>2</sub> и Cl<sub>2</sub> в результате реакции NaCl с газообразными HNO<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> и ClONO<sub>2</sub> (Еремина и др., 2015). Наиболее высокие значения рН 7,6–8,8 приурочены к автодорогам. При средней величине рН 8,2 подщелачивание талых вод уменьшается в ряду дорог: крупные (8,6) > главные (8,4) > средние (8,2) > малые и МКАД (8,0). Увеличение рН талого снега с ростом интенсивности движения транспорта установлено также в Лахти, Финляндия (Kuorramäki et al., 2014). Во дворах жилых домов с автостоянками интенсивность подщелачивания меньше – среднее рН талых снеговых вод здесь составляет 7,4 при слабом варьировании от 7,3 до 7,5. Высокие значения рН и их снижение во дворах установлены нами ранее для водной вытяжки дорожной пыли Москвы (Kasimov et al., 2019), что указывает на поступление ее частиц в придорожный снег. В снеговых водах на территории МО МГУ величина рН составляет 7,3, что близко к уровню селитебной зоны.

Интенсивное техногенное воздействие транспорта, промышленных объектов и применение ПГР привело к значительному увеличению содержания твердых частиц в снеге (в 2–5 раз) и интенсивности пылевой нагрузки (в 2–7 раз), минерализации (в 5–17,6 раз) и изменению ионного состава талой снеговой воды в Западной Москве относительно фона (Vlasov et al., 2020). Для бассейна р. Сетунь наблюдается похожая тенденция - пылевая нагрузка в городе превышает фоновую в 2-7 раз, содержания твердых частиц в снеге в 2-6 раз, минерализация в 1,45 - 2,7 раз. Резкое увеличение содержания твердых частиц в снеге при применении ПГР установлено также в других городах, например, в Екатеринбурге, где в снеге автодорог и пешеходных дорожек содержание твердых частиц в 4–5 раз больше, чем в снеге газонов и внутриворотовых парковок (Seleznev et al., 2019). Менее интенсивное увеличение минерализации относительно фонового в бассейне р. Сетунь по сравнению с ЗАО Москвы связано с тем, что проанализированы разные функциональные зоны, транспортная зона обеспечивает повышенную минерализацию снега. Минерализация талой воды рядом с дорогами в западной Москве в среднем составляет 100 мг/л, варьируя от 18,4 до 331 мг/л, во дворах жилых домов от 18 до 63 мг/л и составляя на территории МО МГУ 32 мг/л. По величине минерализации снеговой воды дороги Западной Москвы образуют ряд: главные шоссе (233 мг/л) > МКАД (144) > крупные (87) > средние (73) > малые (58) (Vlasov et al., 2020). Отмечается смена ионного состава талой снеговой воды с гидрокарбонатно-кальциевого в фоновых условиях на хлоридно-кальциевый-натриевый в бассейне р. Сетунь. Ионный состав снеговой воды ЗАО (Vlasov et al., 2020) вблизи МКАД, главных шоссе, крупных и средних дорог различается слабо и практически повсеместно хлоридный кальциево-натриевый, что в целом хорошо согласуется с результатами многолетних (1999–2019 гг.) исследований кислотности и химического состава снега и дождевых осадков на территории Москвы и Подмосковья (Еремина, Григорьев, 2010; Беликов и др., 2011, 2014; Еремина, 2019; Eremina, Vasil'chuk, 2019). Лишь в отдельных точках на улицах Молодогвардейской и Рябиновой рядом с объектами строительства и промзонами «Северное Очаково» и «Южное Очаково» состав вод гидрокарбонатно-хлоридный кальциево-натриевый. Рядом с малыми дорогами, на автопарковках во дворах жилых домов и на территории МО МГУ снеговые воды имеют аналогичный состав с небольшим увеличением доли ионов гидрокарбонатов, нитратов, сульфатов и кальция и одновременным снижением доли хлоридов и натрия, вероятно, из-за меньших объемов, используемых ПГР, что подтверждается малой минерализацией вод на этих территориях по сравнению с остальными дорогами.

Транспортная функциональная зона бассейна р. Сетунь отличается повышенной минерализацией и значениями pH. Ионный состав снега в городе хлоридно-натриевый, тогда как на фоновой территории гидрокарбонатно-кальциевый.

### 3.2. Растворенные формы ТММ в снежном покрове

Фоновые содержания растворенных форм элементов в Можайском районе (табл. 3.2) в основном сопоставимы с фоновыми значениями взятыми в том же районе несколькими годами ранее (Vlasov et al., 2020). В нашем массиве данных отмечаются повышенные значения содержаний растворенных Na, Mg, K, Mn, Ni, W, Mo, Sn, Bi и пониженные Al, Fe, Sb, Pb, что позволяет выявить условно природную вариацию содержания растворенных форм элементов в снеге Можайского района.

**Таблица 3.2**

Среднее содержание растворенных форм ТММ в снеге Можайского района. Прочерком обозначены значения ниже предела обнаружения

Элемент	Фон, Можайский район (n=4)	Фон, Можайский район (Vlasov et al., 2020)
Na	320	193
Mg	110	-
Al	5	58
K	150	-
Ca	1387	1387
Ti	-	1,1
V	0.1	-
Cr	-	-
Mn	8	4,5
Fe	3	49
Co	0,15	0,071
Ni	0.5	-
Cu	2	2,8
Zn	10	22
Rb	0.2	0,19
Sr	2	1,2
Mo	0.05	-
Cd	0.02	0,033
Sn	0.04	-
Sb	0.03	0,068
Ba	3	2,7
W	0.003	-
Pb	0.08	0,70
Bi	0.002	-

Средние содержания ТММ в растворенной форме в мкг/л в снежном покрове бассейна р. Сетунь по функциональным зонам города и коэффициенты вариации для всей выборки показаны в табл. 3.3. Наибольшими вариациями отличаются W (0,003-0,2 мкг/л, CV = 239%), U (0,001 – 0,16 мкг/л, CV = 182%), As (0,04-0,08 мкг/л, CV = 163%), Zn (10-110 мкг/л, CV = 162%), Na (0,03-

9 мг/л, CV=157%), Cu (2-6 мкг/л, CV=141%), Al (4-33 мкг/л, CV=137%). Высокая вариабельность элементов говорит о возможных техногенных аномалиях этих элементов.

Таблица 3.3

Среднее содержание растворенных форм ТММ в снежном покрове., мкг/л.

Элемент	Т (18)	П (9)	С (18)	Р (5)	МО МГУ (5)	Фон (4)	CV, %
Li	0,18	0,15	0,09	0,08	0,11	0,04	68
Na	<b>9510</b>	2460	2670	1130	1420	320	157
Mg	170	120	100	130	70	110	68
Al	<b>33</b>	14	12	5	4	5	137
K	380	340	320	290	230	150	87
Ca	<b>9060</b>	3850	2810	1790	2040	910	108
V	0,4	0,5	0,3	0,3	0,3	0,1	82
Mn	6	3	4	<b>16</b>	4	8	101
Fe	3*	3*	3*	4	3*	3*	75
Co	0,07	0,05*	0,05*	0,05*	0,05*	0,15	104
Ni	0,3	0,2	0,3	0,5	0,5	0,5	92
Cu	4	4	5	2	6	2	141
Zn	10	20	20	20	<b>110</b>	10	162
As	0,08	0,07	0,04*	0,04*	0,04*	0,04*	163
Rb	0,5	0,4	0,3	0,4	0,3	0,2	63
Sr	16	11	8	4	5	2	85
Zr	0,007	0,006	0,006	0,006	0,005*	0,008	77
Mo	<b>0,13</b>	0,08	0,06	0,07	0,06	0,05	109
Cd	0,02	0,02	0,03	0,06	<b>0,08</b>	0,02	82
Sn	0,05	0,05	0,04	0,03	0,02	0,04	66
Sb	<b>0,14</b>	0,1	0,07	0,11	0,08	0,03	61
Cs	0,008	0,006	0,006	0,007	0,006	0,003	44
Ba	10	6	11	6	8	3	145
La	0,008	0,008	0,008	0,006	0,007	0,009	84
W	<b>0,202</b>	0,036	0,03	0,023	0,021	0,003	239
Pb	0,11	0,15	0,15	0,1	0,24	0,08	105
Bi	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002	67
Th	0,0006	0,0006	0,0006	0,0005*	0,0005*	0,0008	57
U	<b>0,016</b>	0,005	0,003	0,002	0,001	0,001	182

Функциональные зоны: Т – транспортная, П – Промышленная, С – Селитебная, Р – Рекреационная; МО МГУ – Метеообсерватория МГУ, количество образцов указано в скобках, жирным шрифтом выделены максимальные средние значения.

\*Концентрации отмеченных элементов заменены значениями равными половине предела обнаружения (Reimann et al., 2008), так как были ниже предела обнаружения в некоторых функциональных зонах. Ti, Be, Sc, Cr, Nb, Ag исключены из выборки, так как их концентрации были ниже предела обнаружения во всем массиве данных.

Можно отметить наибольшую загрязненность транспортной зоны Na, Mg, Sr, Ca, Al, Li, Sb, Ba, W, As. В ЗАО Москвы в транспортная зона также была загрязнена Na, Mg, Sr, Ca по

сравнению с другими функциональными зонами (Vlasov et al., 2020). В среднем в растворенной форме в транспортной зоне содержания Na было выше фонового в 30 и 20 раз в 2021 и в 2018 г. соответственно, а Ca в 10 раз. Метеообсерватория МГУ ввиду своего положения вблизи крупных дорог с интенсивным движением (Ломоносовский и Мичуринский проспекты) также показывает относительно высокие содержания ТММ. Причем они заметно отличаются от содержаний, показанных здесь ранее. На территории МО МГУ в марте 2021 г. наблюдались повышенные средние содержания Zn (110 мкг/л) и Ba (8 мкг/л), тогда как в 2018 г. (Vlasov et. al., 2020) концентрации этих элементов составили соответственно 24 и 7 мкг/л. Фоновая территория в Можайском районе характеризуется пониженными содержаниями всех элементов за исключением Mn и Zr. Рекреационная зона показывает максимум Mn (16 мкг/л) и повышенные содержания Cd (0,06 мкг/л). Высокие уровни Cd в фоновом городском снеге по сравнению со снегом рядом с дорогами установлены в Инсбруке, что объясняется поступлением металла из нетранспортных источников (Engelhard et al., 2007).

Величину превышения концентраций форм ММ над фоновым уровнем и, соответственно, степень загрязнения снега показывает значение  $K_c$  (табл. 3.4). Значения  $K_c$  и суммарных коэффициентов  $Z_c$ , наиболее высоки в транспортной зоне, величина  $Z_c$  достигает 153, накапливается широкий спектр элементов. Наиболее высокие значения превышения над фоном отмечаются для  $W_{67}$ ,  $Na_{30}$ ,  $U_{16}$ ,  $Ca_{10}$ ,  $Sr_9$ ,  $Al_7$ ,  $Sb_5$ ,  $Li_4$ ,  $Sb_4$ ,  $Ba_3$ ,  $V_4$ ,  $Rb_3$ ,  $Mo_3$ ,  $Cs_3$ ,  $K_3$  в транспортной функциональной зоне.

**Таблица 3.4**

Накопление растворенных форм ТММ в снеге бассейна р. Сетунь. Величина  $K_c$  каждого элемента указана в нижнем индексе

Объект	$K_c$					$Z_c$
	>50	25–50	10–25	5–10	3–5	
Транспортная зона (18)	$W_{67}$	$Na_{30}$	$U_{16}$ , $Ca_{10}$	$Sr_9$ , $Al_7$ , $Sb_5$	$Li_4$ , $V_4$ , $Ba_3$ , $Rb_3$ , $Mo_3$ , $Cs_3$ , $K_3$	153
Промышленная зона (9)	–	–	$W_{13}$	$U_6$ , $Na_8$ , $V_5$	$Ca_4$ , $Li_3$ , $Al_3$ , $Sb_3$	49
Селитебная зона (18)	–	–	$W_{10}$	$Na_8$	$Sr_4$ , $U_3$ , $Ca_3$	38
Рекреационная зона (5)	–	–	–	$W_8$	$Na_4$ , $Cd_3$ , $Sb_3$	26
МО МГУ (5)	–	–	$Zn_{11}$	$W_7$	$Cd_4$ , $Na_4$ , $Sr_3$ , $V_3$	40

Во всех объектах W, Na Ca, Sr, Sb демонстрируют высокие  $K_c$  (>3). Na и Ca в растворенной форме связаны вероятнее всего с внесением ПГР. Это подтверждают исследования состава снега

в юго-западной части Москвы, где применение ПГР способствовало резкому увеличению концентраций Na, Ca и K (Dryabzhinskiy et al., 2017). W поставляется в окружающую среду при абразии дорожного покрытия и разметки (Limbeck, Puls, 2011). В транспортной зоне бассейна р. Сетунь также накапливаются Sb и Mo. Подобная тенденция наблюдалась и в ЗАО Москвы, где наиболее активная аккумуляция растворенных Mo и Sb в снеге вдоль крупных дорог связывалась с выбросами ТЭЦ-25 и других предприятий теплоэнергетики в ЗАО (Vlasov et al., 2020). В целом, для Москвы характерно обогащение Sb, W, Sn, Bi, Cd тонких фракций PM<sub>1</sub> и PM<sub>1-10</sub> дорожной пыли (Kasimov et al., 2020), что подтверждает связь этих элементов в снеге с транспортным воздействием. В исследованиях снега вдоль дорог ЗАО накоплением W характеризовались только МКАД и главные дороги (Vlasov et al., 2020). Дополнительным источником Na могут являться выбросы автотранспорта. Двигатели легковых автомобилей при сжигании бензина марки Euro 3, 4, 5 и дизельного топлива Euro 3, 4 выбрасывают до 1310 мкг Na на км пробега (Alves et al., 2015). Sr, вероятно, может входить в состав ПГР в качестве примеси, поскольку этот металл часто является спутником Ca (Vlasov et al., 2020). Кроме того, Sr и Ca могут поставляться со строительной пылью (Amato et al., 2009). В бассейне р. Сетуни согласно данным mos.ru в 2019-2020 гг. строилось свыше сорока объектов (<https://stroimsk.ru/construction>). В промышленной зоне спектр загрязнителей меньше, чем в транспортной, что вероятно связано с менее интенсивной транспортной нагрузкой, которая, по-видимому, обеспечивает основной приток поллютантов. Это подтверждается исследованиями в ЗАО Москвы, где содержание растворенных форм большинства ТММ из-за воздействия автотранспорта максимально в снеге вдоль дорог, постепенно уменьшаясь во дворах и на МО МГУ, достигая минимальных уровней в снеге фоновой территории в Подмосковье (Vlasov et al., 2020). Изменение концентраций растворенных форм ТММ в снеге зависит от интенсивности воздействия транспорта, а также связано с разным расходом ПГР на различных по крупности дорогах. Так, содержание Na в снеге Нови-Сада (Сербия), Cu, Fe, Zn и Pb в снеге Пекина (Китай), Al, Co, Cr, Cu, Mn и Ni в снеге Лахти (Финляндия) увеличивается с ростом крупности дороги, а Zn в Нови-Саде и Cl<sup>-</sup> в Пекине – снижается (Vasić et al., 2012; Kuorppamäki et al., 2014; Chen et al., 2018). В селитебной зоне также наблюдается уменьшение загрязнения по сравнению с транспортной и промышленной зонами, суммарный коэффициент загрязнения снижается до 38. В рекреационной зоне суммарный коэффициент загрязнения соответствует низкому неопасному уровню и спектр накапливаемых элементов невелик, но в нем появляется Cd, который может быть связан с использованием удобрений (Li et al., 2020). Территория вблизи МО МГУ отличается высокими K<sub>c</sub> Zn в растворенной форме: Zn<sub>11</sub>. В исследовании ЗАО для МО МГУ и фоновой территории характерны более высокие концентрации растворенного Zn и Pb по сравнению со снегом вдоль дорог и во дворах (Vlasov, 2020). Повышенное содержание растворенного Zn в снеге рядом с МО

МГУ по сравнению со снегом рядом с дорогами фиксировалось ранее (Богатырев и др., 2018). Вероятно, это обусловлено региональным переносом поллютантов из урбанизированных районов Подмосковья и ближайших регионов, макрорегиональным переносом из Европы и глобальной миграцией поллютантов, что подтверждают данные о накоплении металлов в пылевой составляющей фонового снега в западном Подмосковье в районе Звенигорода (Касимов и др., 2012), в снеге фоновых ландшафтов Северо-Западного Алтая (Бабошкина и др., 2004), фоновых районов Рязанской Мещеры (Кривцов и др., 2011) и Полярного плато в Антарктиде (Grotti et al., 2011). Также здесь накапливаются  $W_7$ ,  $Cd_5$ ,  $Na_4$ ,  $Sr_3$ ,  $V_3$ . При сжигании топлива в окружающую среду поступает  $V$  (Al-Momani, 2003; Song, Gao, 2011), вероятно, поэтому его концентрации высоки в транспортной и промышленной зонах, а также вблизи МО МГУ.

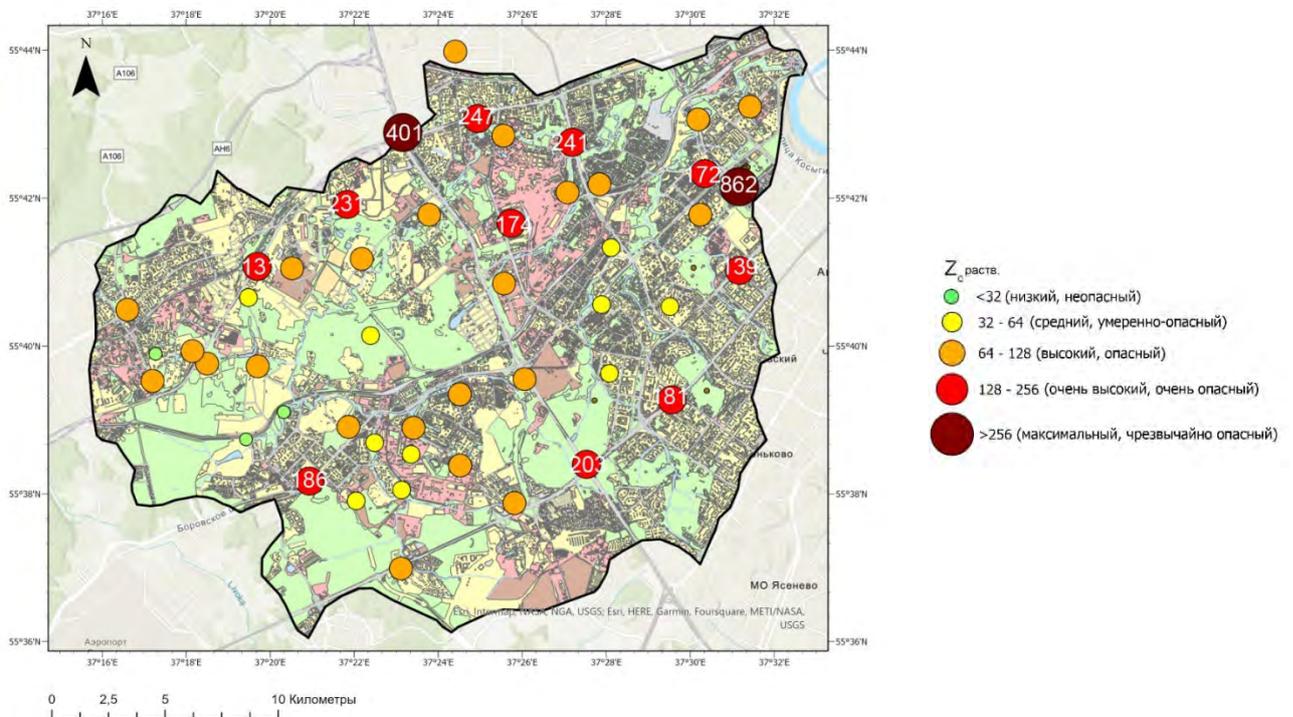
Внутри транспортной зоны ЗАО (Vlasov et al., 2020) картина распределения  $K_c$  различается для разных типов дорог. При этом  $K_c$  всех элементов выше в транспортной зоне ЗАО по сравнению с транспортной зоной бассейна р. Сетунь. Это связано с особенностями отбора образцов, а также с более высокой плотностью дорог в ЗАО (часть внутри МКАД) по сравнению с бассейном р. Сетуни, который охватывает не только ЗАО Москвы, но и 4 поселения Новой Москвы и часть Одинцовского района Московской Области (рис. 3.1).

Содержание растворенных форм большинства ТММ из-за воздействия автотранспорта максимально в снеге вдоль дорог, постепенно уменьшаясь во дворах и на МО МГУ и достигая минимальных уровней в снеге фоновой территории в Подмосковье. Вдоль дорог с разной интенсивностью движения в ЗАО Москвы фактор  $K_c$  варьирует довольно сильно. Наиболее сильно снег загрязнен растворенным  $Na$ ,  $K_c$  которого закономерно уменьшается при снижении крупности дороги: от 280 вблизи главных дорог, до 134 рядом с МКАД и до 50–70 вблизи крупных, средних и малых дорог, а также до 28–31 во дворах домов и в МО МГУ. В то же время превышение  $Na$  над фоном в транспортной зоне бассейна р. Сетунь составляет только 30 раз. Основным источником растворенного  $Na$  – ПГР, в результате чего в снеге также активно накапливаются растворенные  $Ca$  и  $Sr$ , у которых  $K_c$  так же уменьшается при снижении крупности дороги: от 14–23 на МКАД и главных дорогах до 6–10 на крупных, средних и малых дорогах, и до 3–6 во дворах и на МО МГУ. указывают на поступление этих металлов с ПГР хлоридного состава, активно применяемыми в Москве (Vlasov et al., 2020). Высокие уровни растворенных  $Na$ ,  $K$ ,  $Mg$ ,  $Fe$ ,  $Al$ ,  $Zn$ ,  $Sr$ ,  $Cu$  и других ТММ, сопоставимые с данными по ЗАО также обнаружены в снеге рядом с МКАД в 2011 г. (Lebedev et al., 2012).

Максимальные чрезвычайно опасные уровни  $Z_c$  ТММ в растворенной форме отмечены для Ломоносовского проспекта (813) и на пересечении МКАД и Можайского шоссе (370). Очень высокие, очень опасные значения коэффициента  $Z_c$  выявлены внутри на Ленинском проспекте

(144 и 181), при этом на продолжении этой дороги после пересечения с МКАД – Киевском шоссе  $Z_c$  снижается до 79, что соответствует высокому, опасному уровню загрязнения.

Очень высокие уровни  $Z_c$  показаны также для Боровского шоссе (182), Можайского шоссе (144), Большого бульвара в Сколково (199), Аминьевского шоссе (148). Высокий уровень загрязнения выявлен во дворе на Ломоносовском проспекте (92), на проспекте Вернадского (106), на ул. Минской (93) и ул. Мосфильмовская (71). Наиболее выделяющаяся промышленная зона – Очаково, здесь  $Z_c$  варьирует в диапазоне от 37 до 132, то есть от среднего до очень высокого уровня загрязнения, а промышленная зона на юге территории (к северу от Ульяновского лесопарка) показывает низкие значения  $Z_c$  (17-26), поэтому снижается и средний показатель загрязнения для промышленной зоны.



**Рис. 3.1.** Суммарный коэффициент загрязнения ( $Z_c$ ) растворенных форм ТММ.

### 3.3. Фракционирование ТММ в снеговой пыли

В качестве геохимического фона рассмотрена территория вблизи Можайского водохранилища. В фоновом снеге концентрации твердофазных форм ТММ в снеговой пыли и в  $PM_{10}$  различаются (табл. 3.5).

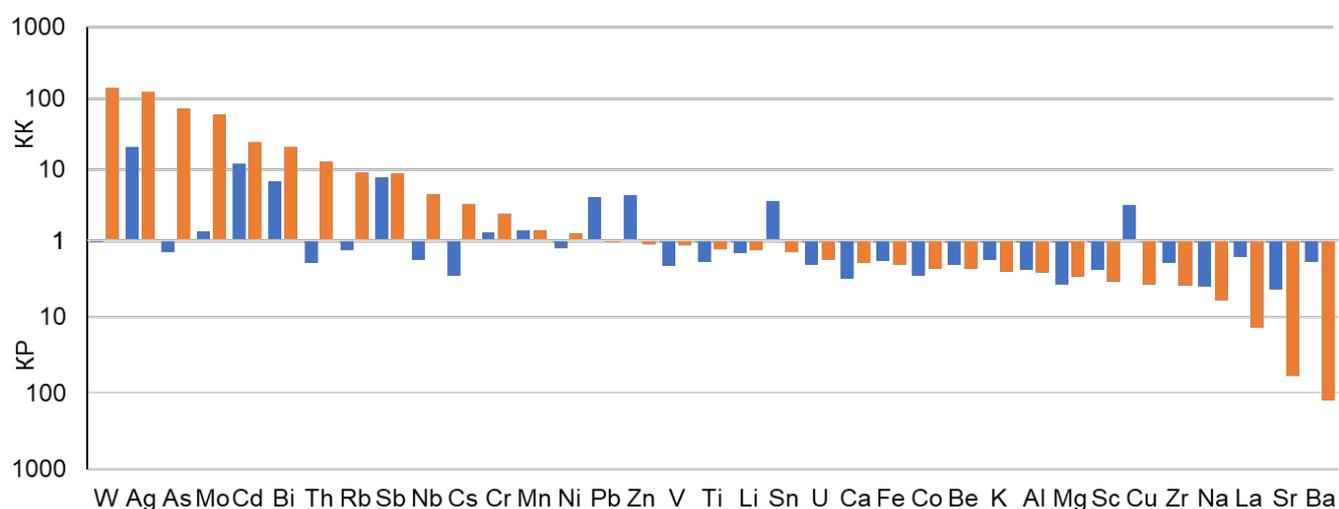
**Таблица 3.5**

Элементный состав фоновой снеговой пыли и  $PM_{10}$  снеговой пыли в мг/кг (n=4) по сравнению с кларками верхней части континентальной земной коры и фоновой снеговой пылью (Касимов и др., 2016), прочерком показаны элементы, для которых отсутствуют данные, жирным шрифтом выделены максимальные средние показатели

Элемент	Фоновая снеговая пыль	$PM_{10}$ фоновой снеговой пыли	Фоновая снеговая пыль в Одинцовском городском округе (Касимов и др., 2016)	Кларк земной коры
Li	14,2	15,9	-	21
Be	1	0,9	2,2	2,1
Na*	0,6	0,4	-	2,43
Mg*	0,4	0,5	-	1,50
Al*	3,4	3,1	-	8,15
K*	1,3	0,9	-	2,32
Ca*	0,8	1,3	-	2,57
Sc	5,7	4	-	14
Ti*	0,2	0,3	0,27	0,38
V	45,7	83,8	92	97
Cr	122,5	<b>220</b>	66	92
Mn*	0,11	0,11	0,06	0,08
Fe*	2,1	1,9	2,0	3,92
Co	5,9	7,43	11,8	17,3
Ni	37	59,35	70	47
Cu	88,4	7,4	607	28
Zn	290,8	59,3	475	67
As	3,3	<b>352,8</b>	4	4,8
Rb	62,8	<b>756,7</b>	-	84
Sr	73,4	5,4	57	320
Zr	98	49,6	-	193
Nb	6,6	<b>53,9</b>	-	12
Mo	1,5	<b>65,5</b>	0,3	1,1
Ag	1,1	<b>6,5</b>	0,6	0,053
Cd	1,1	2,2	2	0,09
Sn	7,6	1,5	6,6	2,1
Sb	3,1	3,5	3,8	0,4
Cs	1,7	<b>16</b>	-	4,9
Ba	324,3	5	-	624
La	19,1	2,2	-	31
W	1,8	<b>266</b>	5,2	1,9
Pb	70,5	16,2	336	17
Bi	1,1	3,3	1,9	0,16
Th	5,3	<b>137,8</b>	-	10,5
U	1,3	1,5	-	2,7

В  $PM_{10}$  снеговой пыли концентрации некоторых элементов выше, чем в общей пробе снеговой пыли, так содержание W выше в 148 раз, As – в 107, Mo – в 44, Th – в 26, Rb – в 12, Cs – в 9, Nb – в 8, Ag – в 6, Bi – в 3, Cd, V, Cr, Ca, Ni, Ti – в 2 раза. Таким образом эти элементы преимущественно накапливаются в тонкой фракции снеговой пыли. Концентрации Co, Mg, U, Sb, Li, Mn, Al, Fe, Be, Sc, K сопоставимы в  $PM_{10}$  и снеговой пыли. В более крупной фракции накапливаются Ba, Sr, Cu, La, Sn, Zn, Pb, Zr и Na. При этом содержание Ba в снеговой пыли превышает концентрацию в  $PM_{10}$  в 65 раз, Sr и Cu – в 14 и 12 раз, La – в 9, Sn и Zn – в 5, Pb – в 4, Zr и Na – в 2 раза.

Сопоставление с кларками верхней части континентальной земной коры (Rudnick, Gao, 2014) показывает, что в снеговой пыли относительно кларка концентрируются As, Ag, Cd, Sb, Bi, Zn, Pb, Sn, Cu, Mn, Mo, Cr (рис. 3.2).



**Рис. 3.2.** Кларки концентрации (КК) и рассеяния (КР) элементов в фоновой снеговой пыли и её фракции  $PM_{10}$  (Сф) за единицу приняты кларки континентальной земной коры по (Rudnick, Gao, 2014).

Для Ag соотношение фоновой концентрации в снеговой пыли и кларка составляет 21, для Cd – 12, Sb – 8, Bi – 7, Zn, Pb и Sn – 4. Многие из элементов, которые накапливаются в  $PM_{10}$  также концентрируются в снеговой пыли относительно кларка, поэтому в тонкой фракции на фоновой территории наблюдаются очень высокие превышения W (140), Ag (123), As (73), Mo (60) над кларком.

Таблица 3.6

Средние содержания ТММ в снеговой пыли бассейна р. Сетунь мг/кг. Жирным шрифтом выделены максимальные средние показатели.

Элемент	Т (18)	П (9)	С (18)	Р (5)	МО МГУ (5)	Фон (4)	CV, %
Li	17,5	18,2	17,0	13,2	21,1	14,2	24
Be	1,2	1,2	1,2	1,0	1,5	1,0	19
Al*	4,9	4,1	4,1	3,0	4,3	3,4	24
Sc	12,5	8,5	8,8	6,5	8,9	5,7	35
Ti*	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,2	30
V	120,2	86,5	95,4	70,2	138,6	45,7	34
Cr	110,2	107,3	138,4	113,7	<b>191,5</b>	122,5	45
Mn*	0,08	0,06	0,07	0,10	0,06	0,11	42
Fe*	5,1	3,9	4,6	3,4	5,2	2,1	36
Co	22,0	15,9	17,2	12,7	20,5	5,9	34
Ni	66,1	62,6	91,9	72,7	158,3	37,0	113
Cu	241,6	365,5	682,7	461,4	687,9	88,4	182
Zn	529,3	754,1	1029,5	620,4	<b>1419,5</b>	290,8	88
As	4,5	5,9	6,0	4,4	8,6	3,3	49
Rb	53,0	53,7	51,2	41,6	53,1	62,8	23
Sr	213,4	167,0	190,2	109,0	215,7	73,4	40
Zr	110,1	105,6	104,3	81,8	100,4	98,0	23
Nb	8,9	8,5	8,7	6,5	8,6	6,6	18
Mo	5,4	4,8	6,8	5,9	11,7	1,5	51
Ag	0,4	0,6	0,4	0,7	1,5	1,1	187
Cd	0,9	1,5	2,1	2,6	2,5	1,1	71
Sn	14,3	13,5	20,2	17,3	36,6	7,6	63
Sb	10,8	11,1	13,6	12,1	16,8	3,1	47
Cs	1,6	1,8	1,8	1,5	1,9	1,7	26
Ba	523,2	1011,9	718,3	448,6	<b>2482,1</b>	324,3	97
La	23,2	23,6	22,5	21,3	30,4	19,1	19
W	32,6	60,7	20,2	14,6	20,5	1,8	205
Pb	80,4	136,8	166,1	131,4	<b>380,4</b>	70,5	81
Bi	1,7	2,0	3,8	3,8	4,9	1,1	69
Th	5,2	6,3	5,4	4,6	5,6	5,3	28
U	1,8	2,1	2,0	1,6	2,1	1,3	22

Функциональные зоны: Т – транспортная, П – Промышленная, С – Селитебная, Р – Рекреационная; МО МГУ – Метеообсерватория МГУ. Элементы, отмеченные знаком \* даны в %.

Таблица 3.7

Средние содержания ТММ в PM<sub>10</sub> снеговой пыли бассейна р. Сетунь мг/кг. Жирным шрифтом выделены максимальные средние показатели.

Элемент	Т (18)	П (9)	С (18)	Р (5)	МО МГУ (5)	Фон (4)	CV,%
Li	25,2	16,6	17,5	13,3	21,7	15,9	39
Be	1,4	1,1	1,2	1,1	1,3	0,9	36
Al*	5,1	3,6	3,8	3,3	3,8	3,1	35
Sc	11	7	7	7	7	4,	44
Ti*	0,4	0,3	0,4	0,2	0,3	0,3	49
V	162,6	170,9	142,2	150,1	130,1	83,8	33
Cr	203,7	<b>417,8</b>	240,6	211,9	267,1	220,0	64
Mn*	0,09	0,06	0,07	0,08	0,05	0,11	54
Fe*	5,3	3,8	4,2	3,4	5,3	1,9	36
Co	28,87	15,61	16,53	10,31	16,08	7,43	54
Ni	76,65	146,68	89,79	70,49	133,75	59,35	84
Cu	28,9	15,6	16,5	10,3	16,1	7,4	63
Zn	76,7	146,7	89,8	70,5	133,8	59,3	49
As	<b>449,0</b>	<b>760,7</b>	<b>893,3</b>	<b>566,7</b>	<b>1039,4</b>	<b>352,8</b>	79
Rb	1146,6	1127,3	1411,1	989,4	1889,3	756,7	34
Sr	7,1	5,2	7,5	5,3	17,1	5,4	41
Zr	64,9	47,9	50,5	37,9	47,0	49,6	27
Nb	145,1	99,8	115,7	84,0	86,8	53,9	37
Mo	<b>86,2</b>	<b>70,0</b>	<b>77,2</b>	<b>62,3</b>	<b>83,3</b>	<b>65,5</b>	42
Ag	8,7	6,7	8,5	5,9	8,8	6,5	326
Cd	<b>6,0</b>	<b>5,8</b>	<b>5,6</b>	<b>5,2</b>	<b>7,9</b>	2,2	48
Sn	1,6	3,2	2,0	<b>24,3</b>	2,3	1,5	57
Sb	1,7	2,0	2,5	3,3	4,1	3,5	54
Cs	25,7	40,1	31,1	28,7	41,4	16,0	32
Ba	16,1	13,5	18,4	20,8	20,1	5,0	46
La	3,0	2,2	2,4	1,9	2,7	2,2	23
W	<b>423,2</b>	<b>430,5</b>	<b>473,7</b>	<b>313,3</b>	<b>490,3</b>	<b>266,0</b>	83
Pb	25,3	21,3	22,9	21,9	29,3	16,2	52
Bi	<b>50,8</b>	<b>22,0</b>	<b>31,5</b>	<b>15,7</b>	<b>22,0</b>	<b>3,3</b>	93
Th	<b>135,7</b>	<b>252,5</b>	<b>238,4</b>	<b>204,8</b>	<b>382,1</b>	<b>137,8</b>	34
U	2,9	3,2	7,0	5,3	9,5	1,5	26

\*Функциональные зоны: Т – транспортная, П – Промышленная, С – Селитебная, Р – Рекреационная; МО МГУ – Метеообсерватория МГУ

Наибольшими вариациями в снеговой пыли отличаются W (1,8-60,7 мг/кг, CV=205%), Ag (0,4 – 1,1 мг/кг, CV=187%), Cu (88-2737 мг/кг, CV=182%), Ni (37-339 мг/кг, CV=113%) (табл. 3.6). Высокая вариабельность элементов говорит о возможных техногенных аномалиях этих элементов. Тем не менее, наибольшие содержания Ag отмечены на фоновой территории. Еще большая вариабельность Ag (CV = 326%) связана с фракцией PM<sub>10</sub> (табл. 3.7), причем наибольшие значения приходятся на территории МО МГУ, транспортную и селитебную функциональные зоны, что говорит о техногенном накоплении этого элемента в тонких фракциях. Остальные элементы во фракции PM<sub>10</sub> варьируют слабо. Во взвешенной форме наиболее высокие концентрации элементов приходятся на транспортную (Na, Mg, Al, K, Ca, Sc, Ti, Sr, Zr, Nb), промышленную зоны (W, Th, U) и МО МГУ (Li, W, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Ba, Pb, Bi).

Такой большой спектр накапливающихся элементов в снеговой пыли МО МГУ может говорить о том, что эта территория находится вблизи источника загрязнения, причем вероятнее всего смешанного промышленного и транспортного воздействия. К юго-западу от МО МГУ располагается Очаковская промышленная зона, зимой в Москве направление ветра южное и юго-западное. Кроме того, МО МГУ располагается рядом с тремя крупными дорогами. На дорогах ЗАО (Vlasov et al., 2020) также значительно превышают фон взвешенные формы Na, Mg, Al, K, Ca, Ti, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Rb, Sr, Mo, Sn, Sb, W. МО МГУ выделяется по содержаниям Pb и Cr (превышают фоновые значения в 9 раз), Cu и As (в 10 раз). В PM<sub>10</sub> сильнее всего варьируют Ag (в среднем от 5,9 до 8,7 мг/кг), Bi (от 3,3 до 50,8 мг/кг), W (от 266 до 490 мг/кг), Ni (от 59 до 146 мг/кг), As (352 – 1039 мг/кг).

В транспортной зоне отмечены наибольшие средние содержания обширного перечня элементов Li, Be, Na, Mg, Al, Ca, Sc, Ti, Cu, Zr, Nb, Mo, Ag, La, Bi. В промышленной зоне максимальны содержания V, Cr, Ni, Zn, W. Территория МО МГУ также как и в случае с снеговой пылью характеризуется накоплением элементов связанных, как с промышленным, так и с транспортным воздействием As, Rb, Sr, Cd, Sb, Cs, Pb, Th, U. В рекреационной зоне в тонкой фракции снеговой пыли накапливаются Sn и Ba.

K<sub>c</sub> и Z<sub>c</sub> снеговой пыли и её фракций рассчитаны относительно соответствующих фракций фоновой пыли (табл. 3.8).

Поступление твердой фракции в снег обусловлено выпадением из атмосферы, внесением ППР на дороги, выдуванием частиц дорожной пыли и почв с не заснеженных участков, разбрызгиванием грязевого осадка с поверхности дорожного полотна во время таяния снега (Vlasov et al., 2020). Во взвешенной форме во всех объектах W и Ca демонстрируют высокие K<sub>c</sub> (>3). Во взвешенной форме в транспортной зоне преобладают W<sub>19</sub>Ca<sub>5</sub>Mg<sub>4</sub>Co<sub>4</sub>Mo<sub>4</sub>Sb<sub>3</sub>, а в промышленной W<sub>35</sub>Ca<sub>4</sub>Sb<sub>4</sub>Cu<sub>4</sub>Ba<sub>3</sub>Mo<sub>3</sub>. Наибольший спектр загрязнителей во взвешенной форме

демонстрирует МО МГУ  $W_{11}$ ,  $Mo_8$ ,  $Cu_7$ ,  $Zn_5$ ,  $Sb_5$ ,  $Pb_5$ ,  $Ba_7$ ,  $Sn_5$ ,  $Bi_5$ ,  $Ni_4$ ,  $Fe_3$ ,  $As_3$ ,  $Co_3$ ,  $V_3$ ,  $Mg_3$ ,  $Ca_3$ , учитывая то, что Очаковская промышленная зона находится на юго-западе от МО МГУ, а преобладающие ветра зимой в Москве юго-западные, можно предположить влияние промышленных выбросов, а также транспортное влияние. Что касается усредненной промышленной функциональной зоны в бассейне р. Сетунь – её влияние внутри своей территории сопоставимо с транспортным и практически выражается в изменении спектра элементов. В селитебной зоне также выявлен большой спектр элементов, накапливающихся в снеге во взвешенной форме  $W_{12}$ ,  $Cu_8$ ,  $Mo_5$ ,  $Sb_4$ ,  $Ca_4$ ,  $Bi_4$ ,  $Zn_4$ ,  $Mg_3$ ,  $Co_3$ ,  $Sn_3$ ,  $Sr_3$ . Высокие уровни  $Zn$  на территории МО МГУ и селитебной зоны, вероятно, связаны с влиянием транспорта, так как рядом расположены парковки автомобилей, для которых типично интенсивное накопление металла (Adamiec et al., 2013). В ЗАО Москвы содержание взвешенных форм всех ТММ в снеге вдоль дорог выше, чем в снеге дворов, на МО МГУ и фоновой территории.

Таблица 3.8

Загрязнение ТММ в снеговой пыли и во фракции  $PM_{10}$  снега бассейна р. Сетунь,  $K_c$  – коэффициент концентрации,  $Z_c$  – суммарный показатель загрязнения, количество проб указано в скобках

Объект		$K_c$			$Z_c$
		>10	5–10	3–5	
Транспортная зона (18)	Снеговая пыль	$W_{19}$	$Ca_5$	$Mg_4, Co_4, Mo_4, Sb_3, Sr_3Cu_3, V_3$	47
	$PM_{10}$	$W_{15}$	-	$Co_4, Mo_3, Sb_3, Fe_3, Sr_3, Mo_3$	39
Промышленная зона (9)	Снеговая пыль	$W_{35}$	-	$Cu_4, Ca_4, Sb_4, Mo_3, Ba_3, Mg_3,$ $Co_3, Zn_3$	62
	$PM_{10}$	-	$W_7$	$Sb_3, Mo_3, Sn_3,$	26
Селитебная зона (18)	Снеговая пыль	$W_{12}$	$Cu_8, Mo_5$	$Sb_4, Ca_4, Bi_4, Zn_4, Mg_3, Co_3, Sn_3, Sr_3$	50
	$PM_{10}$	-	$W_9, Bi_5$	$Sb_3$	31
Рекреационная зона (5)	Снеговая пыль	-	$W_8, Cu_5$	$Mo_4, Sb_4, Bi_4$	30
	$PM_{10}$	$Ag_{16}$	$W_5$	$Sb_4, Bi_3$	32
МО МГУ (5)	Снеговая пыль	$W_{11}$	$Mo_8, Cu_7, Zn_5,$ $Sb_5, Pb_5, Ba_7,$ $Sn_5, Bi_5$	$Ni_4, Fe_3, As_3, Co_3, V_3, Mg_3, Ca_3$	73
	$PM_{10}$	-	$W_7, Bi_6$	$Sb_4, Mo_4, Cu_3, Fe_3, Pb_3, As_3, Sn_3$	36

Из-за применения ПГР на дорогах и дальнейшего их выдувания и попадания в придорожный снег наибольшие  $K_c$  в снеге МКАД, главных и крупных дорог характерны для Са (385, 64 и 24 соответственно), снижаясь на средних дорогах до 21, на малых дорогах – до 13, во дворах и на МО МГУ – до 9–10. Для всех ТММ кроме К, Мо и Sb взвешенные формы накапливаются значительно более интенсивно, чем растворенные, что связано с сильным обогащением ТММ пылевой составляющей снега и высоким содержанием твердых частиц в снеге (Vlasov et al., 2020). В случае с бассейном р. Сетунь, накопление в транспортной зоне более интенсивно для растворенных форм, чем для взвешенных, что возможно связано с меньшим содержанием твердых частиц в снеге, чем в ЗАО. Также отличием от ЗАО является накопление W во всем снеге. W поставляется в окружающую среду при неэмиссионных выбросах транспортной зоны, в частности при абразии дорожного покрытия и разметки (Limbeck, Puls, 2011).

В среднем загрязнение ( $Z_c$ ) фракции  $PM_{10}$  каждой функциональной зоны, ниже, чем в общей снеговой пыли — это связано с накоплением элементов-загрязнителей в  $PM_{10}$  не только в городе, но и на фоновой территории. W, Sb, Vi накапливаются для большей части функциональных зон. Для Москвы характерно обогащение Sb, W, Sn, Vi тонкой фракции  $PM_{10}$  дорожной пыли (Kasimov et al., 2020), которая может служить также источником  $PM_{10}$  снеговой пыли. В рекреационной зоне дополнительно накапливается Ag.

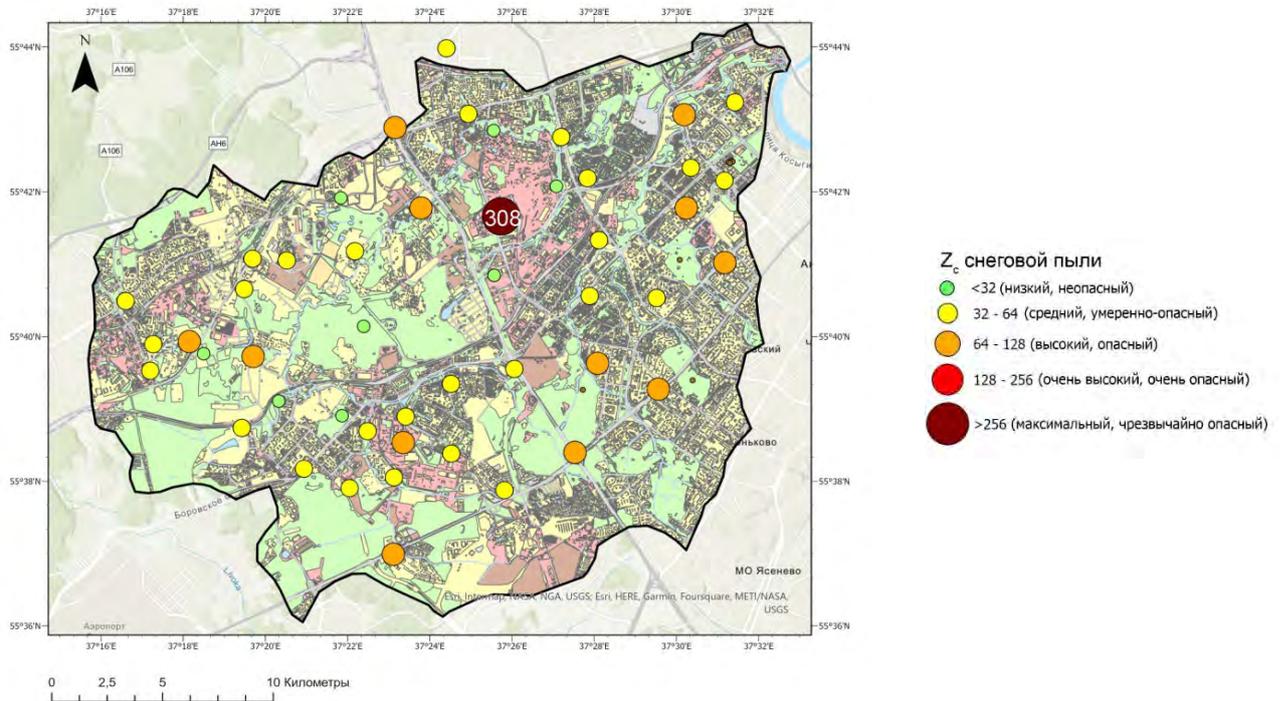
Валовое содержание ТММ в снеговой пыли показывает точечные аномалии. (рис. 3.3).

Наибольшее превышение фоновых содержаний ( $Z_c$ ) в средней части бассейна в Очаковской промышленной зоне, там показатель  $Z_c$  составил 346, что соответствует чрезвычайно опасному уровню загрязнения, в соседних точках в той же промышленной зоне  $Z_c$  был равен 115 и 66, то есть – высокий, опасный уровень загрязнения. Другие промышленные зоны в пределах бассейна показывают значения  $Z_c$  от 15 до 32 что соответствует низкому уровню загрязнения. Транспортная зона показывает значения от 41 до 153, то есть от умеренно опасного до очень опасного уровня загрязнения. Самые загрязненные дороги: Аминьевское шоссе (228), Ленинский проспект (153), Большой бульвар в Сколково (143) пересечение МКАД и Можайского шоссе (137). Наиболее низок показатель  $Z_c$  в рекреационной зоне от 5 до 40.

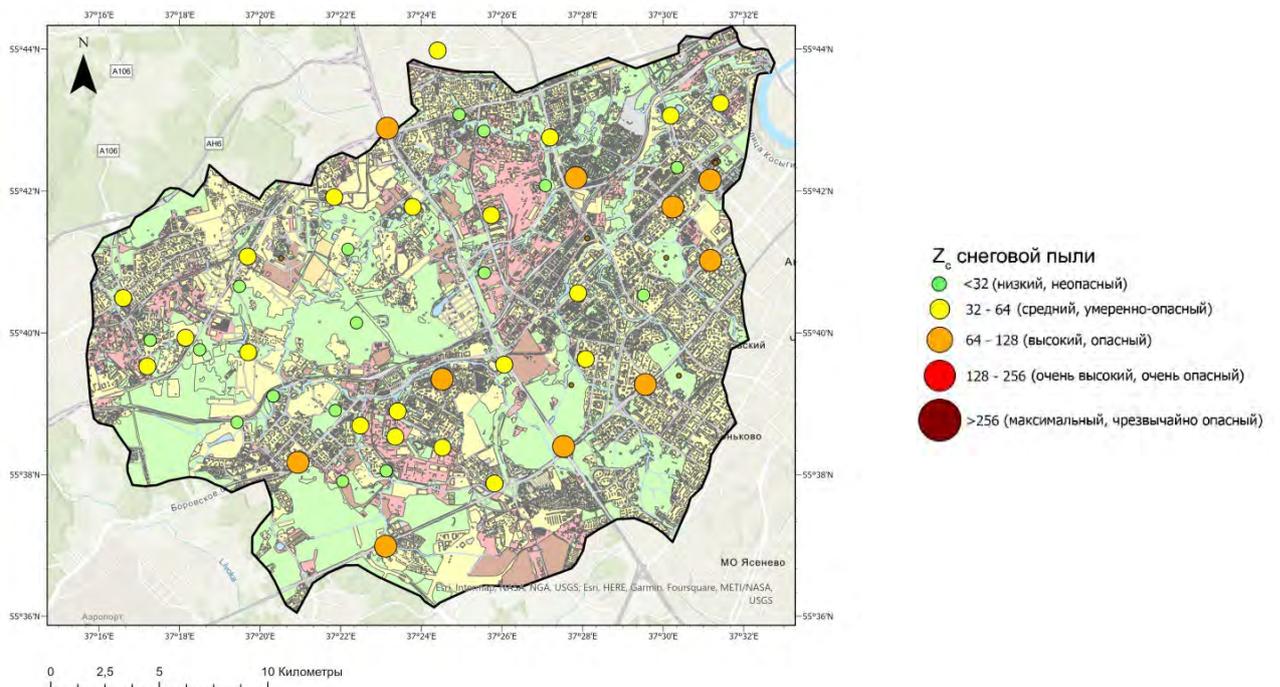
$Z_c$  во фракции  $PM_{10}$  (рис. 3.4) показал в целом большую однородность значений. В тонкой фракции пыли не наблюдается максимального и очень высокого уровня загрязнения, в основном средний и очень опасный. Заметно снизилось суммарное загрязнение промышленной зоны «Очаково» до 11-55.

В промышленной зоне показатель по сравнению с валовым резко снизился, что может говорить о том, что выбросы аэрозолей промышленной зоны связаны с более крупной фракцией,

чем  $PM_{10}$ . В то же время в транспортной, рекреационной и селитебной зоне близкие показатели  $Z_c$  для снеговой пыли и фракции  $PM_{10}$  говорят выбросах снеговой пыли в основном в размерности  $<10$  мкм.



**Рис. 3.3.** Распределение показателя  $Z_c$  валовых взвешенных форм ТММ в бассейне р. Сетунь



**Рис. 3.4.** Распределение показателя  $Z_c$  взвешенных форм ТММ в бассейне р. Сетунь во фракции  $PM_{10}$

Содержание микроэлементов сравнивалось не только с фоновыми значениями, но также и с кларками, и оценивалось по показателю EF, нормированному по Al. В таком выражении видно заметное повышение концентраций элементов во фракции PM<sub>10</sub> во всех исследованных функциональных зонах (табл. 3.9, приложение 6). Коэффициенты обогащения валовой фракции и PM<sub>10</sub> во всех функциональных зонах показывают обогащение Sb и Cd а также Bi и Cu. Sb и Cu часто связываются с эмиссиями моторного масла (Cal-Prieto et al., 2001) также эти ТММ указывают на широкий спектр выбросов промышленных предприятий: пищевой промышленности, электроэнергетики, производства резин и пластмасс (Demetriades, Birke, 2015).

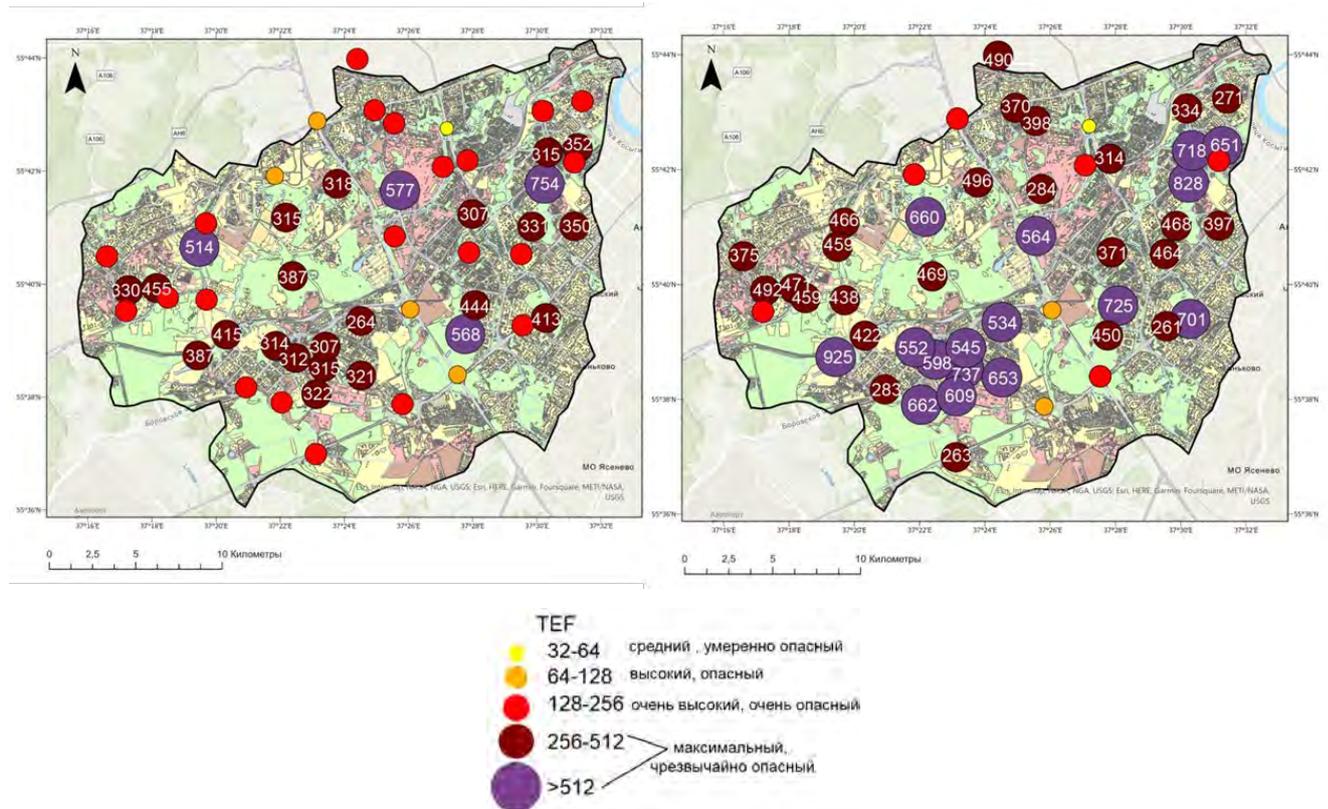
Таблица 3.9

Обогащение ТММ снеговой пыли и фракции PM<sub>10</sub> снега бассейна р. Сетунь. В скобках указано количество проб. EF – коэффициент обогащения, TEF – суммарный коэффициент обогащения

Объект		EF					TEF
		>50	25-50	10–25	5–10	3–5	
Транспортная зона (18)	Снеговая пыль	-	Sb <sub>45</sub> , W <sub>27</sub>	Bi <sub>19</sub> , Cd <sub>17</sub> , Cu <sub>15</sub> , Zn <sub>13</sub> , Sn <sub>11</sub>	Mo <sub>8</sub> , Pb <sub>8</sub>	Ca <sub>3</sub>	181
	PM <sub>10</sub>	Sb <sub>69</sub>	W <sub>42</sub> , Cd <sub>36</sub> , Bi <sub>34</sub> , Cu <sub>32</sub> , Zn <sub>29</sub>	Sn <sub>22</sub> , Pb <sub>15</sub>	Mo <sub>9</sub>	Cr <sub>4</sub> , V <sub>3</sub> , Ni <sub>3</sub> , Co <sub>3</sub>	325
Промышленная зона (9)	Снеговая пыль	W <sub>54</sub> , Sb <sub>54</sub>	Cd <sub>32</sub> , Cu <sub>25</sub> ,	Bi <sub>24</sub> , Zn <sub>22</sub> , Pb <sub>16</sub> , Sn <sub>13</sub>	Mo <sub>8</sub>	Ba <sub>3</sub> , Ni <sub>3</sub>	272
	PM <sub>10</sub>	Sb <sub>78</sub> , Cu <sub>65</sub> , Cd <sub>53</sub>	Sn <sub>48</sub> , Bi <sub>48</sub> , Zn <sub>41</sub> , Pb <sub>37</sub>	W <sub>24</sub> , Mo <sub>12</sub> , Cr <sub>11</sub>	Ni <sub>7</sub>	V <sub>4</sub>	473
Селитебная зона (18)	Снеговая пыль	Sb <sub>61</sub>	Cu <sub>48</sub> , Cd <sub>43</sub> , Bi <sub>43</sub> , Zn <sub>30</sub>	W <sub>21</sub> , Pb <sub>20</sub> , Sn <sub>19</sub> , Mo <sub>12</sub>	-	Ni <sub>4</sub> , Cr <sub>3</sub>	332
	PM <sub>10</sub>	Sb <sub>97</sub> , Bi <sub>82</sub> , Cu <sub>69</sub> , Cd <sub>64</sub>	Zn <sub>44</sub> , W <sub>32</sub> , Pb <sub>30</sub>	Mo <sub>11</sub>	Cr <sub>5</sub>	Ni <sub>4</sub> , V <sub>3</sub> , As <sub>3</sub>	514
Рекреационная зона (5)	Снеговая пыль	Sb <sub>78</sub> , Cd <sub>75</sub> , Bi <sub>62</sub> ,	Cu <sub>43</sub> , Zn <sub>25</sub> ,	Sn <sub>21</sub> , Pb <sub>20</sub> , W <sub>20</sub> , Mo <sub>14</sub>	-	Ni <sub>4</sub> , Cr <sub>3</sub>	403
	PM <sub>10</sub>	Sb <sub>106</sub> , Cd <sub>88</sub> , Bi <sub>76</sub> , Cu <sub>55</sub>	Zn <sub>38</sub> , Sn <sub>37</sub> , Pb <sub>32</sub>	W <sub>20</sub> , Mo <sub>12</sub>	Cr <sub>6</sub> ,	V <sub>4</sub> , Ni <sub>4</sub> , Mn <sub>3</sub>	528
МО МГУ (5)	Снеговая пыль	Cu <sub>38</sub> , Cd <sub>43</sub> , Sb <sub>66</sub> , Zn <sub>33</sub> , Bi <sub>47</sub>	Pb <sub>35</sub> , Sn <sub>27</sub>	W <sub>16</sub> , Mo <sub>16</sub>	Ba <sub>6</sub> , Ni <sub>5</sub>	As <sub>3</sub> Cr <sub>3</sub> , Co <sub>3</sub>	352
	PM <sub>10</sub>	Bi <sub>129</sub> , Sb <sub>105</sub> , Cd <sub>95</sub> , Cu <sub>79</sub> , Zn <sub>60</sub>	Pb <sub>47</sub> , Sn <sub>42</sub>	W <sub>24</sub> , Mo <sub>15</sub>	Cr <sub>6</sub> , Ni <sub>6</sub>	Fe <sub>3</sub>	651

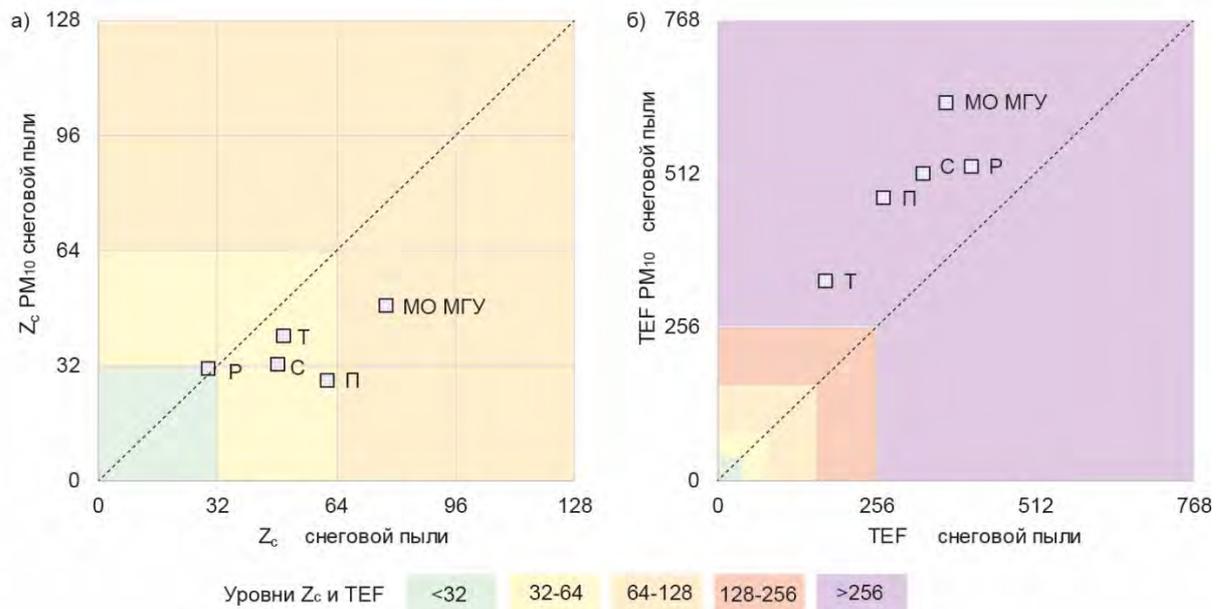
При нормировании содержаний ТММ во фракции  $PM_{10}$  снеговой пыли по А1 ряд уменьшения суммарного показателя обогащения ТЕФ строится следующим образом МО МГУ <Рекреационная зона <Селитебная зона <Промышленная зона <Транспортная зона.

В пространственном распределении ТЕФ (рис. 3.5) заметно превышение суммарного показателя обогащения  $PM_{10}$  над снеговой пылью. Также отмечается относительное снижение концентраций в транспортной зоне (особенно на МКАД).



**Рис. 3.5.** Распределение показателя ТЕФ взвешенных форм ТММ в снеговой пыли и  $PM_{10}$  снеговой пыли в бассейне р. Сетунь

Соотношение коэффициентов  $Z_c$  и ТЕФ снеговой пыли и её фракции  $PM_{10}$  показано на рис. 3.6. В рекреационной зоне показатели  $Z_c$  близки для снеговой пыли и её тонкой фракции, для остальных функциональных зон  $Z_c$  снеговой пыли выше. В координатах ТЕФ во всех функциональных зонах выше значения для  $PM_{10}$ , что говорит о более высоких фактических концентрациях ТММ в тонких частицах снеговой пыли. Только для МО МГУ ТЕФ  $PM_{10}$  и снеговой пыли были схожи.



**Рис. 3.6.** Соотношения коэффициентов суммарного загрязнения –  $Z_c$  снеговой пыли и фракции  $PM_{10}$  снеговой пыли в разных функциональных зонах.

Функциональные зоны: Т – транспортная, П – Промышленная, С – Селитебная, Р – Рекреационная; МО МГУ – Метеообсерватория МГУ.

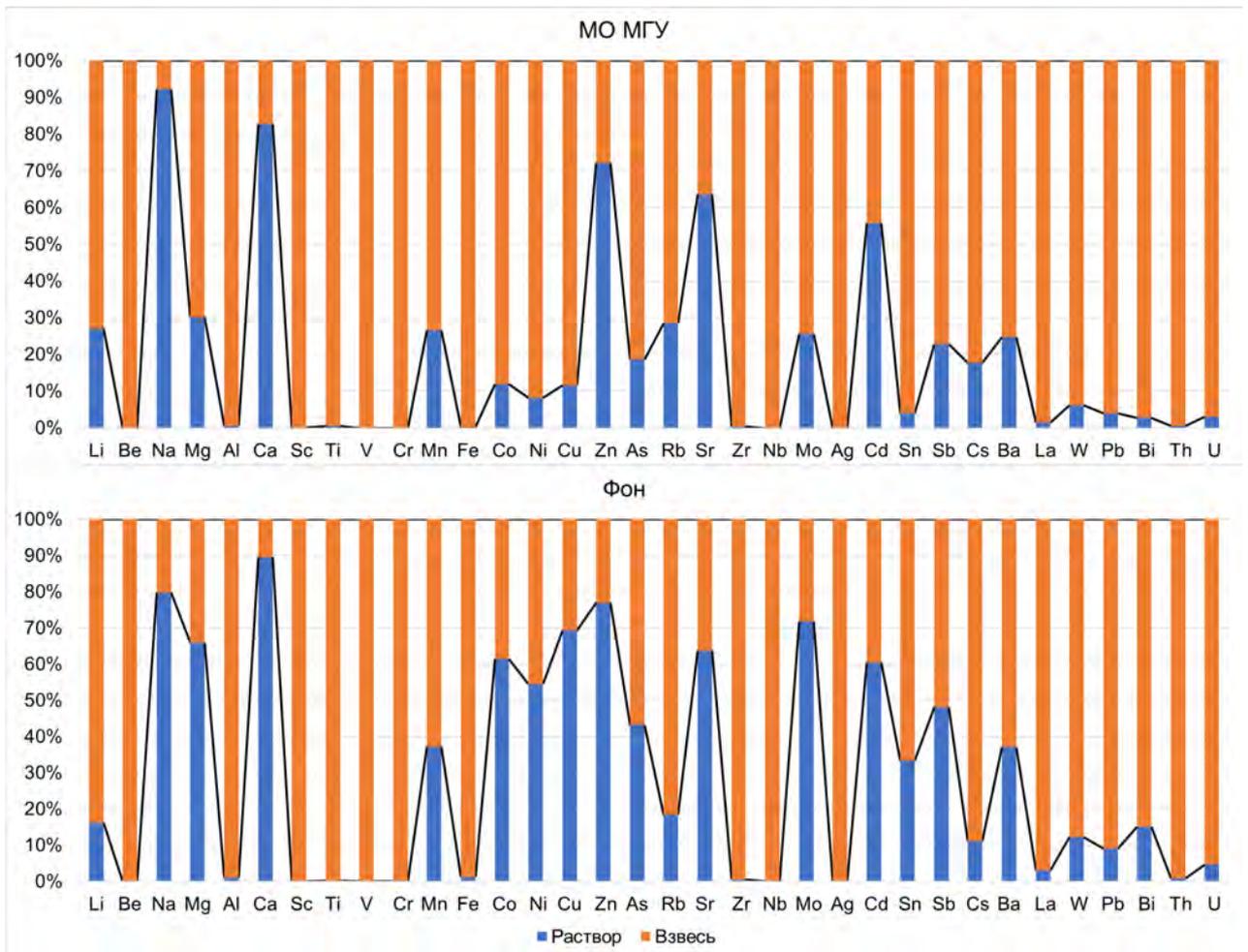
Градации даны по уровням  $Z_c$  и TEF снеговой пыли: <32 низкий неопасный уровень, 32–64 средний, умеренно-опасный; 64–128 высокий, опасный; 128–256 очень высокий, очень опасный; >256 максимальный, чрезвычайно опасный

### 3.4. Соотношение растворенных и взвешенных форм ТММ в снеге и источники их поступления

На фоновой территории некоторые ТММ в снеге находятся преимущественно в растворенной форме. Доля растворенных форм Na и Ca составляет 82% и 95% (рис. 3.7).

На фоновой территории высокие доли растворенных форм Zn (77%), Mo (72%), Cu (69%), Sr (62%), Cd (60%) Co (60%), Ni (52%). Многие из этих элементов также накапливались преимущественно в растворенной форме на фоновой территории Можайского района в 2018 г. растворенные Ca, Zn, Na, Cd, Ni, As, Cu и Sr составляли более 85%, Sb, Co, Mg, Mn, Ba – 60–70%, Rb и Mo – 52–56% (Vlasov et al., 2020).

Эти ТММ поступают в снежный покров, скорее всего, благодаря внутриоблачным процессам вымывания аэрозолей, то есть сорбции элементов на снежинках в облаке (Zhang et al., 2004), а также вымыванию из атмосферы ультратонкой <0.45  $\mu\text{m}$  фракции аэрозолей, проходящих через фильтр при разделении пробы снега в лаборатории на твердую и жидкую фазы. МО МГУ характеризуется резким снижением доли растворенного Mg, Mo, Cu, Co и Ni, что, вероятно, говорит поступлении их в твердофазной форме.

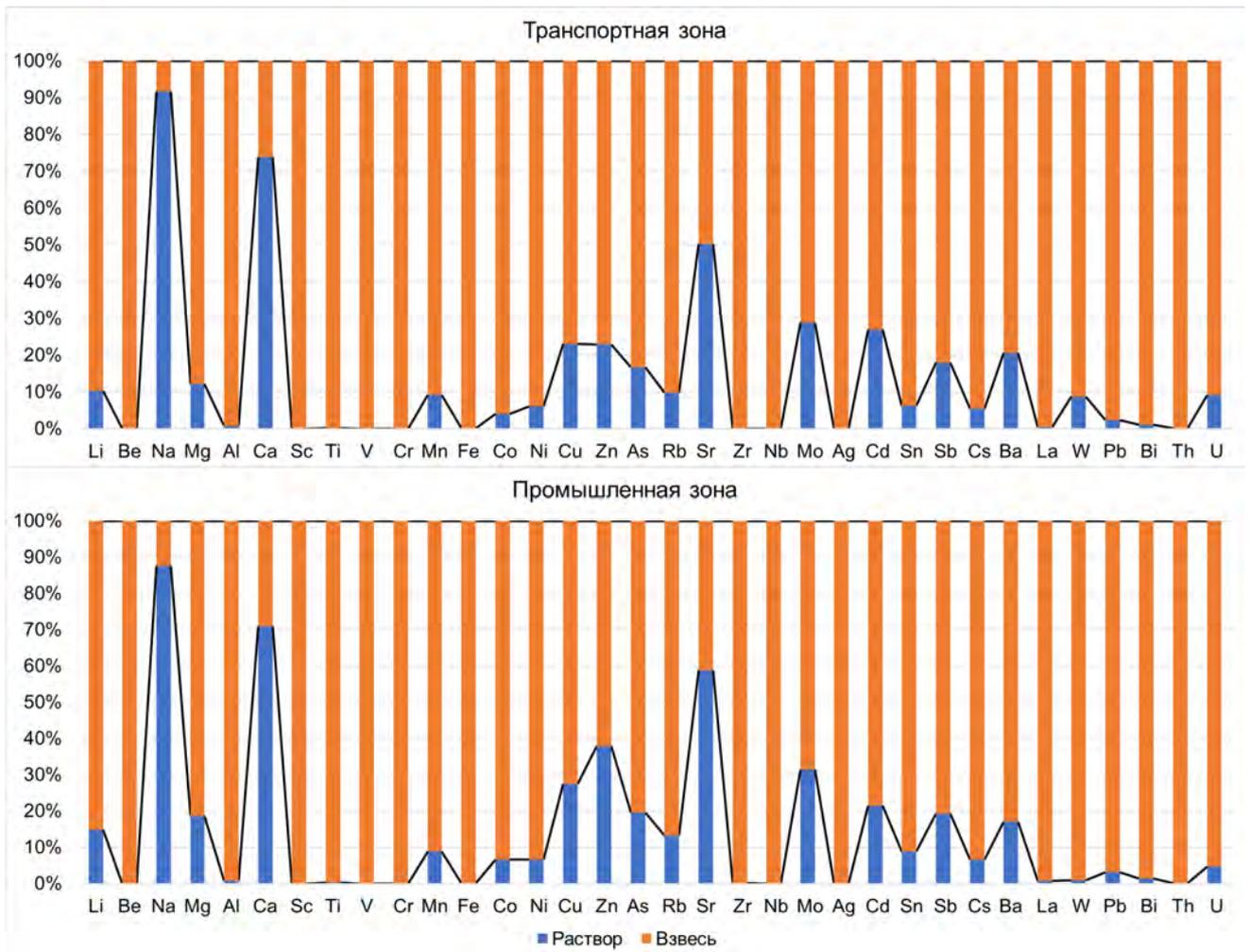


**Рис. 3.7.** Доли растворенной (P) и взвешенной (B) форм ТММ в снеге фоновой территории и МО МГУ

Также меняется соотношение Na и Ca, появляется больше растворенного Na, что может говорить о его поступлении с ПГР.

В транспортной и промышленной зонах высокие доли (>50%) растворенных форм сохраняются у Na, Ca, Sr, которые также вероятно поступают с ПГР (рис. 3.8).

Все остальные элементы находятся преимущественно во взвешенной форме. Поступление большинства этих ТММ в атмосферу в фоновых условиях обычно связано с выдуванием относительно крупных частиц почв с не заснеженных участков, что увеличивает долю взвешенных форм ТММ. Почвенные частицы поступают на поверхность снега у дорог при следующих условиях: малая мощность снежного покрова, сильные ветра и отсутствие древесной растительности.

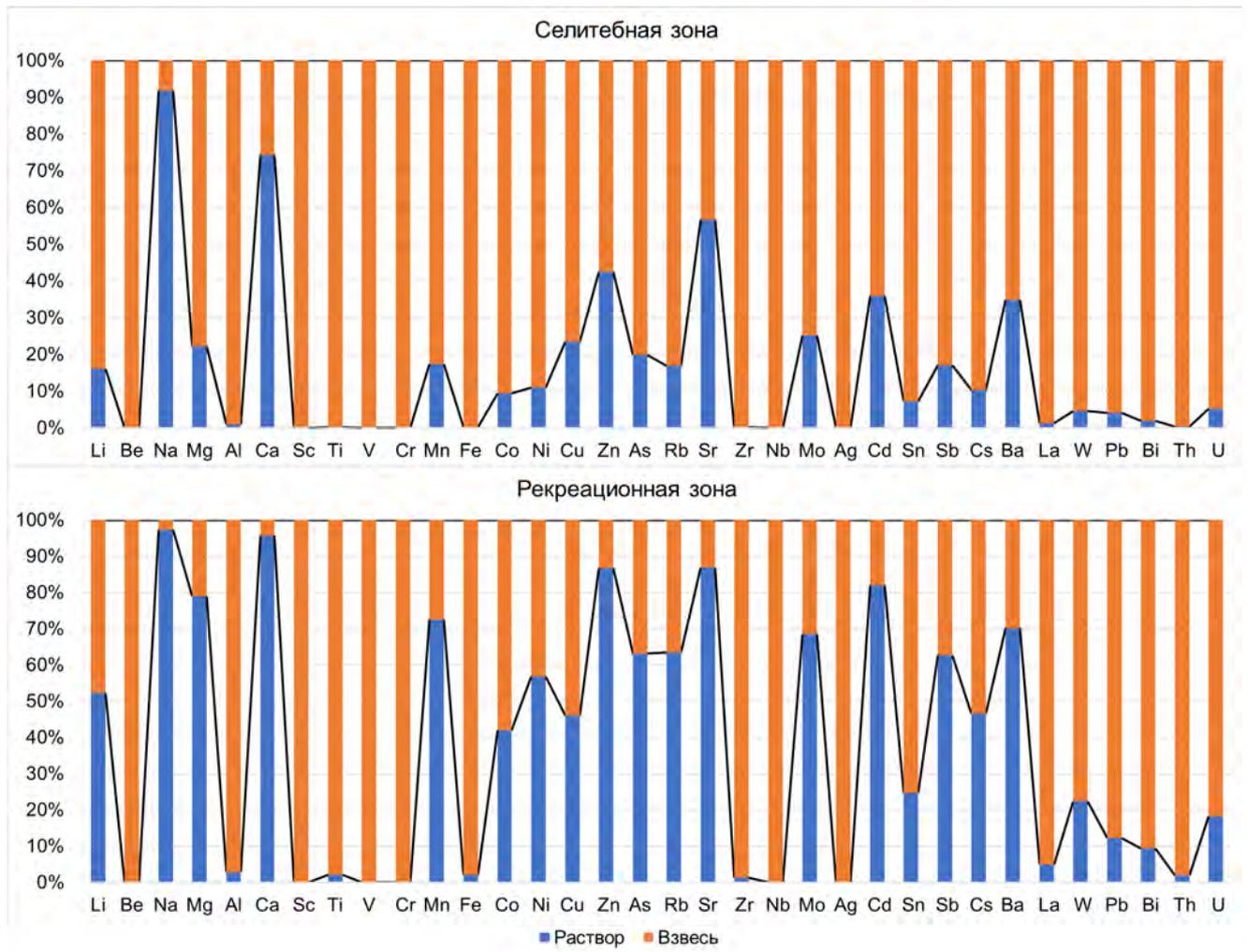


**Рис. 3.8.** Доли растворенной (Р) и взвешенной (В) форм ТММ в снеге транспортной и промышленной зон

Определенный вклад в увеличение доли взвешенных форм ММ вносит региональный перенос загрязненных атмосферных аэрозолей разного диаметра. Например, в Северном Китае в осадках Al и Fe связаны преимущественно с крупными, Pb – с тонкими частицами, а K, V и Cr имеют бимодальное распределение с пиками концентраций в частицах 0,43–0,65 и 4,7–5,8 мкм (Pan, Wang, 2015).

В селитебной и рекреационной зонах виден контраст распределения взвешенной и растворенной форм ТММ (рис. 3.9) В рекреационной зоне, как и на фоновой территории наблюдается высокая (>50%) доля растворенных форм Li, Na, Mg, Ca, Mn, Co, Ni, Zn, As, Rb, Sr, Mo, Cd, Sb, Ba.

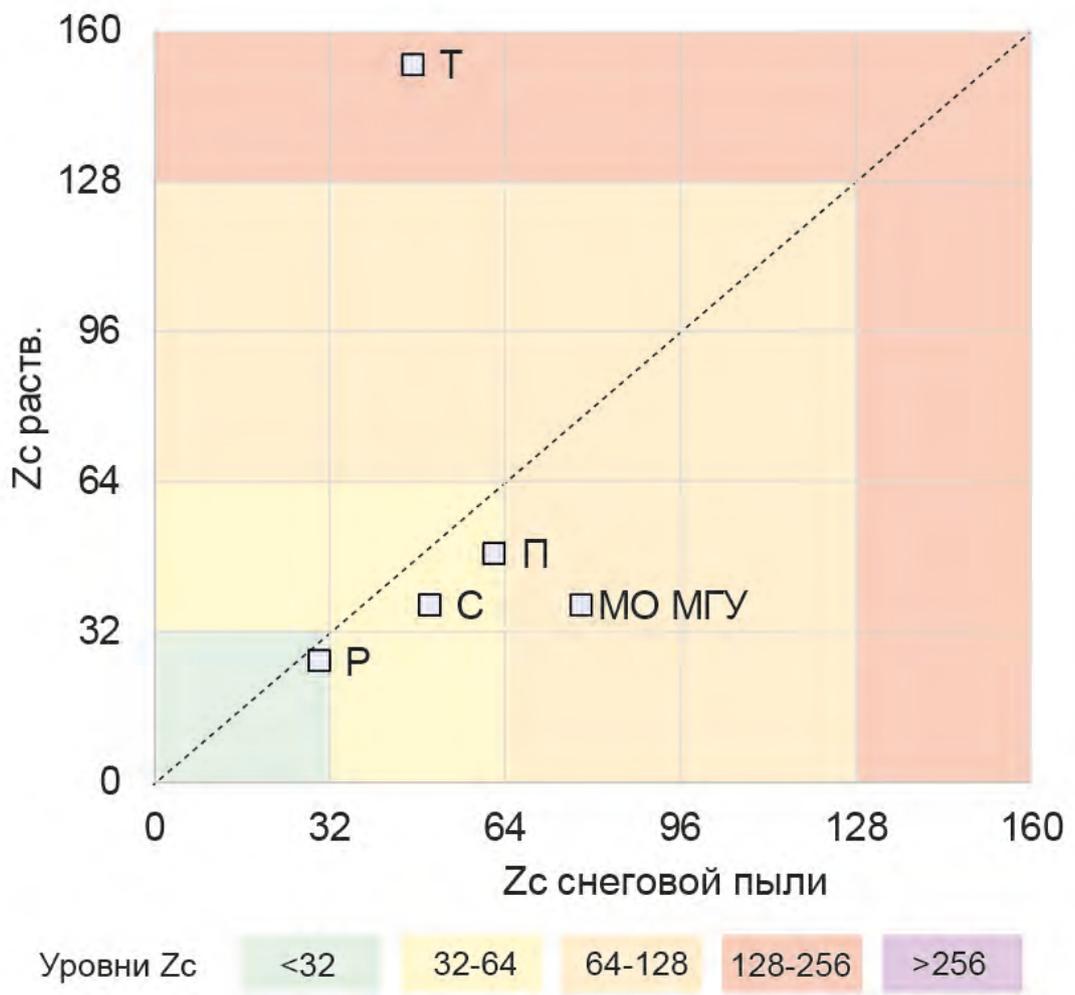
В исследовании снега ЗАО показано, что снижение интенсивности движения транспорта и, соответственно, антропогенной нагрузки приводит к снижению уровней накопления взвешенных форм ТММ (Vlasov et al., 2020). Такая же картина наблюдается и в бассейне р. Сетунь.



**Рис. 3.9.** Доли растворенной (Р) и взвешенной (В) форм ТММ в снеге селитебной и рекреационной зон

Распределение значений  $Z_c$  раствора и  $Z_c$  снеговой пыли (рис. 3.10) также показывает, что наиболее интенсивная антропогенная нагрузка с высоким суммарным загрязнением характерна для растворенных форм и транспортной зоны. На территории МО МГУ при этом более загрязнены взвешенные формы.

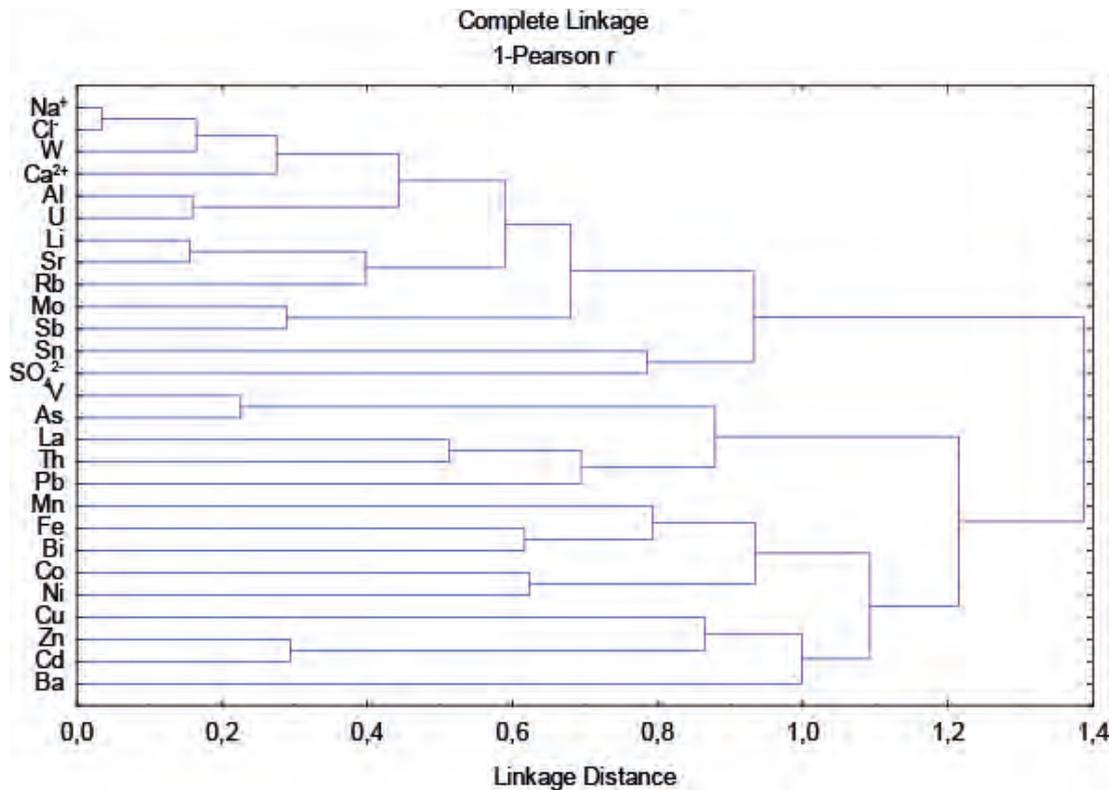
В городских условиях выпадение больших масс твердых частиц из атмосферы и поступление ПГР на дороги с последующим их выдуванием и выпадением на поверхность придорожного снега приводят к значительному росту роли взвешенных форм ТММ. Наименьшее и одинаковое антропогенное воздействие отмечено для взвешенных и растворенных форм ТММ в снеге рекреационной зоны. Средний уровень загрязнения, с уклоном в сторону взвешенных форм отмечен для селитебной и промышленной зон.



**Рис. 3.10.** Соотношение коэффициентов суммарного загрязнения растворенной и взвешенной форм для снега разных функциональных зон. Функциональные зоны: Т – транспортная, П – Промышленная, С – Селитебная, Р – Рекреационная; МО МГУ – Метеообсерватория МГУ. Градации даны по уровням Zc снеговой пыли: <32 низкий неопасный уровень, 32–64 средний, умеренно-опасный; 64–128 высокий, опасный; 128– 256 очень высокий, очень опасный; >256 максимальный, чрезвычайно опасный

Источники растворенной и взвешенной форм ТММ в снежном покрове выявлены путем кластерного и корреляционного анализов (рис. 3.11-3.13).

В растворенной форме выявлено 4 геохимических ассоциации: 1) W-Na<sup>+</sup>-Cl<sup>-</sup>-Ca<sup>2+</sup>-Al-U ( $r=0,55-0,96$ ); 2) Li-Sr-Rb-Sb-Mo ( $r=0,26-0,84$ ); 3) V-As ( $r=0,77$ ); 4) Zn-Cd ( $r=0,70$ ). Также при слабой корреляции ассоциируют Fe-Bi ( $r=0,38$ ) и Co-Ni ( $r=0,37$ ). Не ассоциируются: Mn, Ba, Cu, Th, La, Pb, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.



**Рис. 3.11.** Дендрограмма кластерного анализа растворенных форм ТММ в бассейне р. Сетунь

*Ассоциация W-Na<sup>+</sup>-Cl<sup>-</sup>-Ca<sup>2+</sup>-Al-U.* W-Na-Ca-U-Al – элементы с высокими  $K_c$  во всех функциональных зонах, максимальные значения отмечены для транспортной функциональной зоны. То, что эти элементы ассоциируют с хлорид-ионом, а также то, что их содержание коррелирует с содержанием Cl<sup>-</sup> с высокой силой связи ( $r=0,5-0,96$ ) говорит об их сходном происхождении. Основными источниками хлоридов в снеге городских территорий являются противогололедные реагенты (ПГР). В Москве в качестве ПГР применяются в основном хлориды Na, Ca и Mg, а также карбонаты Ca и Mg (Касимов и др., 2016). Их расход при разовой обработке дорог составляет 80–200 г/м<sup>2</sup> (Систер, Корецкий, 2004). Коммунальные службы Москвы используют жидкие ПГР при температуре до –16°C, при более низких температурах применяют комбинированные, в состав которых входят до 50–60% мраморной крошки, кристаллы хлорида Ca и солей муравьиной кислоты. Растворимость мрамора невысока, при уменьшении размеров крошки она возрастает в присутствии растворенного хлорида Ca и частиц дорожного покрытия (Greinert et al., 2013). W может поступать с частицами дорожной пыли (Tanner et al., 2008; Areagyei et al., 2011; Lawrence et al., 2013; Власов и др., 2015; Adamiec et al., 2016), а Al и U – с почвенными частицами (Fabretti et al., 2009; Lawrence et al., 2013; Morera-Gómez et al., 2020). Таким образом, ассоциация W-Na<sup>+</sup>-Cl<sup>-</sup>-Ca<sup>2+</sup>-Al-U накапливается в растворенной форме в снеге вследствие попадания ПГР и минеральной пыли.

*Ассоциация Li-Sr-Rb-Sb-Mo.* Все элементы ассоциации имеют высокие  $K_c$  в транспортной функциональной зоне:  $Sr_9 Sb_5 Li_4 Rb_3 Mo_3$ . Li-Sr-Rb – литофильные элементы, которые чаще всего находятся в составе силикатов. Большое количество ТММ накапливается в снежном покрове в результате переноса частиц почв и дорожной пыли, выдуваемых с поверхности дорог во время длительных бесснежных периодов и с не заснеженных участков (Vasić et al., 2012), а также при разбрызгивании автомобилями частиц загрязненного материала, накопившегося на поверхности дорог и состоящего из снега, противогололедных реагентов, грязи с колес автомобилей и большой массы частиц почв (Seleznev et al., 2019). Sr также может поступать со строительной пылью карбонатного состава (Borsato et al., 2016). Sb является индикатором износа тормозных колодок, поскольку сульфаты Sb, используются при производстве тормозных колодок в качестве модификатора трения (Sanders et al., 2003), а сульфид сурьмы (III) –  $Sb_2S_3$  является компонентом тормозной смазки (Grigoratos, Martini, 2015). Также Sb часто указывает на истирание шин (Thorpe, Harrison, 2008; Apeageyi et al., 2011). В западной части Москвы (Vlasov et al., 2020) ассоциация  $Mo-Sb-SO_4^{2-}$  с износом тормозных колодок, механизмов и других металлических частей автомобилей (Wählin et al., 2006; Thorpe, Harrison, 2008; Fabretti et al., 2009; Amato et al., 2011; Pant, Harrison, 2013; Hulskotte et al., 2014; Penkala et al., 2018; Goddard et al., 2019; Morera-Gómez et al., 2020). Другим источником этой ассоциации служили эмиссии ТЭЦ, поскольку во время сильных и продолжительных морозов в качестве дополнительного топлива в Москве применяется мазут, что способствует росту выбросов  $SO_2$  в атмосферный воздух (Elansky et al., 2018) и, вероятно, увеличению концентраций  $SO_4^{2-}$  в снежном покрове. Но ион  $SO_4^{2-}$  не показал значимых корреляций с какими-либо элементами. Таким образом, вероятнее всего накопление элементов этой ассоциации связано с попаданием загрязненной дорожной пыли в снег и частичном растворении её компонентов.

*Ассоциация V-As* V имеет высокие  $K_c$  в транспортной и промышленной зонах, а также на территории МО МГУ. В промышленной и транспортной зонах наблюдаются максимумы содержания этих ТММ в растворенной форме. Антропогенные источники V и As разнообразны – это может быть электроэнергетика, металлургическая промышленность, металлообработка (Demetriades, Birke, 2015), а также абразия дорожного покрытия и разметки (Limbeck, Puls, 2011). При сжигании топлива в окружающую среду также поступает V (Al-Momani, 2003; Song, Gao, 2011). При этом, значимые корреляции и V и As показывают только с типично терригенными элементами: Li, Sr, Th, U, что говорит том, что вероятнее всего они поступают в растворенную форму снега при абразии дорожного покрытия и разметки.

*Ассоциация Zn-Cd.* Cd имеет повышенные  $K_c$  на территории МО МГУ и в рекреационной зоне города, что может быть связано с попаданием частиц почв в снег. Источником Cd в почвах часто являются удобрения и пестициды (Li et al., 2020), которые могут присутствовать в

рекреационной зоне – городских парках. Zn имеет повышенный  $K_c$  (11) только на территории МО МГУ, где он является главным поллютантом. МО МГУ находится вблизи нескольких крупных дорог (Мичуринский пр., Ломоносовский пр. и пр. Вернадского), кроме того, рядом с этой точкой на Ломоносовском проспекте напротив Шуваловского корпуса МГУ имени М.В. Ломоносова была выявлена аномалия Zc с максимальным чрезвычайно опасным уровнем загрязнения – 813, что подтверждает высокую степень транспортного воздействия в этой части города. В ЗАО Москвы (Vlasov et al., 2020) растворенный Cd ассоциировал с Mn, Cu, Co, Rb и связывался с истиранием шин и поверхности дорожного полотна, поскольку эти элементы часто используются в качестве индикаторов этого вида воздействия транспорта (Wählin et al., 2006; Thorpe, Harrison, 2008; Fabretti et al., 2009; Song, Gao, 2011; Penkała et al., 2018). К индикаторам истирания шин относят также Zn (Thorpe, Harrison, 2008; Aреаgyei et al., 2011), а износа тормозных колодок – Cd (Wählin et al., 2006; Tanner et al., 2008; Song, Gao, 2011; Aреаgyei et al., 2011; Lawrence et al., 2013). Истирание тормозных колодок и шин иногда объединяют в общий фактор – износ транспортного средства (Fabretti et al., 2009), вероятнее всего этот фактор и приводит к обогащению снега в растворенной форме ассоциацией Zn-Cd.

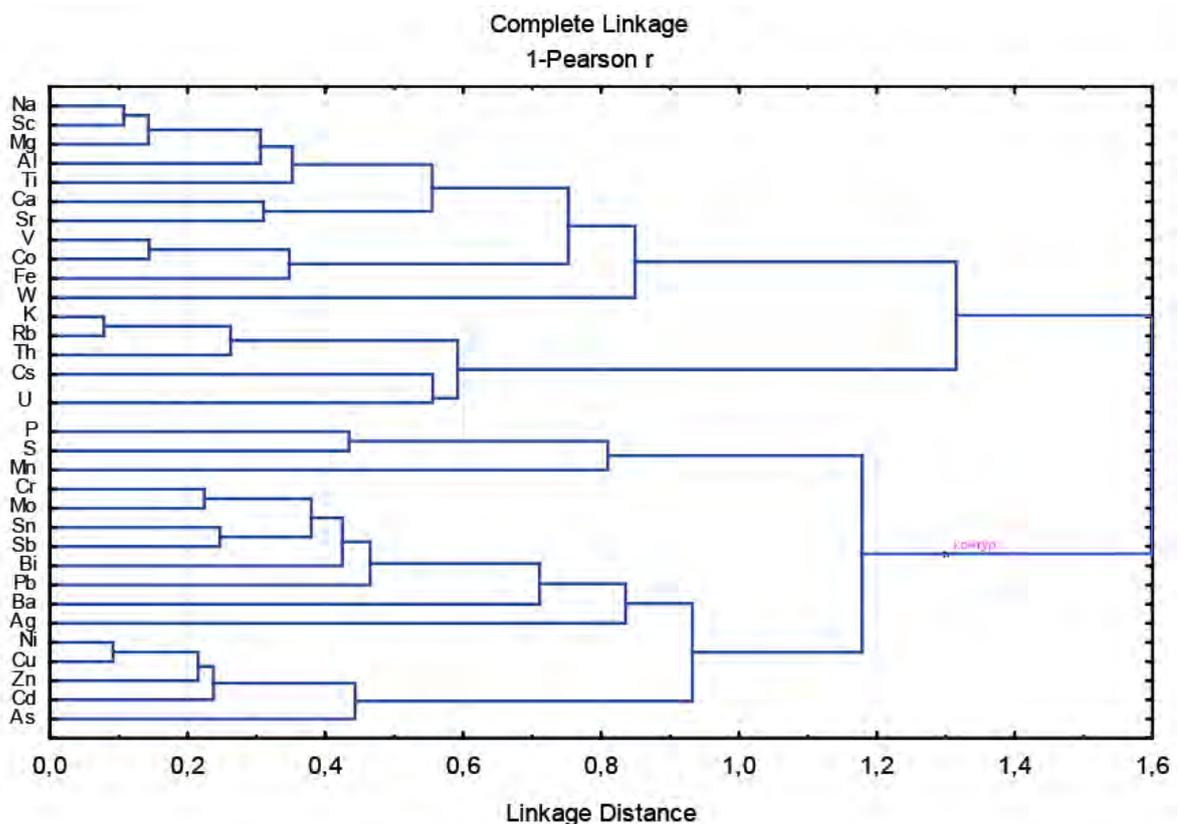
Таким образом, нами выделены источники растворенных форм элементов: ПГР ( $W-Na^+-Cl^-Ca^{2+}-Al-U$ ), частицы дорожной пыли ( $Li-Sr-Rb-Sb-Mo$ ); абразия дорожного покрытия и разметки ( $V-As$ ); износ транспортных средств ( $Zn, Cd$ ).

В твердофазной форме снега выделено 4 ассоциации с более обширным перечнем элементов, чем в растворенной форме: 1)  $Na-Sc-Mg-Al-Ti-Ca-Sr-V-Co-Fe$  ( $r=0,63-0,89$ ), 2)  $K-Rb-Th-Cs-U$  ( $r=0,51-0,92$ ), 3)  $Cr-Mo-Sn-Sb-Bi-Pb$  ( $r=0,54-0,78$ ), 4)  $Ni-Cu-Zn-Cd-As$  ( $r=0,56-0,91$ ). Также присутствует неметаллическая ассоциация  $P-S$  ( $r=0,57$ ). Не ассоциируют  $W, Mn, Ba, Ag$ . Крупные частицы взвеси по сравнению с содержащимися в растворе тонкими частицами ( $<0,45$  мкм) и растворенной фракцией аэрозолей переносятся на меньшие расстояния, поэтому их состав более однороден и обусловлен преимущественно близко расположенными источниками (Vlasov et al., 2020).

*Ассоциация  $Na-Sc-Mg-Al-Ti-Ca-Sr-V-Co-Fe$ .* Подобная ассоциация во взвешенной форме была выявлена в ЗАО Москвы  $Ni-Al-Mg-Ti-Ca-Sr-Mn-Co-W-K-Rb-Ba-Ni-Fe-V$  она связывалась с выдуванием и разбрызгиванием грязевого материала с поверхности дорог (Vlasov et al., 2020). В нашем случае она также связана с этим фактором, поскольку Al, Ti, Fe поступают преимущественно в составе почвенных частиц при выдувании (Fabretti et al., 2009; Lawrence et al., 2013; Morera-Gómez et al., 2020). Na, Ca, Mg, Sr – могут поступать со строительной пылью и крупными частицами ПГР. Co, Ni, Ti – с фракциями дорожной пыли различного размера (Tanner et al., 2008; Aреаgyei et al., 2011; Lawrence et al., 2013; Власов и др., 2015; Adamiec et al., 2016). Источником Sr также могут служить ПГР и строительная пыль карбонатного состава, поскольку

этот металл часто является индикаторным спутником Ca и Mg в карбонатах (Borsato et al., 2016). Таким образом ассоциация Na-Sc-Mg-Al-Ti-Ca-Sr-V-Co-Fe поступает с выдуванием и разбрызгиванием грязевого материала и ПГР с поверхности дорог.

*Ассоциация K-Rb-Th-Cs-U.* При изучении состава аэрозолей К используют в качестве индикатора выбросов автотранспорта (Almeida et al., 2005; Jiang et al., 2015), он присутствует в неэтилированном бензине (Spencer et al., 2006), поступает в повышенных количествах с дорожной пылью, особенно в туннелях, и при непосредственном выделении с выхлопами автомобилей (Cross et al., 2012; Pio et al., 2013; Alves et al., 2015).



**Рис. 3.12.** Дендрограмма кластерного анализа взвешенных форм ТММ в бассейне р. Сетунь

Часто поступление К в окружающую среду связывают со сжиганием органических остатков, биомассы или угля (Reid et al., 2005; Grivas et al., 2018; Achad et al., 2018), однако на территории бассейна р. Сетунь значительные источники сжигания биомассы отсутствуют, а электростанции в зимний период работают преимущественно на природном газе, поэтому более вероятно поступление К от автотранспорта, но более часто он поступает в снег из этого источника во взвешенной форме (Vlasov et al., 2020). Rb может указывать на поступление частиц загрязненных почв, как это было показано для городской пыли (Yu et al. 2018; Morera-Gomez et al. 2020; Konstantinova et al. 2022, Lough et al., 2005; Pernigotti et al. 2016). Cs, Th, U, K – это как и

Rb литофильные элементы, которые могут поступать с почвенными частицами. Среди перечисленных элементов более всего снеговая пыль обогащена Cs, этот элемент показывает высокие  $K_c$  (9-12) во всех функциональных зонах. Доля взвешенных форм Cs относительно растворенных в городе возрастает относительно фонового участка с 89 до 95%. Таким образом можно предположить, что источник ассоциации K-Rb-Th-Cs-U – частицы загрязненных городских почв.

*Ассоциация Cr-Mo-Sn-Sb-Bi-Pb.* В снеге бассейна р. Сетунь наибольшее загрязнение среди элементов этой ассоциации связано со Pb. Свинец часто формирует локальные аномалии вдоль автодорог (Касимов и др., 2016). Cr-Mo-Sn-Sb-Bi-Pb накапливаются в результате комплексного транспортного воздействия, такого как истирания тормозных колодок, шин, дорожного покрытия (Grigoratos and Martini 2015, Duan and Tan 2013; Ozaki et al. 2021). К индикаторам истирания шин относят Cr, Mo, Sb (Thorpe, Harrison, 2008; Apeagyei et al., 2011) также Mo и Cr могут попадать в пыль при износе выхлопных труб (Wiseman et al., 2021). Mo и Pb могут присутствовать в выбросах при эмиссии моторного масла, содержащего различные присадки (Limbeck, Puls, 2011). На Западе Москвы на крупных дорогах были выявлены высокие концентрации Cu, Zn, Cd, Sb, Sn, W, Pb, Bi, и Cr (Vlasov et al., 2022). Вероятнее всего ассоциация связана с выбросами транспорта.

*Ассоциация Ni-Cu-Zn-Cd-As.* Исследования пыли Восточной и Западной Москвы показали, что накопление Ni и As связано преимущественно с промышленным воздействием и сжиганием отходов (Vlasov et al., 2020). Сжигание отходов может поставлять следующий набор элементов As, Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Ca (Argyropoulos et al., 2011). На полигонах ТБО в Московской области выделяются повышенные уровни накопления Pb, Cu, Cr, Ni, Cd (Кайданова и др., 2019). Почвы рядом с полигонами характеризуются повышенными концентрациями Pb, As, Zn, Cd (Замотаев и др., 2018), что может свидетельствовать и о возможности накопления этих элементов в твердофазной форме в снеге. Наибольшее загрязнение среди элементов рассматриваемой ассоциации во взвешенной форме во всех функциональных зонах связано с Cd ( $K_c$  от 4 до 9). Источниками поступления Cd и остальных элементов ассоциации могут быть такие промышленные предприятия как производство резин и пластмасс, авиационная промышленность, машиностроение и металлообработка (Demetriades, Birke, 2015), все эти типы промышленного производства представлены на исследуемой территории. Таким образом ассоциация связана с промышленностью и возможно с сжиганием отходов.

Итак, во взвешенной форме выделены источники поступления элементов: выдувание грязевого материала и ПГР с поверхности дорог (Na-Sc-Mg-Al-Ti-Ca-Sr-V-Co-Fe), попадание частиц городских почв (K-Rb-Th-Cs-U), промышленные источники и сжигание отходов (Ni-Cu-

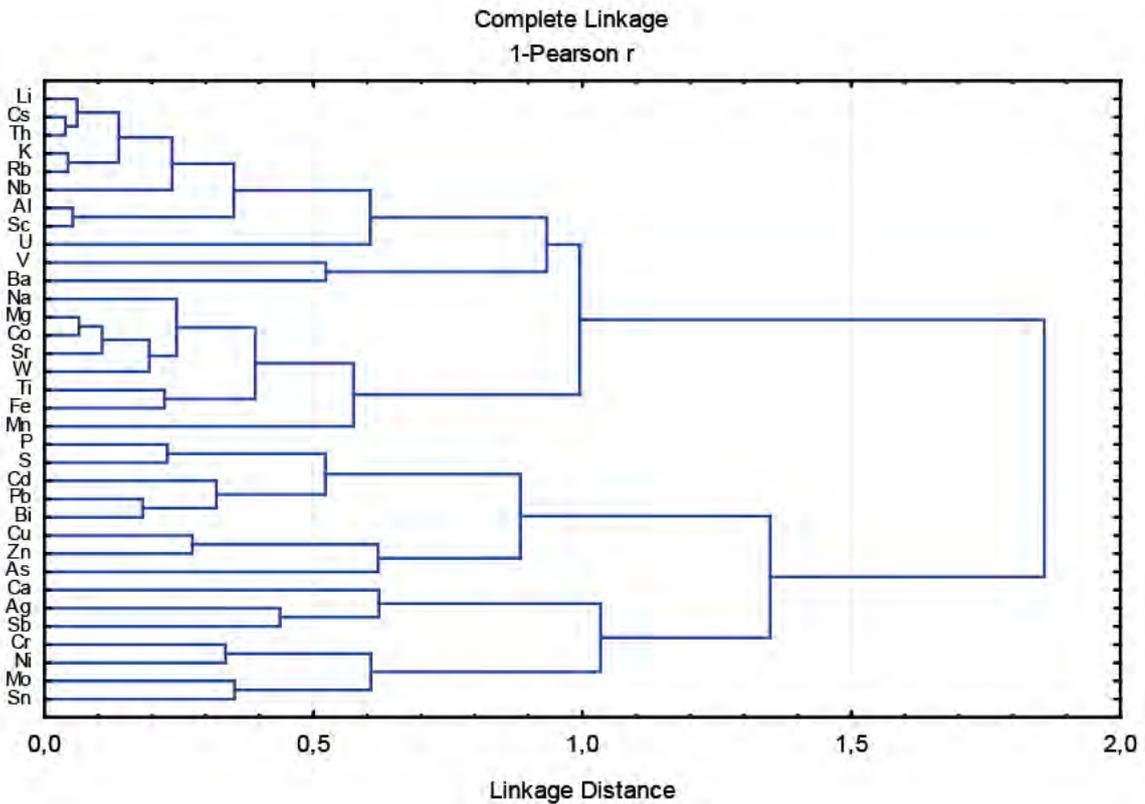
Zn-Cd-As), эмиссионные и неэмиссионные выбросы транспорта (Cr-Mo-Sn-Sb-Bi-Pb).

Во фракции  $PM_{10}$  снеговой пыли были выявлены ассоциации: 1) Li-Cs-Th-K-Nb-Al-Sc ( $r=0,65-0,95$ ), 2) Na-Mg-Co-Sr-W-Ti-Fe-Mn ( $r=0,51-0,94$ ), 3) P-S-Cd-Pb-Bi ( $r=0,48-0,82$ ), 4) Cu-Zn ( $r=0,72$ ), 5) Ca-Ag-Sb ( $r=0,56$ ). Не ассоциируют U, V, Ba, As, Ca

*Ассоциация Li-Cs-Th-K-Nb-Al-Sc.* Элементы этой ассоциации не показывают существенного загрязнения в снеге бассейна р. Сетунь. Накопление Al обычно указывает на присутствие частиц горных пород (Konstantinova et al. 2022). Остальные элементы ассоциации также указывают на терригенный фактор.

*Ассоциация Na-Mg-Co-Sr-W-Ti-Fe-Mn.* Наибольшее загрязнение фракции  $PM_{10}$  снеговой пыли связано с W и Co ( $K_c$  от 6 до 16, и 3 соответственно) в основном в транспортной зоне. Наличие Na и Mg может указывать на твердую фазу противогололедных реагентов (Lough et al., 2005; Limbeck, Puls, 2011). W может поступать с частицами дорожной пыли (Tanner et al., 2008; Areagyei et al., 2011; Lawrence et al., 2013; Власов и др., 2015; Adamiec et al., 2016). Абразия дорожного покрытия и разметки также может поставлять элементы этой ассоциации Ag, Be, As, Zn, W, Cr, V, Fe, Ti, Co (Limbeck, Puls, 2011) В составе битума, составляющего основную часть, материала асфальта, обнаруживают Co, а в некоторых видах битума встречается W (Schmets et al., 2015). Источником Sr могут быть строительные объекты (Amato et al. 2009). Таким образом ассоциация характеризуется поступлением дорожной пыли загрязненной ППР, а также строительными и неэмиссионными транспортными выбросами.

*Ассоциации P-S-Cd-Pb-Bi и Cu-Zn.* Pb и S могут входить в состав выхлопных газов, Pb также может присутствовать в эмиссиях моторных масел (Limbeck, Puls, 2011). В исследовании снега и почв, проведенном в Канаде было показано, что эмиссионные выбросы транспорта вносят значительный вклад в содержание P (Indris et al., 2020). Наибольшим  $K_c=3-6$  во всех функциональных зонах среди элементов двух ассоциаций во фракции  $PM_{10}$  пыли отличается Bi. Наибольшая его концентрация отмечена на территории МО МГУ. На Западе Москвы взвешенные формы Cd и Bi в снеге входили в ассоциации, связанные с износом тормозных колодок, механизмов и других металлических частей автомобилей (Vlasov et al., 2020). Максимальные концентрации Zn и Cu приурочены к транспортной и промышленной зонам. Накопление Zn и Cu часто связывают с истиранием шин (Limbeck, Puls, 2011). Таким образом обе эти ассоциации вероятно накапливаются в  $PM_{10}$  снега в связи с транспортными выбросами.



**Рис. 3.13.** Дендрограмма кластерного анализа фракции  $PM_{10}$  взвешенных форм ТММ в бассейне р. Сетунь

*Ассоциация Ca-Ag-Sb.* Наиболее значимые аномалии Ag в  $PM_{10}$  снеговой пыли связаны с рекреационной зоной, здесь концентрация серебра превышает фоновую в 16 раз. Кластерный анализ элементного состава снега на леднике Хансбрин также показал ассоциацию Ag и Sb, но в растворенной форме (Koziol et al., 2021), эта ассоциация была связана не с локальными природными источниками, а преимущественно с дальним атмосферным переносом. Для Восточной части Москвы были показаны общие парагенетические ассоциации для почв, снега и городской пыли, в него входили Ag-Sb-Sn-W (Kasimov et al., 2020), эти элементы связывались с комплексным влиянием транспорта и промышленности. В осадках Москвы была выявлена ассоциация растворенных форм элементов, в составе которой есть Ca и Sb Zn-Sb-Ni-Ca-Co-Bi-Sn-Al-W-Cr-Fe-Na-P, источник этой ассоциации – частицы городских почв и противогололедные реагенты (Vlasov et al., 2021). Также в осадках Москвы во время локдауна 2020 года было отмечено обогащение взвешенными формами Ag и Sb, связанное с сжиганием биомассы (Vlasov et al., 2023). Источником Ca могут быть также строительная карбонатная пыль (Borsato et al., 2016), цементные заводы (Demetriades, Birke, 2015), бордюрный камень (ГОСТ Р 51256-2011, 2015), поскольку в его состав входит цемент, содержащий около 60% извести. Таким образом, представляется, что ассоциация Ca-Ag-Sb связана со смешанными источниками, в том числе промышленным, транспортным, а также выдуванием почв и пыли.

Источниками  $PM_{10}$  в снеговой пыли являются: терригенный фактор (Li-Cs-Th-K-Nb-Al-Sc), ПГР, дорожной и строительной пыли (Na-Mg-Co-Sr-W-Ti-Fe-Mn), транспортные выбросы (P-S-Cd-Pb-Bi) и (Cu-Zn).

ПГР и дорожная пыль поставляют в снег  $W-Na^+-Cl^-Ca^{2+}-Al-U$  в растворенной форме, Na-Sc-Mg-Al-Ti-Ca-Sr-V-Co-Fe – во взвешенной и Na-Mg-Co-Sr-W-Ti-Fe-Mn – в  $PM_{10}$  снеговой пыли. Городские почвы вносят вклад в попадание K-Rb-Th-Cs-U в снеговую взвесь и Li-Cs-Th-K-Nb-Al-Sc в  $PM_{10}$  взвеси. Транспортный фактор ответственен за попадание в снег V-As и Zn-Cd в растворенной форме, Cr-Mo-Sn-Sb-Bi-Pb во взвешенной форме и P-S-Cd-Pb-Bi и Cu-Zn – в  $PM_{10}$  взвеси. Промышленность и сжигание отходов вносят в снеговую взвесь Ni-Cu-Zn-Cd-As.

### **Выводы:**

1. Техногенное воздействие привело к значительному увеличению пылевой нагрузки (в 2-7 раз), содержания твердых частиц в снеге (в 2-6 раз), минерализации (в 1,45 - 2,7 раз) в городском бассейне по сравнению со снегом фоновой территории, а также к смене ионного состава талой снеговой воды с гидрокарбонатно-кальциевого в фоновых условиях на хлоридно-кальциевый-натриевый в городе.
2. Относительно фона снег транспортной зоны наиболее загрязнен растворенными ТММ ( $Z_c > 128$ ), а снег МО МГУ и промышленной зоны – взвешенными ( $Z_c > 64$ ). В транспортной зоне в снеге накапливаются растворенные W, Na, U, Ca, Sr и Al взвешенные W и Ca, фракция  $PM_{10}$  показывает высокие содержания W ( $K_c > 15$ ). В промышленной зоне накапливаются взвешенные W, Cu, Ca, Sb и основное загрязнение приходится на общую снеговую пыль, а не на  $PM_{10}$ , что свидетельствует о накоплении поллютантов во фракции  $> 10$  мкм. Территория МО МГУ благодаря своему расположению подвержена промышленному и транспортному воздействию, поэтому снег здесь накапливает взвешенные Cu, W, Ni, Zn, Mo, Sb, Pb, Ba, фракция  $PM_{10}$  загрязнена W и Bi слабее чем общие пробы снеговой пыли.
3. Фракция  $PM_{10}$  снеговой пыли бассейна р. Сетунь накапливает ряд поллютантов относительно общей снеговой пыли Sb, W, Cd, Bi, Cu, Zn, Sn, Pb, Mo, Cr, V, Ni, Co. Это слабо отражается при расчетах коэффициентов  $Z_c$ , поскольку фоновая фракция  $PM_{10}$  снеговой пыли также концентрирует поллютанты Cd, W, Bi, Mo, Cr.
4. Обогащение  $PM_{10}$  снеговой пыли отражается в повышенных коэффициентах EF Bi, Sb, Cd, Cu, Zn ( $EF > 50$ )
5. В бассейне р. Сетунь Na, Ca, Sr представлены преимущественно в растворенной форме, остальные ТММ во взвешенной.

6. Техногенные источники в бассейне р. Сетунь поставляют в окружающую среду разный перечень химических элементов, образующих специфические парагенетические ассоциации элементов в снеге: ПГР и дорожная пыль поставляют ( $W-Na^+-Cl^-Ca^{2+}-Al-U$  в растворенной форме,  $Na-Sc-Mg-Al-Ti-Ca-Sr-V-Co-Fe$  – во взвешенной и  $Na-Mg-Co-Sr-W-Ti-Fe-Mn$  – в  $PM_{10}$  снеговой пыли), городские почвы ( $K-Rb-Th-Cs-U$  во взвешенной форме и  $Li-Cs-Th-K-Nb-Al-Sc$  в  $PM_{10}$  взвеси), транспортный фактор ( $V-As$  и  $Zn-Cd$  в растворенной форме,  $Cr-Mo-Sn-Sb-Bi-Pb$  во взвешенной форме и  $P-S-Cd-Pb-Bi$  и  $Cu-Zn$  – в  $PM_{10}$  взвеси), промышленность и сжигание отходов ( $Ni-Cu-Zn-Cd-As$  во взвешенной форме).

## Глава 4. Фракционирование тяжелых металлов и металлоидов в дорожной пыли

### 4.1. Физико-химические свойства дорожной пыли

Химические, физические и физико-химические свойства дорожной пыли такие как рН, электропроводность, содержание углерода, а также гранулометрический состав определяют способность пыли фиксировать поллютанты.

Для дорожной пыли Москвы, в целом, характерны щелочные и сильнощелочные значения рН от 7,62 до 9,6 (табл. 4.1). В парках Москвы в среднем отмечены значения рН пыли в диапазоне 6,7–7,4, а для дорожной пыли Москвы в целом отмечены значения от 6,4 до 8,1. (Kasimov et al., 2019). На дорогах в ЗАО в 2017 г. значения рН пыли в среднем составляли 7,4 (от 6,9 до 8,1) (Набелкина, Кошелева, 2018), нами отмечено среднее значение 8.6 для дорог. Таким образом, нами в 2019 г. выявлены повышенные значения рН дорожной пыли относительно рН пыли дорог в 2017 г. Более высокие значения рН могут возникать, например, при попадании строительной пыли, содержащей карбонаты кальция, что вероятно условиях продолжающегося масштабного (согласно нашим полевым наблюдениям) строительства дорог и зданий в бассейне р. Сетунь.

Что касается распределения значения рН по типам дорог, наблюдается слабое увеличение щелочности в ряду: малые дороги и средние дороги < МКАД и шоссе < крупные дороги. Похожий ряд был получен для значений рН дорожной пыли в Восточном административном округе, где щелочность увеличивалась в ряду: малые дороги < средние < МКАД < крупные дороги (Власов, 2015). В Москве (Kasimov et al., 2019) наибольшие значения рН дорожной пыли характерны для шоссе и крупных дорог. Д.В. Власов полагает, что «Щелочная реакция пыли, по-видимому, определяется в основном перераспределением загрязняющих веществ, выбрасываемых автотранспортом: «подкисляющие» газообразные соединения, в основном оксиды азота, мигрируют за пределы дорожного полотна, в то время как «подщелачивающие» пылевые частицы остаются на дороге велика вероятность поступления карбонатов и увеличения рН в составе противогололедных смесей и при абразии бордюрного камня» (Власов, 2015). Согласно государственному стандарту (ГОСТ Р 51256-2011, 2015), бордюрный камень изготавливается из цементобетона и асфальтобетона, в состав которых входит цемент, содержащий около 60% извести, поэтому абразия с высокой долей вероятности приведет к подщелачиванию пыли.

Таблица 4.1

Физико-химические свойства дорожной пыли, в скобках указано количество проб

Тип дорог	рН			ЕС, $\mu\text{S}/\text{cm}$			С <sub>орг</sub> , %		
	Сред	Мин	Макс	Сред	Мин	Макс	Сред	Мин	Макс
МКАД (3)	8.7	8.5	8.9	153.6	105.4	181.4	2.1	1.5	2.6
Шоссе (5)	8.7	8.3	8.9	152.4	72.7	252.0	2.1	1.3	3.1
Крупные дороги (12)	8.8	8.4	9.6	112.1	70.1	193.8	1.8	1.0	2.4
Средние дороги (6)	8.5	8.1	9.1	157.3	61.9	365.0	1.7	1.0	2.3
Малые дороги (12)	8.5	7.7	9.1	271.3	70.8	1419.0	2.6	1.1	5.4
Дворы (10)	8.4	8.0	9.1	174.3	68.9	410.0	2.0	0.7	3.6
Парки (5)	8.3	7.8	9.1	131.2	74.1	235.0	2.5	0.9	3.7

Противогололёдные реагенты чаще всего представляют собой смесь мраморной крошки и солей. Можно предположить, что закономерное увеличение рН с ростом крупности дорог может быть вызвано более активным использованием на крупных дорогах сильнощелочных моющих средств. В летнее время в Москве производится ежедневная уборка дорог, которая включает подметание пыли и периодическую мойку дорожного покрытия (Рекомендации..., 1990). В качестве моющего средства применяются средства с высоким показателем рН 9-11 («Чистодор», «Торнадо»). Моющее средство может оседать на дорожном полотне и после высыхания становится одним из существенных факторов подщелачивания пыли в летний период. Во дворах и на МКАДе такая уборка не проводится, поэтому значения рН пыли здесь меньше.

Таким образом, в Москве в разных районах и в том числе в бассейне р. Сетунь отмечается устойчивый тренд к подщелачиванию пыли крупных дорог, который может быть связан с несколькими факторами: 1) наличием остатков противогололёдных смесей (мраморная крошка); 2) абразии бордюрного камня (цемент в составе асфальтобетона и цементобетона); 3) попаданием на дорожное полотно строительной пыли (при использовании цемента); 4) уборки дорог щелочными моющими средствами. При этом эти факторы изменчивы и отбор в летний сезон разных лет в одном и том же месте может показать разный результат.

Электропроводность дорожной пыли варьирует от 69 до 1419  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , причём она увеличивается в ряду: крупные дороги < средние дороги < малые дороги. Значения

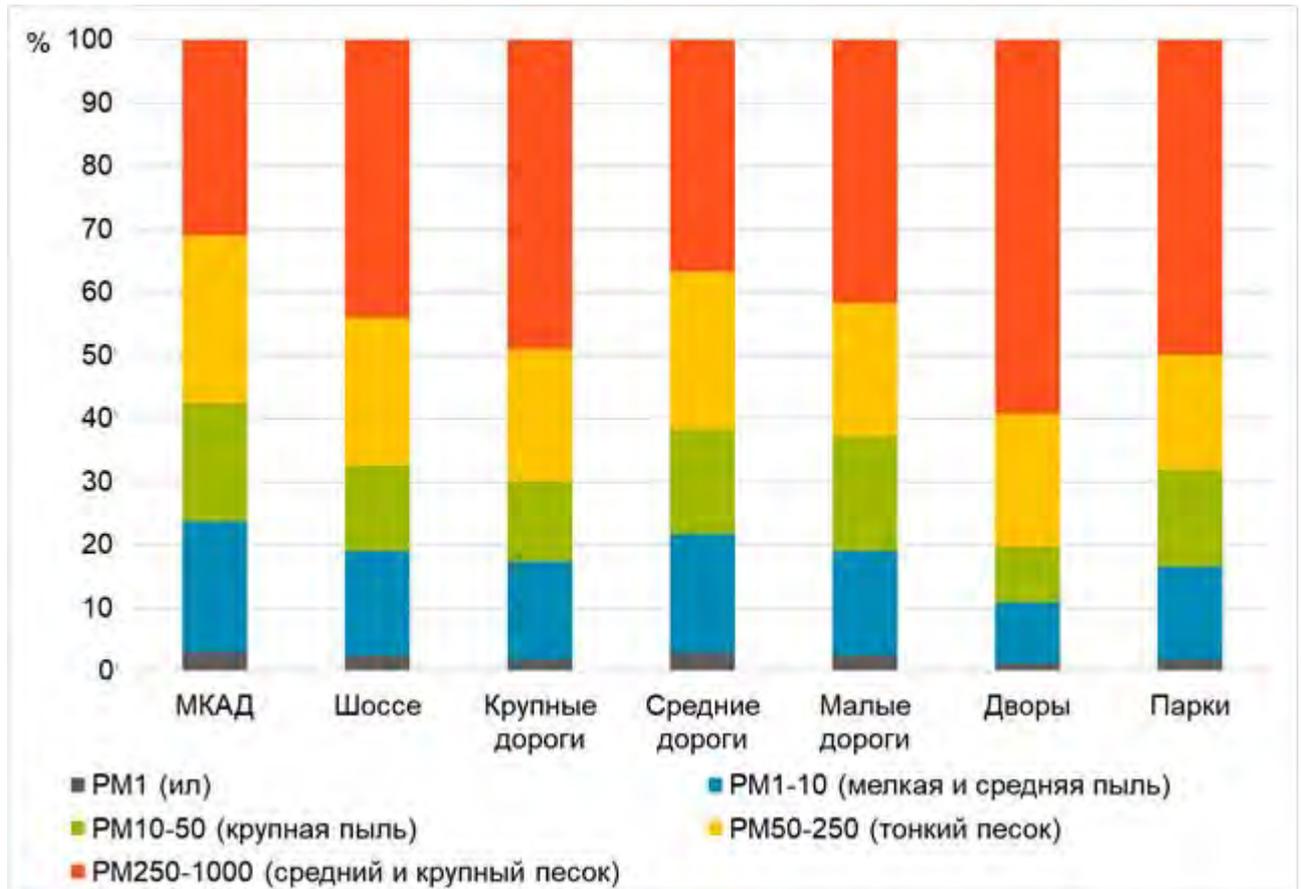
электропроводности придорожных почв варьируют в диапазоне от 13,9 до 2300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , наиболее высокие значения характерны для крупных дорог и парков. Наименьшая электропроводность в среднем характерна для пыли крупных дорог и почв вблизи малых дорог. Величина электропроводности пыли дорог отличается высоким значением и зависит от количества водорастворимых соединений техногенного (противогололёдные реагенты, выпадения загрязняющих веществ от автотранспорта, промышленных предприятий, абразии дорожного покрытия и т.д.) и природного (фоновые выпадения из атмосферы) происхождения.

Содержание органического углерода в дорожной пыли варьирует от 0,7 до 5,4%, средние содержания имеют вариации от 1,7 до 2,5%, причем наибольшие средние значения характерны для парков, что закономерно. Среди придорожных почв наибольшие средние и максимальные значения содержания органического углерода характерны для дворов (4.5 и 12%), также у придорожных почв прослеживается уменьшение средних значений содержания органического углерода от дворов к крупным дорогам. Объясняется это может тем, что интенсивность движения негативно влияет на растительный покров придорожных почв и вследствие этого у более крупных дорог почвы содержат меньше углерода за счет малого биологического круговорота.

Дорожная пыль разных городов мира имеет рН 7–9, содержание органического углерода – 1-17%, электропроводность – 100-2800 мкСм/см (Wang et al., 2007; Al-Khashman, 2007; Ладонин, Пляскина, 2009; Acosta et al., 2011; Hu et al., 2011), что попадает в диапазон полученных нами результатов.

Пыль в бассейне р. Сетунь (рис. 4.1) в основном супесчаного (содержание частиц менее 0,01 мм от 10 до 20 %) и легкосуглинистого (от 20 до 30 %) гранулометрического состава, реже песчаного и тяжелосуглинистого.

В пыли бассейна р. Сетунь наибольшее содержание илистой фракции –  $\text{PM}_{10}$  наблюдается на МКАД, шоссе и средних дорогах (около 3%), наименьшее – во дворах (1,3%) и парках (1,8%). Совместная доля фракции мелкой и средней пыли –  $\text{PM}_{1-10}$  также наибольшая на МКАД и на средних дорогах (20 и 18% соответственно) и наименьшая во дворах. Наибольшее содержание частиц крупнее 10 мкм характерно для дворов (89%) и крупных дорог (82%).



**Рис. 4.1.** Содержание гранулометрических фракций в пыли дорог бассейна р. Сетунь.

Таким образом, в бассейне Сетуни наблюдается увеличение доли мелких частиц с увеличением интенсивности движения. Именно мелкие частицы чаще всего содержат поллютанты. Известно, например, что около 90% всех частиц, образующихся при истирании тормозных колодок автомобилей, имеет размер  $<2,5$  мкм (Iijima et al., 2007), процесс истирания колодок может быть источником таких элементов, как Fe, Cu, Zr, Ba, Ca, Sb, Mn, Zn, Ti, Pb. Распределение гранулометрических фракций в пыли не одинаково в пределах города. Д.В. Власовым (2015) показано увеличение доли песка и уменьшение доли остальных фракций при увеличении интенсивности движения за счёт выдувания более мелких частиц в ВАО. То же было показано и для некоторых районов Западного округа Москвы (Восток — запад Москвы..., 2016).

#### 4.2. Содержания тяжелых металлов и металлоидов в дорожной пыли и её фракциях

Во фракции  $PM_{1000}$  дорожной пыли (табл. 4.2) средние содержания ряда тяжелых металлов превышают значение кларка верхней части континентальной земной коры в 1,6-3,2 раза: Zr, Pb, Sn, Cu, Zn, Cd, Mo, Sb, W, наибольшее превышение отмечено для W.

Таблица 4.2

Средние, минимальные, максимальные содержания тяжелых металлов и металлоидов во фракциях дорожной пыли и кларки верхней части континентальной земной коры мг/кг и %\* (Rudnick, Gao, 2014), и коэффициенты вариации, %. Элементы ранжированы в порядке убывания значений кларков

Элемент	PM <sub>1000</sub>				PM <sub>1-10</sub>				PM <sub>1</sub>				Кларк
	Ср.	Мин.	Макс.	CV, %	Ср.	Мин.	Макс.	CV, %	Ср.	Мин.	Макс.	CV, %	
Al*	2,9	2,2	5,4	21	4,5	0,7	9,8	35	4,8	2,2	27,1	70	8,1
Fe*	2,1	1,1	4,4	28	3,6	0,6	6,1	29	4,0	2,0	17,3	57	3,9
Ti*	0,2	0,1	0,5	32	0,3	0,1	0,6	27	0,3	0,2	1,6	52	0,4
Mn	377	247	588	19	748	147	1199	28	760	431	3502	59	774
Ba	341	245	616	20	381	83	785	30	376	161	1595	51	628
Sr	164	84	461	33	128	31	251	34	115	51	468	53	266
V	43	16	82	35	130	33	208	25	133	69	595	54	106
Zr	150	53	532	51	115	23	241	32	126	60	688	68	93
Rb	48	27	178	47	77	12	229	46	85	35	595	90	84
Zn	161	56	817	72	646	149	2341	61	795	230	4173	73	75
Cr	38	12	105	51	84	16	312	53	387	42	15101	533	73
Ni	24	11	75	43	47	11	145	44	229	30	8948	533	34
Cu	50	9	356	109	97	24	261	51	129	34	713	84	27
Li	7	5	23	38	21	4	61	44	27	10	133	63	21
Pb	29	9	272	146	68	13	307	76	83	23	394	93	17
Co	5	2	10	33	11	2	18	29	14	7	63	68	15
Sc	5	2	11	33	7	1	16	35	8	3	44	71	14
Th	6	2	49	116	6	1	18	43	7	3	33	67	11
As	2.1	0.7	4.7	39	6.8	1.0	13.7	36	8.0	0.0	41.4	73	4.8
Hf	3.7	1.6	12.7	49	2.9	0.6	5.5	34	3.3	1.3	24.1	96	5.3
Cs	0.9	0.5	3.7	53	2.5	0.4	6.8	43	3.1	0.9	16.9	70	4.9
U	1.5	0.9	5.5	53	1.7	0.4	7.1	58	1.8	1.1	7.5	68	2.7
Sn	4.4	1.1	16.1	61	17.6	4.2	69.7	65	21.7	5.4	141.2	91	2.5
Be	0.7	0.4	2.3	41	1.2	0.2	2.8	39	1.6	0.6	10.1	82	2.1
W	4.5	0.7	20.1	80	21.8	2.7	70.2	77	16.6	1.9	58.2	80	1.4
Mo	2.6	0.7	6.7	48	2.8	0.6	6.4	51	9.0	0.9	307.9	467	1.1
Sb	1.9	0.3	6.9	68	8.3	1.3	46.3	88	8.7	1.5	27.3	73	0.8
Bi	0.2	0.1	1.4	82	0.9	0.2	3.7	66	1.1	0.3	6.8	90	0.2
Cd	0.2	0.1	0.4	22	0.9	0.3	1.9	38	1.6	0.6	11.3	97	0.1

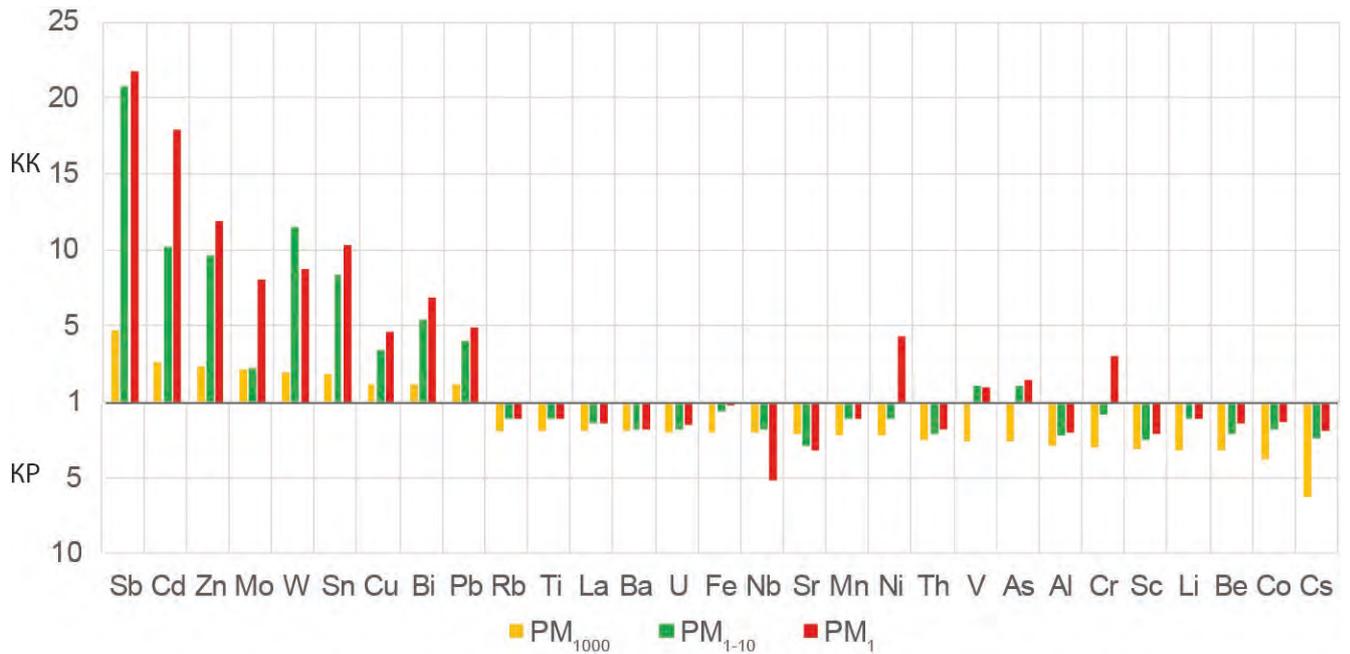
Минимальные значения содержания металлов и металлоидов в основном ниже кларка. Максимальные значения выше кларка в 10,9-16 раз выявлены для Zn, Cu, W, Pb, наибольшее превышение характерно для Pb. Максимальные значения содержания ТММ превышающие кларк в 1.7-9.2 раза отмечены для Ni, Pb, Rb, Sr, Zr, Mo, Cd, Sn, Sb, Hf, Bi, Th, U. Во фракции PM<sub>1-10</sub> среднее содержание одной группы элементов превышает кларк в 2,5-8,6 раз Cu, Zn, Mo, Sn, Pb, Bi; а другой в 10,0-15,6 раз Cd, Sb, W. Минимальные содержания ряда металлов в этой фракции

также превышают кларк в 1,7-3,3 раза: Zn, Cd, Sn, Sb, W. Наибольшие превышения максимальных значений над кларком выявлены для Sb (в 61,7 раз), W (50), Zn (31,2), Sn (27) Cd (21). Максимальные значения выше кларка также наблюдаются у Ti, Mn, Fe, Li, V, Cr, Ni, Cu, Zr, Mo, Pb, Bi, Th, U. Во фракции PM<sub>1</sub> одна группа ТММ превышает кларк в 4,8-8,7 раз Cr, Ni, Cu, Mo, Sn, Pb, Bi; другая в 10,6 -17,8 раз Zn, Cd, Sb, W. Минимальные содержания таких ТММ как Zn, Cd, Sn, Sb превышают кларк в 2,0-6,7 раз. Наибольшие превышения кларка среди максимальных значений содержания ТММ во фракции PM<sub>1</sub> дорожной пыли выявлены для Mo (279 раз), Ni (263), Cr (206), Cd (125). Максимальные содержания Sn, Sb, Zn, Cu, W, Pb, Bi превышают кларк в 23-56 раз. Таким образом с уменьшением размерности фракции дорожной пыли содержания ТММ в ней возрастает.

Коэффициенты вариации элементов различаются во фракциях. Во фракции PM<sub>1000</sub> высокой вариабельностью отличаются Pb (CV = 146%), Th (116%), Cu (109%). В этой фракции большое количество элементов имеет коэффициент вариации в диапазоне от 50 до 100%: Zr, Zn, Cr, Cs, U, Sn, W, Sb, Bi. Вероятно, эти элементы имеют техногенное, либо природно-техногенное происхождение в дорожной пыли. Слабо варьируют элементы с высокими содержаниями в земной коре Al, Fe, Ti, Mn, Ba, Sr (19-33%), а также Sc, Co (33%) и Cd (22%).

Во фракции PM<sub>1-10</sub>, в целом, коэффициенты вариации меньше, здесь нет значений превышающих 100%. Наибольшей вариабельностью обладают Sb (88%), W (77%), Pb (76%), Bi (66%), Sn (65%), Zn (61%), U (58%), Cr (53%), Cu, Mo (51%). В этой фракции так же, как и во фракции PM<sub>1000</sub>, слабее всего варьируют Al, Fe, Ti, Mn, Ba, Sr, Cd, Sc, Co, а также V, Zr, As, Hf (25-38%). Фракция PM<sub>1</sub> отличается от других фракций высокими CV всех элементов. Очень высокая вариабельность характерна для Mo (465%), Cr и Ni (533%). Наименьшие коэффициенты вариации отмечены для Fe, Ti, Mn, Ba, Sr, V при этом значения находятся в диапазоне от 52 до 59%. Остальные элементы имеют CV в диапазоне от 60 до 96%.

В среднем во фракции PM<sub>1000</sub> концентрируются Sb, Cd, Zn, Sn, W, Mo, Pb, Cu (рис. 4.2). Эти элементы характеризуются невысокими КК от 3 до 2. Остальные элементы рассеиваются. Для юго-восточной Москвы (Ладонин, Михайлова, 2020) в дорожной пыли набор элементов с высокими КК немного отличается от наблюдаемого нами в западной части города: накапливаются Sb, Zn, Hg, Ag, Cu, Pb, Mo, As, Cd, Cr и Ni.

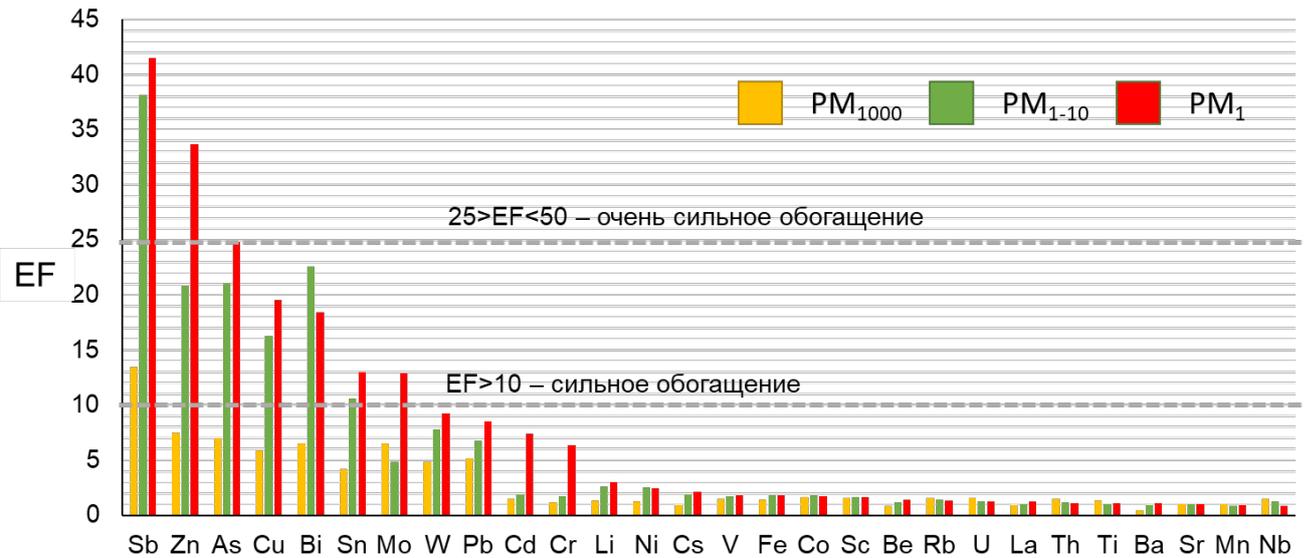


**Рис. 4.2.** Кларки концентрации (КК) и рассеяния (КР) элементов в пыли относительно кларка верхней части континентальной земной коры (Rudnick, Gao, 2014). Элементы ранжированы по убыванию во КК и возрастанию КР во фракции  $PM_{1000}$

Во фракции  $PM_{1-10}$  концентрируются те же элементы, что и во фракции  $PM_{1000}$ , но с более высокими КК от 16 до 1.5. В этой фракции концентрируется Вi, превышая кларк в 5 раз. Слабо концентрируются с КК 1.5 Ni, Cr, V, As. Во фракции  $PM_1$  интенсивнее всего концентрируется Cd с КК = 16. В этой фракции концентрируются W, Sb, Mo, Zn, Cu, Pb, Bi, Ni, Rb, Cr с КК от 12 до 5. Во всех фракциях рассеиваются Sc, Ti, Mn, Al, Co, Be, Cs, U, Th, Ba, Sr, Hf.

Считается, что  $EF < 1$  свидетельствует о природном происхождении элементов в пробах (преимущественное поступление из земной коры), от 1 до 10 – вероятно, имеются техногенные источники, а при  $EF \geq 10$  ТММ явно имеют техногенное происхождение (Cheng et al., 2018). Среди  $EF \geq 10$  выделяются градации 10–25 – сильное обогащение; 25–50 – очень сильное обогащение и  $>50$  – чрезвычайно сильное обогащение. (Chabukdhara et al 2016). По коэффициенту EF всех трех фракций ( $PM_{1000}$ ,  $PM_{1-10}$  и  $PM_1$ ) были выделены Sb, Zn, As, Cu, Bi, Mo, Pb, эти металлы вероятно имеют техногенные источники (рис. 4.3).

Наиболее тонкая из изученных фракций  $PM_1$ . В этой фракции накопление Sb, Zn, As, Cu, Sn, Mo, W, Pb, Cd, Cr заметно интенсивнее, чем в других фракциях. Во фракции  $PM_{1-10}$  наиболее интенсивно по сравнению с другими фракциями накапливается Вi.



**Рис. 4.3.** Усредненные коэффициенты обогащения (EF) дорожной пыли бассейна р. Сетунь микроэлементами

Явное техногенное происхождение во фракциях  $PM_{1-10}$  и  $PM_1$  с  $EF > 10$  имеют Sb ( $EF_{PM_{1-10}}=38$ ;  $EF_{PM_1}=41$ ), Cd ( $EF_{PM_{1-10}}=20$ ;  $EF_{PM_1}=33$ ), Zn, ( $EF_{PM_{1-10}}=21$ ;  $EF_{PM_1}=24$ ), W ( $EF_{PM_{1-10}}=16$ ;  $EF_{PM_1}=18$ ), Sn ( $EF_{PM_{1-10}}=16$ ;  $EF_{PM_1}=19$ ), Bi ( $EF_{PM_{1-10}}=10$ ;  $EF_{PM_1}=12$ ), Mo ( $EF_{PM_{1-10}}=4$ ;  $EF_{PM_1}=12$ ). В Москве во фракции  $PM_{10}$  дорожной пыли выявлено накопление Sb, Mo, Zn, Cd, Pb и W в связи с неэмиссионными выбросами транспорта – износом шин, тормозных колодок и других металлических частей автомобилей (Vlasov et al., 2020). Коэффициент обогащения некоторых элементов во фракции  $PM_{1000}$  выше, чем во фракциях  $PM_{10}$  и  $PM_1$ , к таким элементам относятся Sr, Sc, Nb, U, Th, Ba, La что свидетельствует о том, что эти элементы накапливаются во фракции с диаметром частиц  $> 10$  мкм.

Во фракции  $PM_{1000}$  дорожной пыли элементы с  $EF > 10$ , вероятнее всего имеющие техногенное происхождение, отличаются в зависимости от типа дорог (табл. 4.3). В пыли МКАД к таким элементам относятся  $Sb_{20}$  и  $W_{14}$  (здесь и далее нижним индексом обозначен коэффициент EF), в пыли крупных дорог  $Sb_{21}$ ,  $Cu_{10}$ , а во дворах  $Zn_{12}$  и  $Sb_{11}$ . На шоссе и средних дорогах накапливается только Sb. Sb является индикатором износа тормозных колодок, поскольку сульфаты Sb используются при производстве тормозных колодок в качестве модификатора трения (Sanders et al., 2003), а сульфид сурьмы (III) –  $Sb_2S_3$  является компонентом тормозной смазки (Grigoratos, Martini, 2015). Также Sb часто указывает на истирание шин (Thorpe, Harrison, 2008; Apreayei et al., 2011). В  $PM_{1000}$  малых дворов и парков сильного обогащения не происходит, но наборы элементов со средним обогащением разные:  $Sb_9$ ,  $Cd_7$ ,  $W_7$ ,  $Sn_6$ ,  $Mo_5$ ,  $Zn_5$ ,  $Bi_5$  и  $Cd_6$ ,  $Sb_5$ , соответственно. В парках обогащение Cd может быть связано с удобрениями (Li et al., 2020). В почвах и пыли городских парков мира отмечают высокие содержания тяжелых металлов. В

Белграде (Сербия) почвы городских парков обогащены Zn и Cu из-за влияния эмиссий от транспорта, Ni из-за эмиссий, поступающих при сжигании топлива, также содержания Cr в парках превышали содержания (Kuzmanoski et al., 2014). В городских парках Пекина в Китае (Chen et al., 2005) было отмечено антропогенное загрязнение Cu и Pb. В другом городе Китая – Тяньцзине – исследован состав пыли городских парков, выявлено повышенное загрязнение Cu, Pb, Cr, Cd and Ni (Guo et al., 2013). В Нанкине (Китай) отмечены высокие содержания Pb, Cd, Zn, Mn, Cu, Ni, As, Cr, показано, что эти металлы поступают преимущественно из антропогенных источников (Wang et al., 2016). В Дели (Индия) (Siddiqui et al., 2020) изучено загрязнение почв и придорожной пыли вокруг и внутри городских парков, выявлено загрязнение рядом металлов Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Ni, Co, связанных с промышленными и транспортными источниками.

Во фракции дорожной пыли  $PM_{1-10}$  коэффициенты обогащения элементов значительно выше. Так в пыли МКАД EF составляют  $Sb_{55}$ ,  $W_{44}$ ,  $Cd_{29}$ ,  $Zn_{25}$ ,  $Sn_{15}$ ,  $Bi_{11}$ . В целом на дорогах в  $PM_{1-10}$  встречается обогащение Sb, Cd, W, Zn, Sn, Bi, Pb эти элементы могут поступать в пыль при истирании шин и дорожного покрытия, а также при износе тормозных колодок (Limbeck, Puls, 2011). Пыль пешеходных дорожек парков обогащена  $Cd_{17}$ ,  $Sb_{14}$ ,  $W_{12}$ ,  $Sn_{10}$ ,  $Zn_{10}$ , то есть основную роль играет Cd.

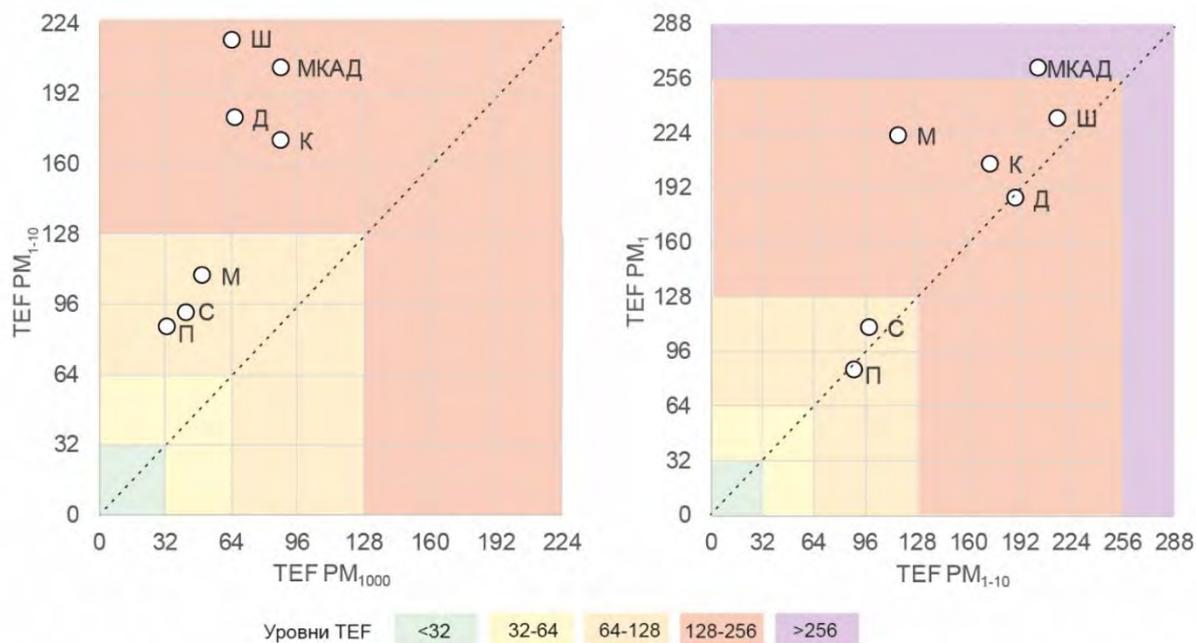
В частицах  $PM_1$  коэффициенты EF для некоторых элементов незначительно повышаются по сравнению с частицами  $PM_{1-10}$ . В пыли МКАД наиболее высокие коэффициенты в ряду  $Cd_{77}$ ,  $Sb_{61}$ ,  $Zn_{32}$ ,  $W_{32}$ ,  $Sn_{19}$ ,  $Bi_{13}$ ,  $Cu_{10}$ ,  $Pb_{10}$ , то есть в наиболее мелких частицах интенсивнее накапливается Cd, в более крупных  $PM_{1-10}$  и  $PM_{1000}$  Sb и W. Cd и Sb – связаны с истиранием тормозных колодок и дисков, при этом показано, что эти элементы могут накапливаться в наночастицах  $PM_{0,1}$  (Smichowski et al., 2023). В пыли шоссе и на крупных дорогах сохранился наиболее высокий EF Sb с рядами  $Sb_{70}$ ,  $Cd_{38}$ ,  $Zn_{30}$ ,  $Sn_{24}$ ,  $W_{22}$ ,  $Pb_{15}$ ,  $Bi_{14}$ ,  $Cu_{11}$  и  $Sb_{47}$ ,  $Cd_{22}$ ,  $Sn_{20}$ ,  $W_{20}$ ,  $Zn_{19}$ ,  $Bi_{13}$ ,  $Pb_{12}$ , соответственно. Во дворах во фракциях  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  также отмечается высокий коэффициент обогащения (198 и 185), основные поллютанты совпадают между двумя фракциями Zn, Sb, W, Cd, Sn, Bi. Недавнее исследование парковочных территорий в Португалии (Casotti Rienda et al., 2023) также показало накопление Bi, Sb, Sn, и Zn во фракции  $PM_{10}$  пыли. Повышенное обогащение пыли пешеходных дорожек парков во фракциях  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  может быть связано с мероприятиями по благоустройству, для городов Китая было показано, что интенсивное благоустройство территорий также может быть источником пыли в атмосфере (Ma et al., 2019). В целом, обогащение ТММ пыли во фракции  $PM_1$  несколько выше, чем в  $PM_{1-10}$  и значительно выше, чем в  $PM_{1000}$ . Основные поллютанты для дорог одинаковы: в  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  это Cd, Sb, Zn, W, Sn Bi в  $PM_{1000}$  – Sb, W.

Таблица 4.3

Обогащение фракций дорожной пыли тяжелыми металлами и металлоидами. МКАД – Московская кольцевая автодорога, Ш – шоссе, К – крупные дороги, С – средние дороги, М – Малые дороги, Д – дворы, П – Парки (количество проб указано в скобках). EF – коэффициент обогащения, TEF – суммарный коэффициент обогащения

Объект	Фракция	EF			TEF
		>10	5-10	3-5	
МКАД (3)	PM <sub>1000</sub>	Sb <sub>20</sub> , W <sub>14</sub>	Zn <sub>9</sub> , Sn <sub>8</sub> , Cd <sub>8</sub> , Cu <sub>7</sub> , Bi <sub>6</sub>	Mo <sub>4</sub> , Pb <sub>3</sub> , Ni <sub>3</sub>	76
	PM <sub>1-10</sub>	Sb <sub>55</sub> , W <sub>44</sub> , Cd <sub>29</sub> , Zn <sub>25</sub> , Sn <sub>15</sub> , Bi <sub>11</sub>	Cu <sub>8</sub> , Pb <sub>8</sub> , Mo <sub>6</sub>	V <sub>3</sub>	201
	PM <sub>1</sub>	Cd <sub>77</sub> , Sb <sub>61</sub> , Zn <sub>32</sub> , W <sub>32</sub> , Sn <sub>19</sub> , Bi <sub>13</sub> , Cu <sub>10</sub> , Pb <sub>10</sub>	Mo <sub>7</sub>	As <sub>3</sub>	263
Ш (5)	PM <sub>1000</sub>	Sb <sub>19</sub>	Mo <sub>7</sub> , W <sub>7</sub> , Cd <sub>7</sub> , Zn <sub>7</sub> , Sn <sub>6</sub>	Cu <sub>4</sub> , Bi <sub>3</sub>	60
	PM <sub>1-10</sub>	Sb <sub>71</sub> , Cd <sub>32</sub> , W <sub>29</sub> , Zn <sub>25</sub> , Sn <sub>20</sub> , Bi <sub>14</sub> , Pb <sub>10</sub>	Cu <sub>9</sub> , Mo <sub>6</sub>	V <sub>3</sub>	215
	PM <sub>1</sub>	Sb <sub>70</sub> , Cd <sub>38</sub> , Zn <sub>30</sub> , Sn <sub>24</sub> , W <sub>22</sub> , Pb <sub>15</sub> , Bi <sub>14</sub> , Cu <sub>11</sub>	Mo <sub>7</sub>	As <sub>3</sub> , V <sub>3</sub>	234
К (12)	PM <sub>1000</sub>	Sb <sub>21</sub> , Cu <sub>10</sub>	Pb <sub>9</sub> , Mo <sub>8</sub> , Cd <sub>7</sub> , Sn <sub>7</sub> , Zn <sub>7</sub> , W <sub>6</sub> , Bi <sub>5</sub>		76
	PM <sub>1-10</sub>	Sb <sub>47</sub> , Cd <sub>22</sub> , Sn <sub>20</sub> , W <sub>20</sub> , Zn <sub>19</sub> , Bi <sub>13</sub> , Pb <sub>12</sub>	Cu <sub>9</sub> , Mo <sub>5</sub>	As <sub>3</sub> , V <sub>3</sub>	169
	PM <sub>1</sub>	Sb <sub>50</sub> , Cd <sub>31</sub> , Sn <sub>27</sub> , Zn <sub>23</sub> , Bi <sub>18</sub> , W <sub>17</sub> , Pb <sub>16</sub> , Cu <sub>11</sub>	Mo <sub>6</sub>	As <sub>3</sub> , Ni <sub>3</sub>	211
С (6)	PM <sub>1000</sub>	Sb <sub>12</sub>	Cd <sub>7</sub> , Mo <sub>7</sub> , Sn <sub>5</sub> , Zn <sub>5</sub> , W <sub>5</sub>	Bi <sub>4</sub> , Cu <sub>4</sub> , Pb <sub>3</sub>	47
	PM <sub>1-10</sub>	Sb <sub>24</sub> , W <sub>14</sub> , Cd <sub>14</sub> , Sn <sub>12</sub> , Zn <sub>11</sub>	Bi <sub>7</sub> , Pb <sub>5</sub> , Cu <sub>5</sub>	Mo <sub>4</sub> , As <sub>3</sub>	94
	PM <sub>1</sub>	Sb <sub>26</sub> , Cd <sub>23</sub> , Zn <sub>15</sub> , Sn <sub>14</sub> , W <sub>10</sub>	Bi <sub>7</sub> , Cu <sub>5</sub> , Pb <sub>5</sub> , Mo <sub>5</sub>	As <sub>3</sub> , Ni <sub>3</sub>	110
М (12)	PM <sub>1000</sub>		Sb <sub>9</sub> , Cd <sub>7</sub> , W <sub>7</sub> , Sn <sub>6</sub> , Mo <sub>5</sub> , Zn <sub>5</sub> , Bi <sub>5</sub>	Cu <sub>3</sub> , Pb <sub>3</sub>	45
	PM <sub>1-10</sub>	Sb <sub>28</sub> , W <sub>19</sub> , Cd <sub>17</sub> , Zn <sub>14</sub> , Sn <sub>13</sub>	Bi <sub>8</sub> , Pb <sub>5</sub> , Cu <sub>5</sub>	Mo <sub>4</sub>	114
	PM <sub>1</sub>	Cd <sub>39</sub> , Mo <sub>38</sub> , Sb <sub>30</sub> , Ni <sub>25</sub> , Cr <sub>21</sub> , W <sub>17</sub> , Zn <sub>16</sub> , Sn <sub>16</sub> , Bi <sub>10</sub>	Cu <sub>9</sub> , Pb <sub>6</sub>	As <sub>3</sub>	224
Д (10)	PM <sub>1000</sub>	Zn <sub>12</sub> , Sb <sub>11</sub>	Cd <sub>9</sub> , Mo <sub>8</sub> , W <sub>7</sub> , Pb <sub>6</sub> , Sn <sub>5</sub>	Cu <sub>4</sub> , Bi <sub>4</sub>	62
	PM <sub>1-10</sub>	Zn <sub>41</sub> , Sb <sub>38</sub> , W <sub>31</sub> , Cd <sub>22</sub> , Sn <sub>20</sub> , Bi <sub>12</sub>	Cu <sub>7</sub> , Pb <sub>7</sub> , Mo <sub>5</sub>	V <sub>3</sub>	185
	PM <sub>1</sub>	Zn <sub>45</sub> , Sb <sub>38</sub> , W <sub>29</sub> , Cd <sub>27</sub> , Sn <sub>21</sub> , Bi <sub>15</sub>	Cu <sub>8</sub> , Pb <sub>8</sub> , Mo <sub>6</sub>	As <sub>3</sub> , V <sub>3</sub>	198
П (5)	PM <sub>1000</sub>		Cd <sub>6</sub> , Sb <sub>5</sub>	Pb <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , W <sub>4</sub> , Mo <sub>3</sub> , Zn <sub>3</sub> , Th <sub>3</sub> , Bi <sub>3</sub> , La <sub>3</sub>	33
	PM <sub>1-10</sub>	Cd <sub>17</sub> , Sb <sub>14</sub> , W <sub>12</sub> , Sn <sub>10</sub> , Zn <sub>10</sub>	Bi <sub>8</sub> , Pb <sub>5</sub>	Cu <sub>4</sub> , As <sub>3</sub> , Mo <sub>3</sub> , Li <sub>3</sub> , Rb <sub>3</sub> , U <sub>3</sub>	89
	PM <sub>1</sub>	Cd <sub>25</sub> , Zn <sub>12</sub> , Sb <sub>11</sub> , Sn <sub>10</sub>	Bi <sub>7</sub>	Pb <sub>4</sub> , W <sub>4</sub> , Cu <sub>4</sub> , As <sub>3</sub> , U <sub>3</sub>	85

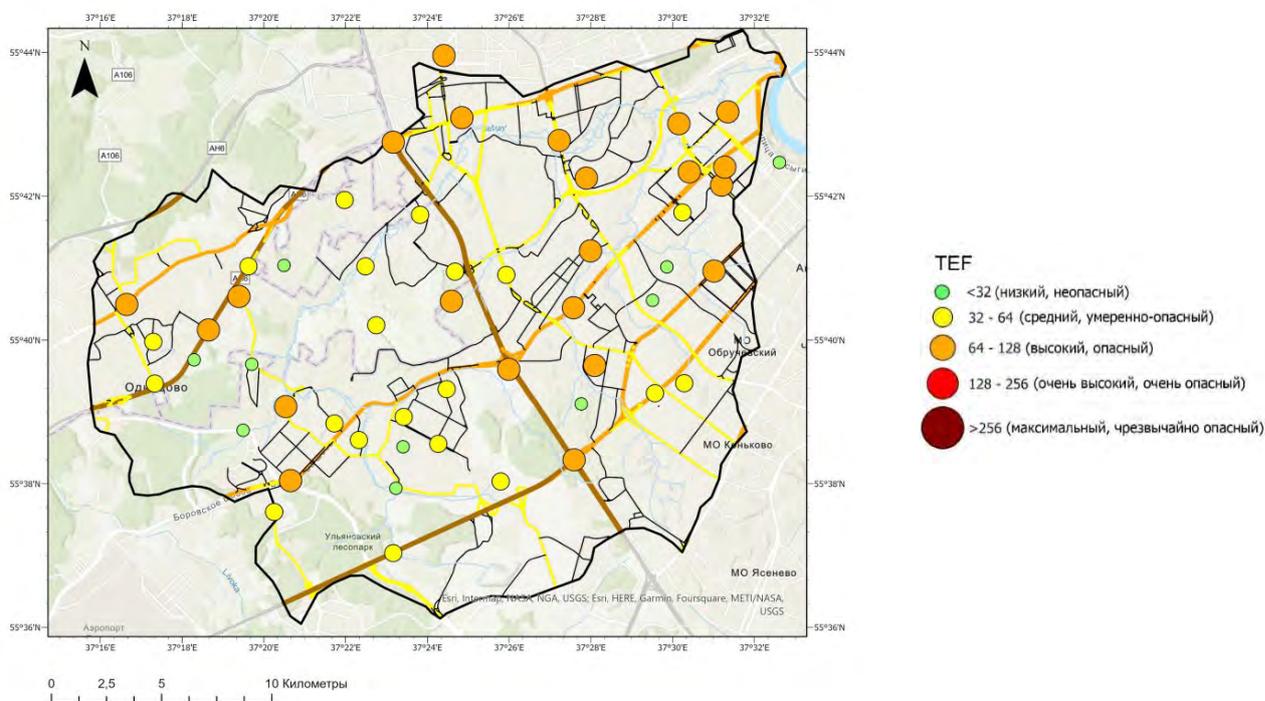
Наиболее высокий суммарный коэффициент обогащения ТЕФ (рис. 4.4) для частиц  $PM_{1000}$  отмечен для МКАД и крупных дорог (ТЕФ = 76), что согласуется с распределением ТММ в ВАО и ЗАО Москвы (Vlasov et al., 2022) и с результатами, полученными для пыли крупной фракции пыли всей Москвы (Vlasov et al., 2021).



**Рис. 4.4.** Соотношение суммарного коэффициента обогащения ТЕФ фракций дорожной пыли. МКАД – Московская кольцевая автодорога, Ш – шоссе, К – крупные дороги, С – средние дороги, М – Малые дороги, Д – дворы, П – Парки

На более крупных дорогах помимо легковых автомобилей, отмечается большее количество крупногабаритных грузовых автомобилей и общественного транспорта. В Москве более 56% твердых частиц выделяется двигателями грузового транспорта массой выше 3,5 тонн, 29% автобусами, 10% легковыми автомобилями и 5% грузовым транспортом массой ниже 3,5 тонн (Кульбачевский, 2019). Повышенные эмиссии твердых частиц на крупных дорогах так же могут быть причиной повышенной концентрации ТММ в пыли этих дорог. Для частиц  $PM_{1-10}$  наибольшие суммарные коэффициенты обогащения отмечены для шоссе и МКАД (215 и 201). Меньше всего загрязнены парки (ТЕФ = 89). В наиболее мелких частицах пыли  $PM_1$  суммарный коэффициент загрязнения ТЕФ наиболее высок на МКАД (263) и шоссе (234). Во всех объектах ТЕФ выше в  $PM_{1-10}$ , чем в  $PM_{1000}$ . Значения ТЕФ  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  близки для парков. ТЕФ более тонких частиц незначительно превышают коэффициенты обогащения  $PM_{1-10}$  на средних дорогах, во дворах, на крупных дорогах и на шоссе. МКАД и малые дороги отличаются более высокими значениями ТЕФ в  $PM_1$ , чем в  $PM_{1-10}$ .

Во фракции  $PM_{1000}$  (рис. 4.5) большая часть точек опробования показывает средний и высокий уровни загрязнения. Присутствует тенденция к более значительному загрязнению пыли внутри МКАД.



**Рис. 4.5.** TEF во фракции  $PM_{1000}$  дорожной пыли бассейна р. Сетунь.

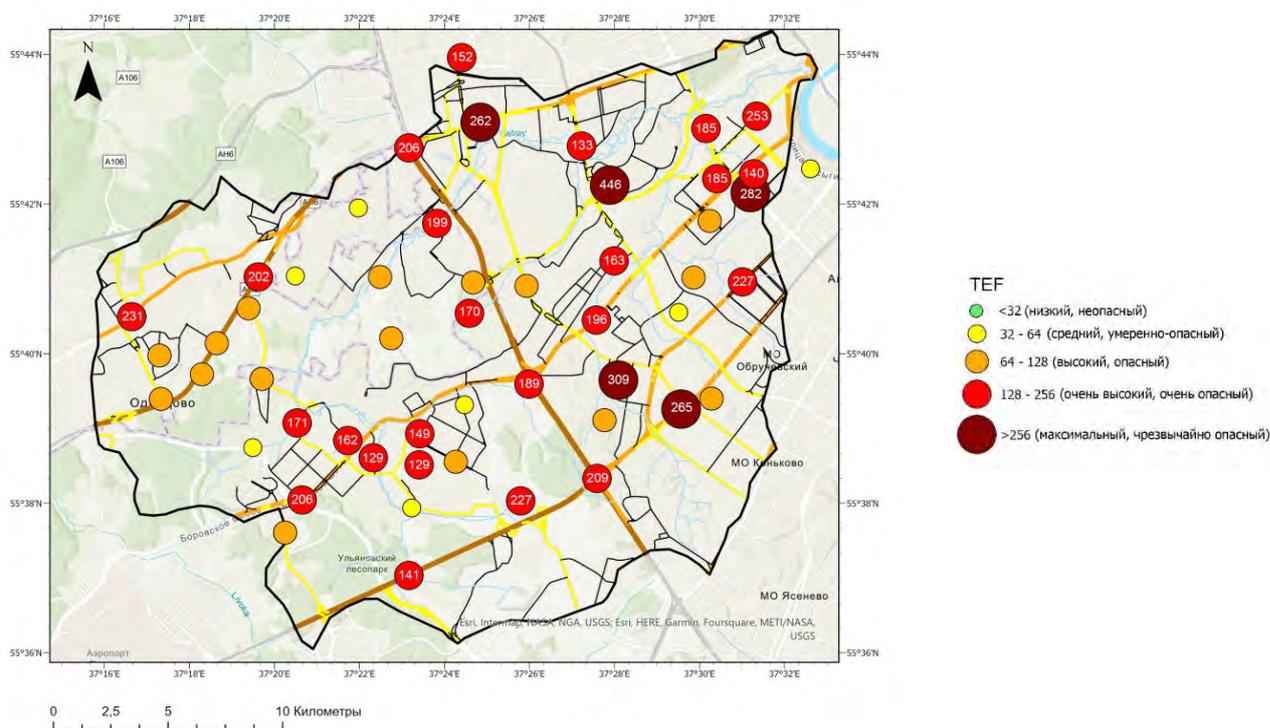
Наиболее высокий уровень ( $TEF = 112$ ) обогащения отмечен во дворе жилого дома в районе Кунцево, на ул. Боженко, располагающегося к востоку от промышленной зоны «Кунцево». На территории этой промышленной зоны располагаются АО «Всероссийский институт лёгких сплавов» (ВИЛС), ОАО «Московский завод Электрощит», ОАО «Кунцевский комбинат железобетонных изделий № 9». Высокий уровень обогащения ( $TEF = 110$ ) выявлен на ул. Минская, между пересечением с Мосфильмовской и ул. Генерала Дорохова, это крупная дорога с интенсивным движением.

Другая крупная дорога – Аминьевское шоссе, также характеризуется высоким уровнем обогащения дорожной пыли ( $TEF = 113$ ), точка отбора располагалась вблизи промышленной зоны Северное Очаково. Большая часть проб показала средний умеренно-опасный уровень загрязнения, в том числе и пробы, отобранные в парках. В лесопарке Юго-Западный отмечен высокий уровень обогащения  $TEF = 71$ . В целом, наиболее высокий уровень обогащения фракции  $PM_{1000}$  дорожной пыли характерен для северной и западной частей бассейна (внутри МКАД), а наименьший для южной части.

С уменьшением размера фракций картина меняется (рис. 4.6). Высокий, очень высокий и максимальный уровни обогащения отмечены в большинстве точек опробования дорожной пыли,

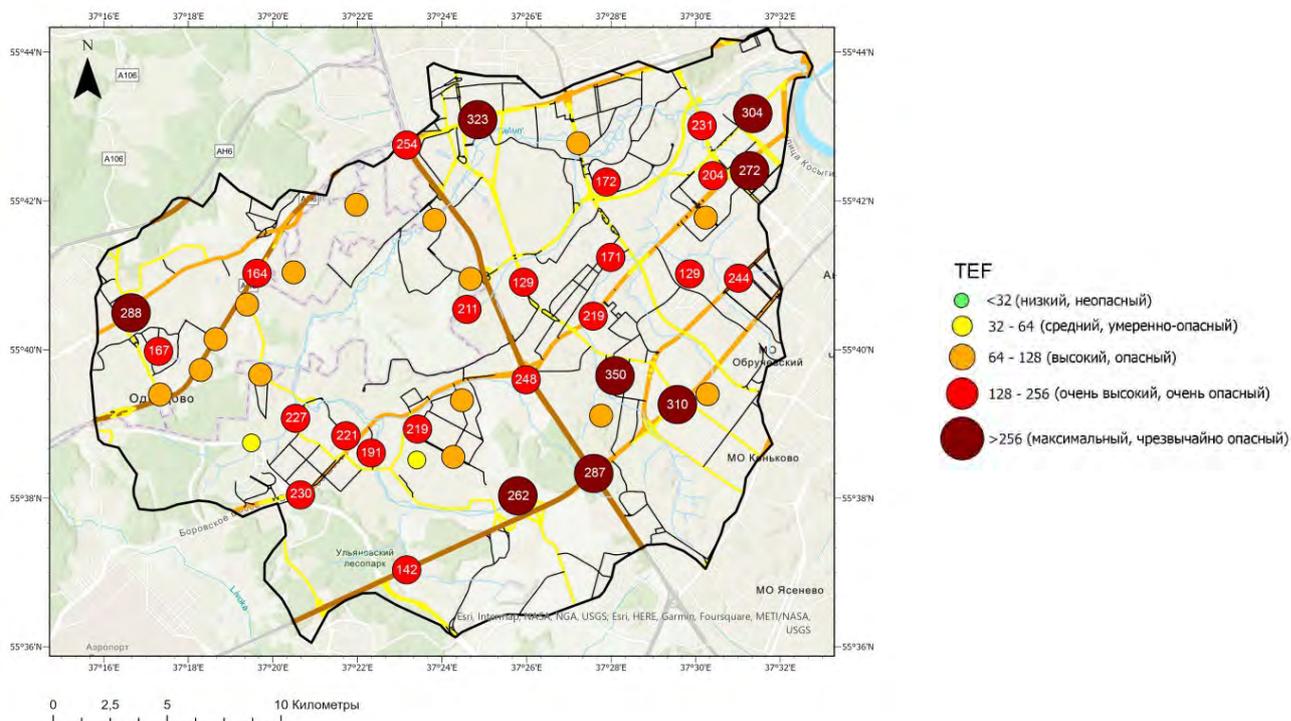
во фракции  $PM_{1-10}$ , в отличие от фракции  $PM_{1000}$  их распределение не может быть четко зонировано. Наиболее высокие уровни обогащения пыли выявлены для двора жилого дома на ул. Матвеевская (TEF=446), Ленинского проспекта (TEF=265), Ломоносовского проспекта между пересечениями с Менделеевской улицей и Мичуринским проспектом (TEF=282) двора жилого дома на ул. Академика Анохина (TEF=309) и Можайского шоссе после пересечения с Красногорским шоссе к востоку от промзоны Южная (TEF=262). Все пробы, отобранные в городских парках, показали высокий, опасный уровень обогащения. В основном пробы пыли показали очень высокий очень опасный уровень обогащения, максимальные уровни отмечены для шоссе и дворов жилых домов.

Максимумы загрязнения в дорожной пыли внутридворовых территорий можно объяснить их замкнутостью, такие дворы выступают своеобразными «колодцами» для загрязненного атмосферного воздуха, поступающего от автомагистралей и многочисленных расположенных на востоке промышленных источников (Kosheleva et al., 2018).



**Рис. 4.6.** TEF во фракции  $PM_{1-10}$  дорожной пыли бассейна р. Сетунь.

В частицах  $PM_1$  (рис. 4.7) уровень обогащения растет по сравнению с частицами  $PM_{1-10}$ . Повышается обогащение пыли крупных дорог и шоссе (Можайское шоссе, Мосфильмовская улица, Ломоносовский и Ленинский проспекты и т.д.)



**Рис. 4.7.** ТЕФ во фракции  $PM_1$  дорожной пыли бассейна р. Сетунь.

Д.В. Власовым (2015) для ВАО также показаны значительно более высокие значения ТЕФ в более тонких фракциях ( $PM_{1-10}$ ,  $PM_1$ ) по сравнению с ТЕФ рассчитанными по валовым содержаниям ( $PM_{1000}$ ).

Итак, во всех объектах ТЕФ выше в  $PM_{1-10}$ , чем в  $PM_{1000}$ . Значения ТЕФ  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  близки для парков. ТЕФ более тонких частиц незначительно превышают коэффициенты обогащения  $PM_{1-10}$  на средних дорогах, во дворах, на крупных дорогах и на шоссе. МКАД и малые дороги отличаются более высокими значениями ТЕФ в  $PM_1$ , чем в  $PM_{1-10}$ . Крупные дороги, шоссе и МКАД показывают самые высокие уровни загрязнения, локально максимальные уровни загрязнения микрочастиц пыли выявлены для замкнутых дворов. Основные загрязнители для дорог одинаковы: в  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  это Cd, Sb, Zn, W, Sn Bi в  $PM_{1000}$  – Sb, W.

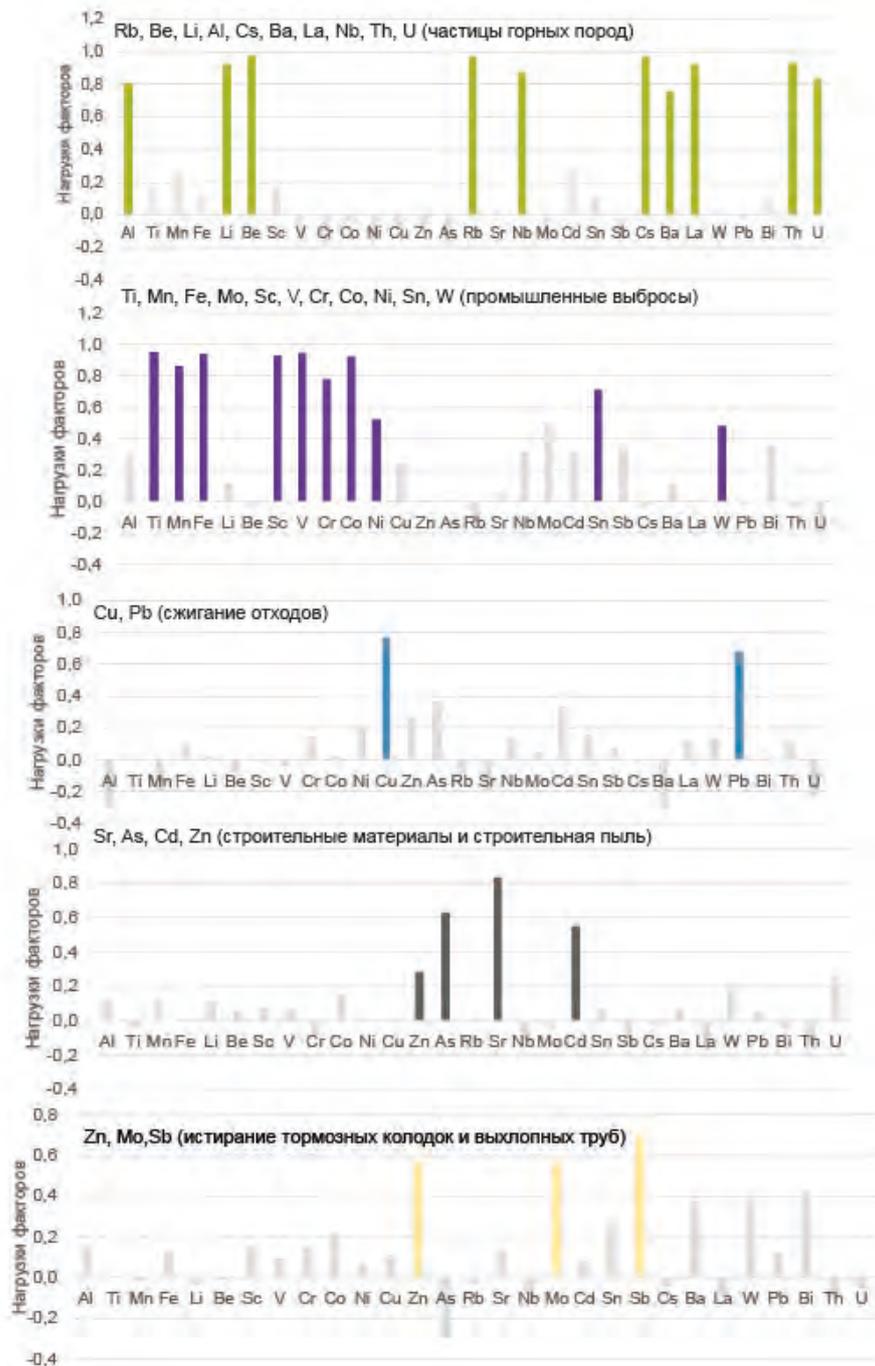
### 4.3. Идентификация источников ТММ во фракции дорожной пыли

Для оценки источников накопления элементов применен метод PCA. Вклады каждого фактора в каждой из трех фракция были оценены с помощью расчета абсолютных оценок главных компонент (APCS) и последующего применения множественных линейных регрессий (MLR-анализ). С уменьшением фракции в дорожной пыли снижалось количество значимых факторов, влияющих на содержание ТММ. В  $PM_{1000}$  дорожной пыли выделено пять основных факторов, определяющих накопление ТММ во фракциях дорожной пыли, объясняющих 75%

дисперсии. В  $PM_{1-10}$  – количество факторов снизилось до четырёх, также объясняющих 75% дисперсии. В  $PM_1$  пыли выделяется только 3 фактора, в сумме объясняющих 82% дисперсии. (рис. 4.8, 4.10, 4.11).

Во всех фракциях выявлен **терригенный фактор**, диагностирующийся по накоплению литофильных элементов (Al, Li, Ti, Sc и др.). Накопление Al, Rb, Be, Li, Cs, Ba, La, Nb, Th, U обычно связано с выветриванием почвообразующих пород и насыпных грунтов (Yu et al. 2018; Morera-Gomez et al. 2020; Konstantinova et al. 2022, Lough et al., 2005; Pernigotti et al. 2016; Petrotou et al., 2012). В литературе этот фактор обозначается как natural sources (Shao et al 2018,; Deng et al., 2020; Han et al., 2021, Jianfei et al, 2020), parent rock weathering (He et al., 2021), background/mineral/soil dust (Rai et al., 2019; Miller-Schulze et al., 2015; Kumar et al., 2022), crustal origin (Song, Gao, 2011). Накопление литофильных элементов в сочетании с элементами, указывающих на техногенное загрязнение (V, Co, As и др.) может выделяться **фактор загрязненных почв** (Vlasov et al., 2023). Присутствие V и W может говорить о загрязнении почв транспортными выбросами (Al-Momani, 2003; Song, Gao, 2011; Limbeck, Puls, 2011, Schmets et al., 2015). Для  $PM_{1000}$  поступление элементов при выветривании материнских пород (F1) и насыпных грунтов объясняет 31,4% дисперсии. Высокие факторные нагрузки показаны для Rb, Be, Li, Al, Cs, Ba, La, Nb, Th, U. В  $PM_{1-10}$  F1 характеризуется высокими нагрузками Rb, Cs, La, Th, U, Al, Sc, Be, Al, Ti, Mn, Fe, V, U и объясняет 42% дисперсии в  $PM_{1-10}$  пыли. F4 объясняет 4,6% дисперсии в  $PM_{1-10}$  пыли и характеризуется высокими нагрузками Sr, Ba, Al, Ti, Mn, Fe, V, Ba, W, U, которые связаны с загрязненными почвами. Во фракции  $PM_1$  F1 объясняет 52% дисперсии и характеризуется высокими нагрузками большого ряда элементов Cs, Rb, Al, Ti, Li, Sc, V, Co, As, Sr, Cs, Ba, La, Th, U. Литофильные элементы Cs, Rb, Al, Ti, Li, Sc, Sr, Cs, Ba, La, Th, U указывают на естественный источник (Petrotou et al., 2012), в то время как V, Co, As свидетельствуют о техногенном загрязнении, как было показано для пыли Москвы (Vlasov et al., 2021; 2022), что позволяет отнести этот фактор к загрязненным почвам.

**Промышленные выбросы** определяют накопление большого числа поллютантов. В исследуемом бассейне ТЭЦ поставляют в атмосферу V, Fe, Mn, Cr; пивобезалкогольный комбинат выбрасывает Fe, Mn, Al, Pb, Sn; строительный комбинат – V, Fe, Mn, космический центр отчитывается о выбросах – Fe, Cr, Mn, Bi (ПТО УНВОС, 2021). Промышленные предприятия, связанные с машиностроением, металлообработкой и производством резин и пластмасс могут поставлять Fe, Mn, Cr, Cu, Cd, Ni, Mo в окружающую среду (Demetriades, Birke, 2015).



**Рис. 4.8.** Факторные нагрузки ТММ в  $PM_{1000}$  пыли

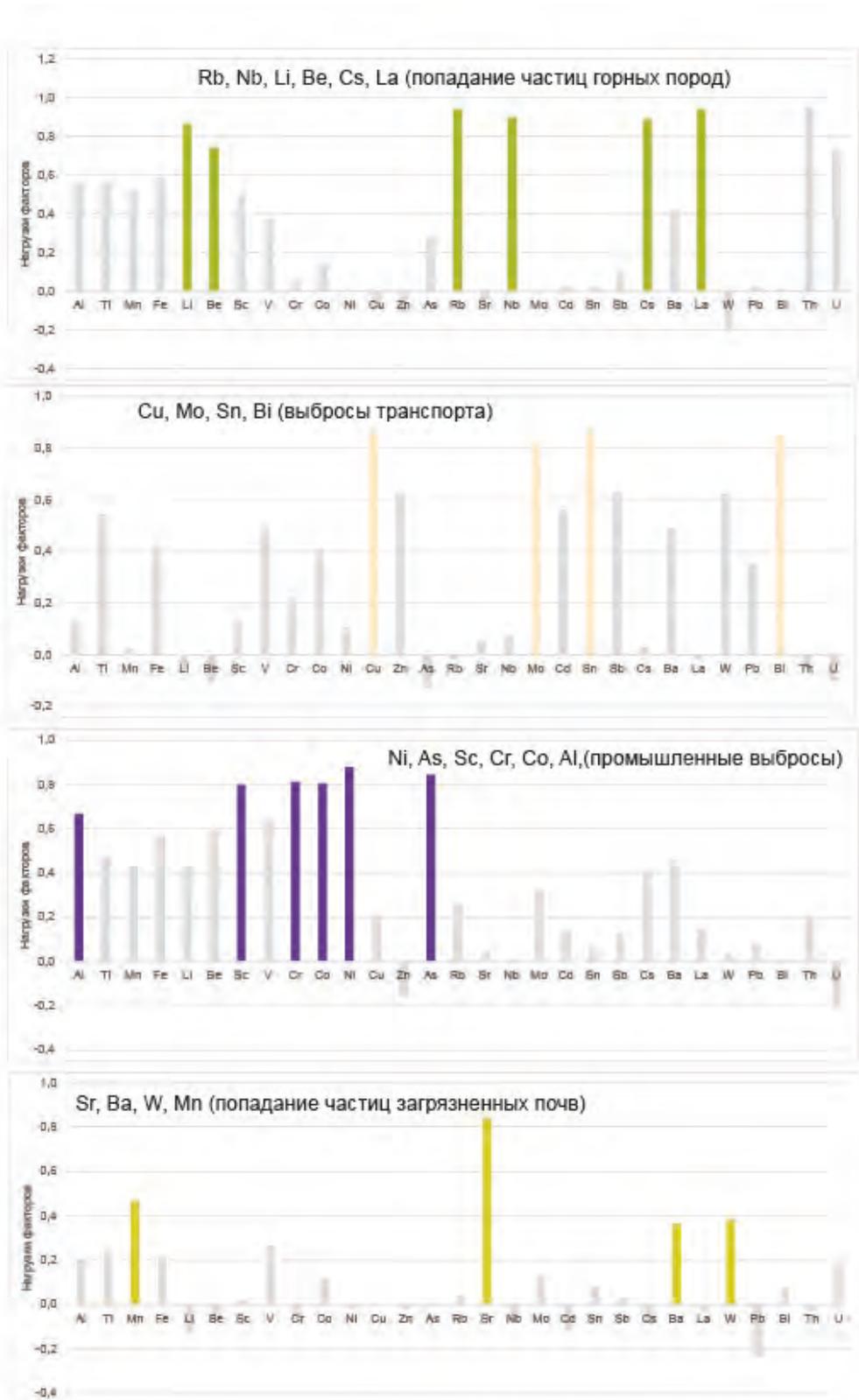
В дорожной пыли ранее Ni, Cr, Mo были индикаторами промышленности (Vlasov et al., 2021), связанной с металлообработкой (Okuda et al., 2007), такие предприятия также распространены на исследуемой территории (Bityukova, 2021). Во фракции  $PM_{1000}$  промышленный фактор (F2) объясняет 26,8% дисперсии в общих пробах пыли и характеризуется высокими нагрузками Ti, Mn, Fe, Mo, Sc, V, Cr, Co, Ni, Sn, W, Bi. Похожие наборы элементов были идентифицированы на востоке и западе Москвы (Vlasov et al., 2022) как признак переноса частиц загрязненных почв, но там фигурировали и высокие нагрузки Al, Rb, Be, Sr, Ba. В бассейне Сетуни отрицательные нагрузки для Rb, Be и относительно заниженные для Al, Sr, Ba могут

говорить скорее о промышленном воздействии. Во фракции  $PM_{1-10}$  промышленный фактор (F3) объясняет 8,5% дисперсии в  $PM_{1-10}$  пыли и отвечает за высокие нагрузки Ni, As, Sc, Cr, Co, Al, V, Fe, Mn. Во фракции  $PM_1$  промышленный фактор (F2) выражен ярче чем в более крупной фракции и объясняет 18% дисперсии, выявлены высокие нагрузки Mo, Cd, Cr, Co, Ni, Cu, Mn, Fe.

Во фракции  $PM_{1000}$  выявлен фактор (F3), объясняющий 6,4% дисперсии и характеризующийся высокими нагрузками Cu и Pb и более низкими As, Zn, Cd, Ni. **Сжигание и складирование отходов** часто диагностируется по накоплению As, Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Ca (Argyropoulos et al., 2011). В почвах на полигонах ТБО в Московской области выделяются повышенные уровни накопления Pb, Cu, Cr, Ni, Cd (Кайданова и др., 2019). Почвы рядом с полигонами характеризуются повышенными концентрациями Pb, As, Zn, Cd (Замотаев и др., 2018), что свидетельствует о возможности накопления этих ТММ и в дорожной пыли. В пределах бассейна есть крупный полигон бытовых отходов «Саларьево», который может служить источником ТММ, другим источником может быть сжигание мусора, в частности автомобильных шин. Также инициативная группа жителей района Очаково-Матвеевское зафиксировала ([https://www.omonline.ru/articles/2019/05/16\\_fire/](https://www.omonline.ru/articles/2019/05/16_fire/)) 27 эпизодов незаконного сжигания мусора, резины, автомобильных шин - с 28 августа 2018 года по 15 мая 2019 года на ул. Генерала Дорохова, где, в том числе, проходил отбор образцов (рис. 4.9) Основными неорганическими компонентами эмиссий при сжигании шин в лабораторных условиях были Ca, Pb, Mg, Na, Zn. При полевых исследованиях (Ziadat, Sood, 2014) в аэрозолях выявлены высокие концентрации Cu, Pb, Zn. В отчете Swedish National Testing and Research Institute (Emissions from Tyre Fires, 2005) при сжигании шин выявлены высокие концентрации Zn, Cr, Ba, Ni, Pb, Mo, Co, As. Таким образом, вероятнее всего 3 фактор указывает на сжигание и складирование отходов, как источник ТММ.



Рис. 4.9. Сжигание мусора в промышленной зоне «Очаково», источник [www.omonline.ru](http://www.omonline.ru)



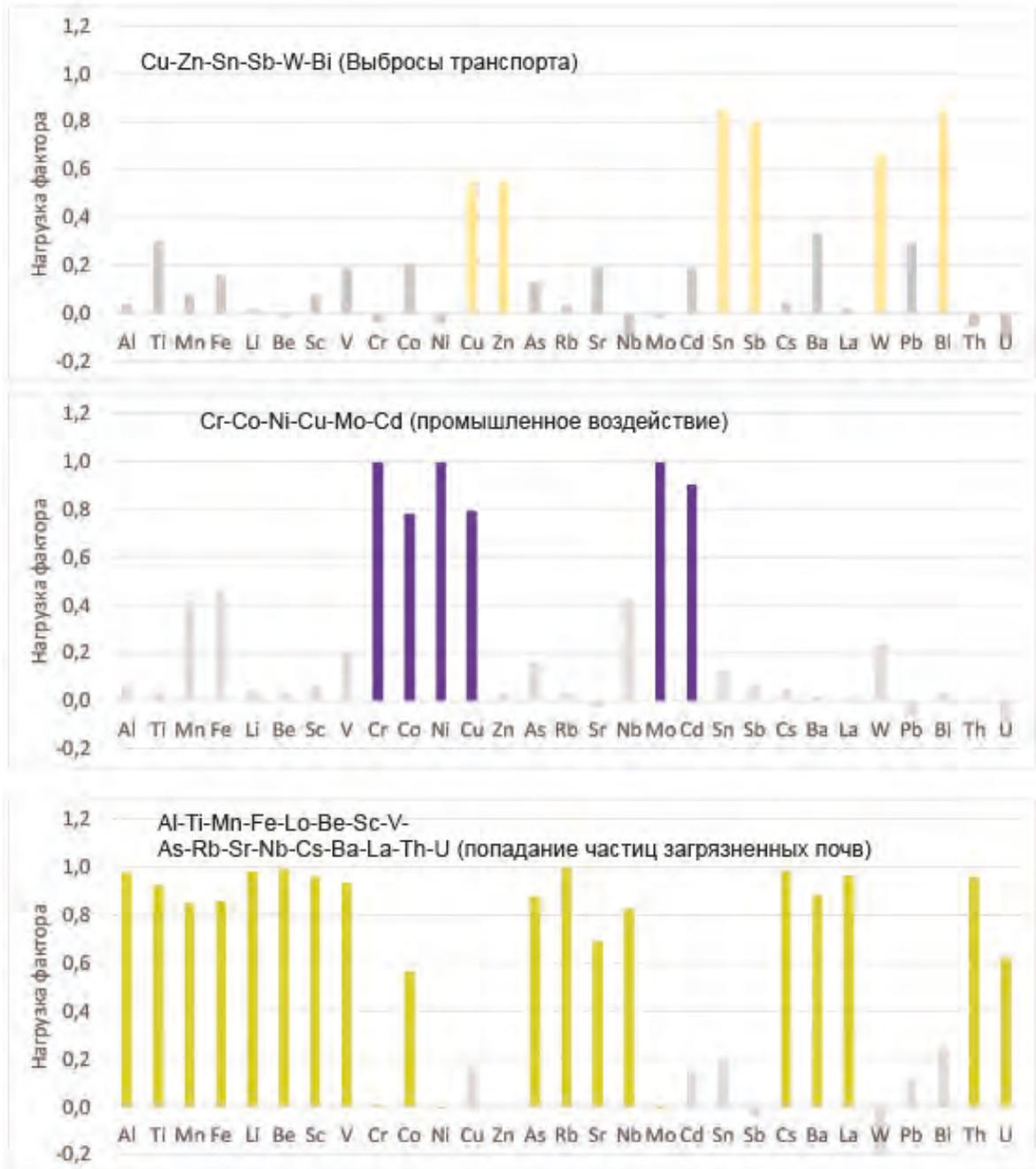
**Рис. 4.10.** Факторные нагрузки ТММ в  $PM_{1-10}$  пыли

Еще один фактор, выявленный только в  $PM_{1000}$  (F4), объясняет 5,4% общей дисперсии и отвечает за высокие положительные нагрузки Sr, Zn, As, Cd, а также более низкие положительные нагрузки Co, W, U. Накопление Sr часто относят к источникам, связанным со

*строительством* (Amato et al. 2009). В нашей выборке Sr и Ca демонстрируют положительную средней силы корреляцию коэффициентом 0,62. Источниками Ca и Sr могут быть строительные работы (Bernardoni et al., 2011). Производство строительных материалов, например цемента также может быть источником Sr (Larsen, 2012), As, Zn, Co, Cd (Demetriades, Birke, 2015).

*Транспортный фактор* выявлен во всех фракциях дорожной пыли, он может включать в себя различные виды воздействия: истирание тормозных колодок, шин, дорожного покрытия приводит к накоплению Cu, Zn, Mo, V, Cr, Bi, Ti, Cd, Sn, Sb, (Grigoratos and Martini 2015, Duan and Tan 2013; Ozaki et al. 2021), Bi, Zn, Sb, Ba – индикаторы износа тормозных колодок (Limbeck, Puls, 2011; Adachi, Tainosho, 2004; Iijima et al., 2007; Gietl et al., 2010; Quiroz et al., 2013), W часто попадает в пыль при износе дорожного покрытия (Limbeck, Puls, 2011, Schmets et al., 2015). Мо может попадать в пыль при износе выхлопных труб (Wiseman et al., 2021). сжигание топлива поставляет в окружающую среду V (Al-Momani, 2003; Song, Gao, 2011). Для Москвы было показано, что транспорт поставляет элементы в дорожную пыль следующим образом: тормозные колодки (Pb, Sb), абразия частей автомобилей (Cd, Bi, Sn), абразия шин и дорожного покрытия (Zn, W, Cd) (Vlasov et al., 2021). В PM<sub>1000</sub> транспорт (F5) объясняет 4,8% дисперсии и высокие положительные нагрузки Sb, Zn, Mo, Ba, W. В PM<sub>1-10</sub> роль этого фактора (F2) повышается, он объясняет 20% дисперсии и связан с высокими нагрузками Cu, Zn, Mo, V, Cr, Bi, Ti, Cd, Sn, Sb. Во фракции PM<sub>1</sub> транспортный фактор (F3) связан с высокими нагрузками Sn, Sb, Bi, Zn, Cu, W, Pb и объясняет 10% дисперсии. Таким образом, наиболее интенсивно воздействие транспорта проявляется в частицах PM<sub>1-10</sub>.

Вклады факторов рассчитаны с помощью PCA-APCS-MLR. Для PM<sub>1000</sub> дорожной пыли максимальна роль промышленного фактора (рис. 4.12) в накоплении V, Cr, Co, Ni, Sn и других поллютантов. Zn, As, Sr накапливаются в результате строительных работ и производств, Cu и Pb накапливаются в результате выбросов связанных со сжиганием отходов, роль транспортного фактора слабо выражена, при этом большое количество литофильных элементов накапливается в результате выветривания материнских пород и насыпных грунтов. Во фракции PM<sub>1-10</sub> ведущая роль в накоплении элементов связана с транспортными выбросами (Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Bi), литофильные элементы во фракции PM<sub>1-10</sub> объясняются и попаданием частиц загрязненных почв (Al, Ti, Mn, Sr) и пород (La, Li, Be, Rb, Nb), промышленный фактор делает значимый вклад в накопление только Ni и As. Максимальный вклад в содержание ТММ во фракции PM<sub>1</sub> связан с загрязненными почвами (V, Co, Th, U, Sr, As) и транспортным воздействием (W, Pb, Bi, Sb, Sn, Zn, Cu), промышленный фактор имеет значительный вклад в накопление Cr, Ni, Mo.



**Рис. 4.11.** Факторные нагрузки ТММ в РМ<sub>1</sub> пыли

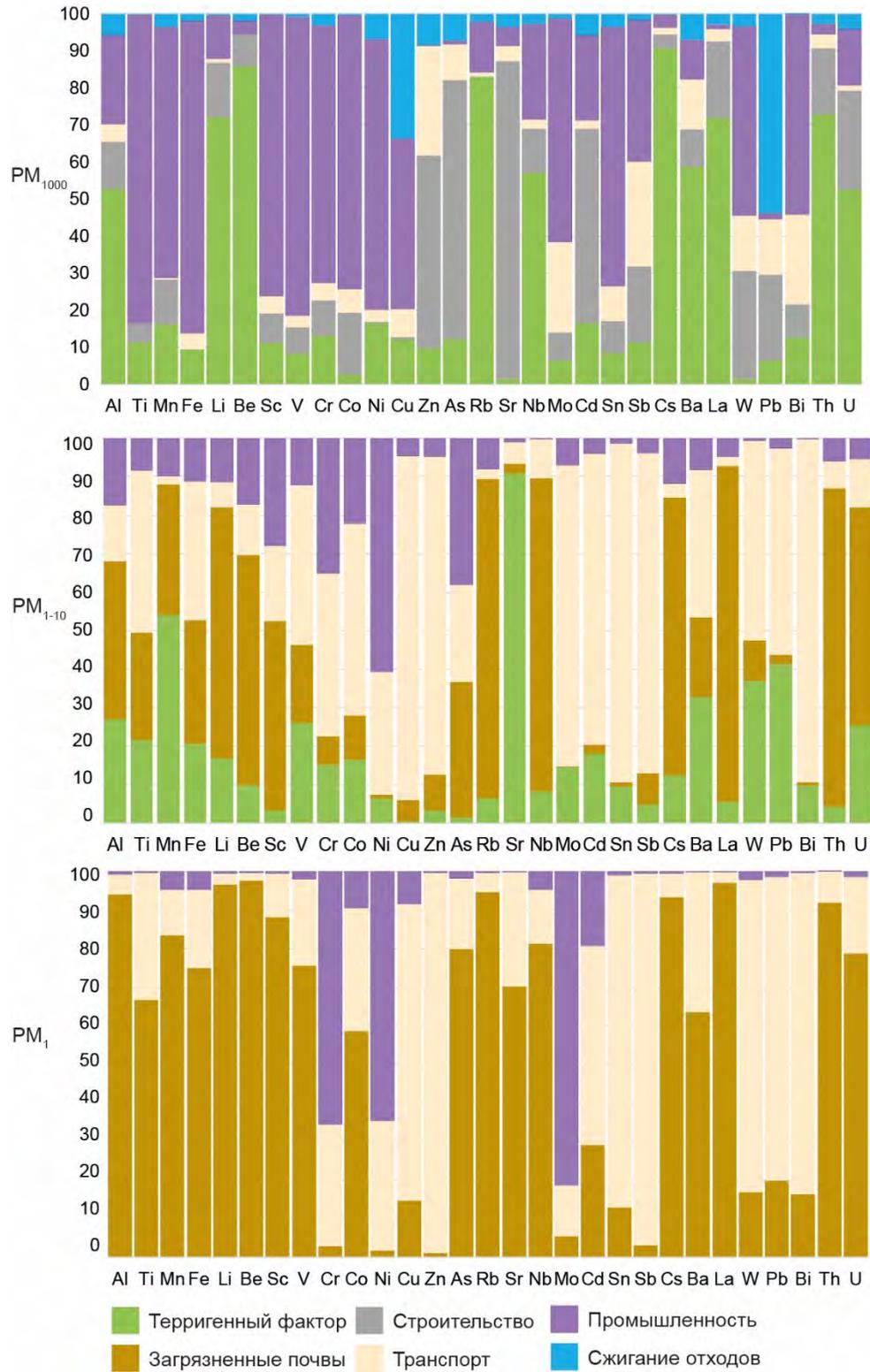


Рис. 4.12. Соотношение источников поступления ТММ во фракции дорожной пыли

**Выводы:**

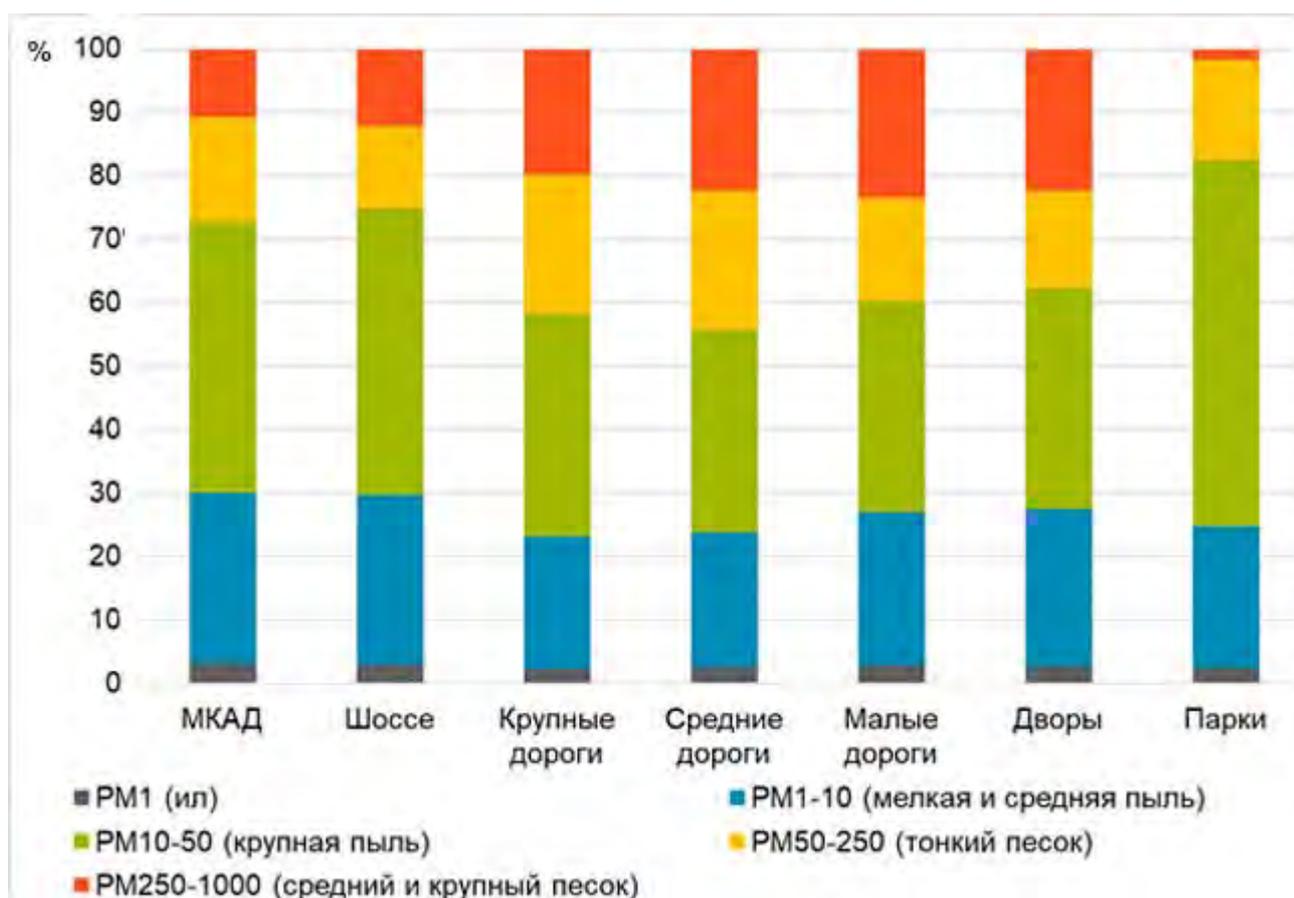
- 1) В бассейне р. Сетунь отмечается подщелачивание пыли крупных дорог, связанное с наличием остатков противогололедных смесей; абразией бордюрного камня; попаданием на дорожное полотно строительной пыли; уборкой дорог щелочными моющими средствами.
- 2) Для дорог основные поллютанты во фракции  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  одинаковы это Cd, Sb, Zn, W, Sn Bi в  $PM_{1000}$  – Sb, W.
- 3) Во всех объектах ТЕФ выше во фракции  $PM_{1-10}$ , чем в  $PM_{1000}$ . ТЕФ  $PM_1$  незначительно превышают коэффициенты обогащения фракции  $PM_{1-10}$  на средних дорогах, во дворах, на крупных дорогах и на шоссе. МКАД и малые дороги отличаются более высокими значениями ТЕФ в  $PM_1$ , чем в  $PM_{1-10}$ .
- 4) Обогащение фракции  $PM_{1000}$  пыли наиболее интенсивно локализовано внутри границ МКАД, что может быть связано с высокой плотностью дорожной сети и наличием крупной промышленной зоны «Очаково». Для фракции  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  максимальные чрезвычайно опасные значения ТЕФ приурочены в основном к крупным дорогам и шоссе и локально к замкнутым дворам.
- 5) В дорожной пыли во фракции  $PM_{1000}$  максимальна роль промышленного фактора в поступлении V, Cr, Co, Ni, и Sn. Zn, As и Sr накапливаются в результате строительных работ и производств, Cu и Pb – выбросов связанных со сжиганием отходов, литофильные элементы (Li, Be, Rb) попадают в дорожную пыль с частицами минеральных грунтов. Во фракции  $PM_{1-10}$  ведущая роль в накоплении элементов связана с транспортными выбросами (Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Bi), другими важными факторами являются попадание в дорожную пыль частиц горных пород (La, Li, Be, Rb, Nb) и загрязненных почв (Al, Ti, Mn, Sr). Максимальный вклад в содержание ТММ во фракции  $PM_1$  связан с загрязненными почвами (V, Co, Th, U, Sr, As) и транспортными выбросами (W, Pb, Bi, Sb, Sn, Zn, Cu).

## Глава 5. Фракционирование тяжелых металлов и металлоидов в городских почвах и донных отложениях

### 5.1. Физико-химические свойства почв и донных отложений бассейна р. Сетунь

Гранулометрический состав придорожных почв – реплантоземов, а также технодерново-подзолистых почв и рекреаземов парков и урбаноземов дворов различен (рис. 5.1). Во всех исследованных почвах преобладает фракция крупной пыли, в почвах парков её доля наибольшая и составляет 57,8%, в почвах вблизи МКАД и шоссе – 42,7 и 45,3%. В почвах крупных, средних и малых дорог доля этой фракции составляет 31,9-35,1%, в урбаноземах во дворах доля крупной пыли также составляет 35%. Доля среднего и крупного песка значительно варьирует: в парках она составляет 1,6%, немного больше вблизи шоссе и МКАД – 12,2 и 10,7%, и максимальная доля во дворах и вблизи крупных, средних и малых дорог 19,8-23,4%. Фракция тонкого песка варьирует в меньшем диапазоне – от 12,9 до 22%. Фракция РМ<sub>1-10</sub>, которая состоит из средней и мелкой пыли варьирует в пределах от 20,9 до 26,6%, а фракция РМ<sub>1</sub>, являющаяся размерностью ила, варьирует от 2,3 до 3,3%. Таким образом, по гранулометрическому составу основные различия в почвах связаны с фракцией крупной пыли и песка. Содержание фракции физической глины (РМ<sub>10</sub>) в почвах вблизи дорог соответствует содержанию частиц РМ<sub>10</sub> в рекультивационных смесях для создания и капитального ремонта газонов – 15-25% (Постановление N 743-ПП). Почвы можно разделить на группы: сходным гранулометрическим составом обладают почвы вблизи МКАД и шоссе, другую группу составляют почвы крупных и средних дорог, сходны по гранулометрическому составу урбаноземы дворов и реплантоземы малых дорог, отдельно выделяются почвы парков.

Почвы рекреационной зоны отличаются пониженным содержанием частиц крупного песка и повышенным содержанием частиц мелкой пыли. Почвы транспортной зоны заметно обогащены песчаной фракцией по сравнению с другими, что может быть связано с транспортным воздействием, в частности истиранием шин и дорожного полотна транспортом, так как известно, что до 36% массы образующихся таким образом частиц обычно имеют размерность 20-50 мкм (Klöckner et al., 2021). При этом средний размер частиц, образующихся при истирании шин и дорожного покрытия, составляет около 75 мкм при варьировании от 5 мкм до 220 мкм, а выдуваемых частиц дорожной пыли – около 50 мкм при варьировании от 4 мкм до 280 мкм (Kreider et al., 2010). Кроме того, на крупных дорогах установлены высокие бордюры и пылеуловители, препятствующие миграции тонких частиц за пределы дорог в сторону придорожных почв.



**Рис. 5.1.** Гранулометрический состав придорожных почв

Для поверхностных горизонтов почв, отобранных вблизи дорог различного типа отмечен большой разброс значений физико-химических параметров (табл. 5.1), pH почв имеет значения от нейтрального до сильнощелочного (от 6.5 до 11.5). В Москве в целом значения pH, ниже отмеченных нами: от 6.4 до 8.1 (Kasimov et al., 2019).

Нормативно установленный диапазон реакции среды для рекультивационных смесей для газонов у дорог – 5-7 (Постановление N 743-ПП). Щелочная реакция реплантоземов транспортной зоны, по-видимому, обусловлена абразией бордюрного камня и строительной пылью, остатки противогололёдных смесей на дорогах также могут содержать мраморную крошку, обеспечивающую эффект подщелачивания. Значения электропроводности придорожных почв варьируют в диапазоне от 13.9 до 2300  $\mu\text{S}/\text{см}$ , наиболее высокие значения характерны для крупных дорог и парков. Среди почв наибольшие средние и максимальные значения содержания органического углерода характерны для дворов (4.5 и 12%). Прослеживается уменьшение средних значений содержания органического углерода от дворов к крупным дорогам. Объясняется это может тем, что интенсивность движения приводит к химическому загрязнению, которое влечет за собой снижение плодородия почв и негативно

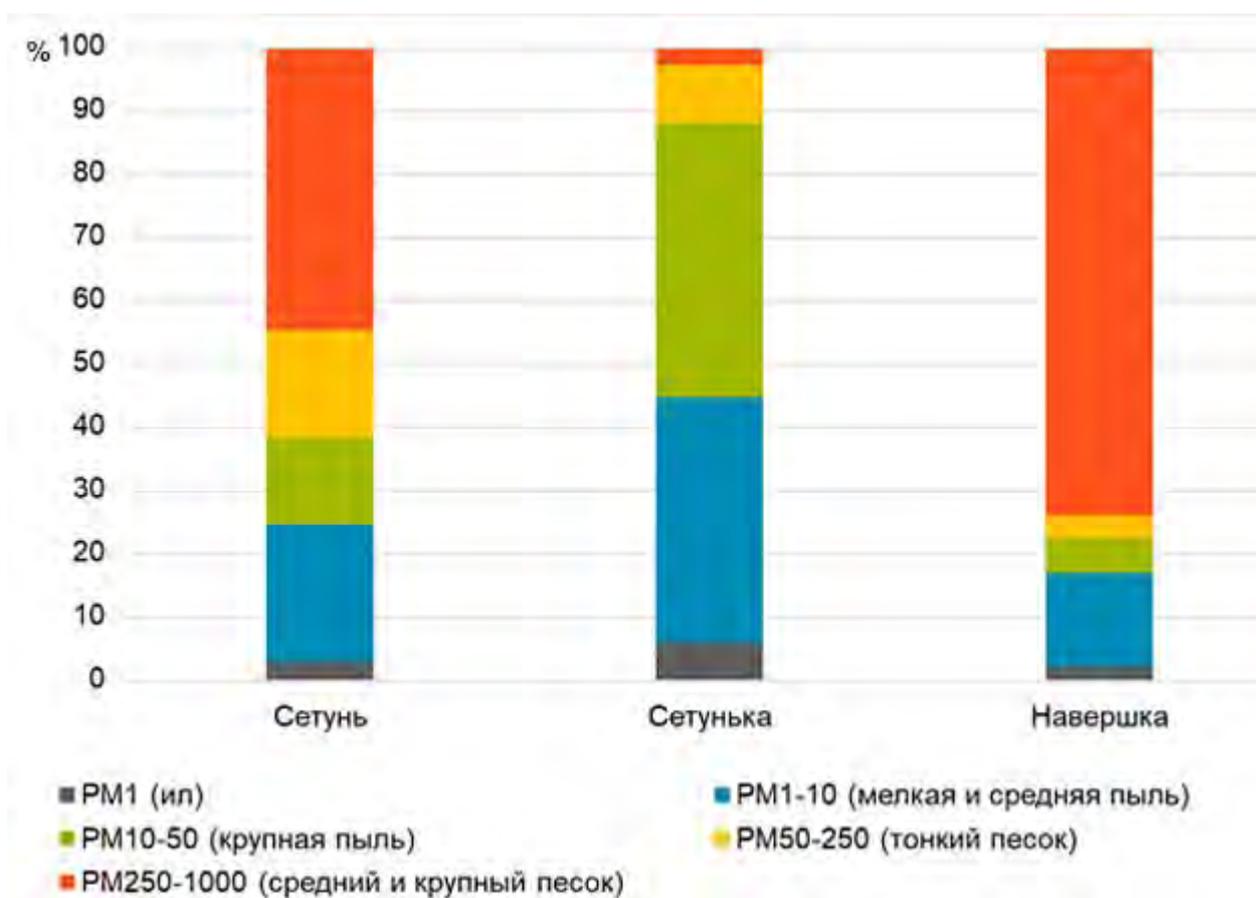
влияет на растительный покров (Водяницкий, 2015), вследствие этого у более крупных дорог почвы содержат меньше углерода.

**Таблица 5.1**

Физико-химические свойства почв бассейна р. Сетунь, среднее значение показано в числителе, в знаменателе – диапазон от минимального к максимальному, в скобках показано количество проб

Тип дорог	рН			ЕС, $\mu\text{S}/\text{cm}$			С <sub>орг</sub> , %		
	Сред	Мин	Макс	Сред	Мин	Макс	Сред	Мин	Макс
МКАД (3)	8.1	7.9	8.3	152.3	49.2	232	2.4	2	3.1
Шоссе (5)	8	7.4	8.5	227.1	68	650	3.5	2.3	4.5
крупные дороги (12)	8.3	7.9	8.7	441.1	74.5	2300	3.6	1.8	6.4
средние дороги (6)	8.5	7.8	9	483.6	84.2	920	4.9	2.4	7.3
малые дороги (12)	8.1	7.4	9.1	174.5	13.9	407	4.1	0.9	10
Дворы (9)	8.2	7.8	9	244.1	147.4	540	4.5	0.9	12
Парки (5)	8.4	6.5	11.5	444.8	103.4	1083	3.5	3.1	4.1

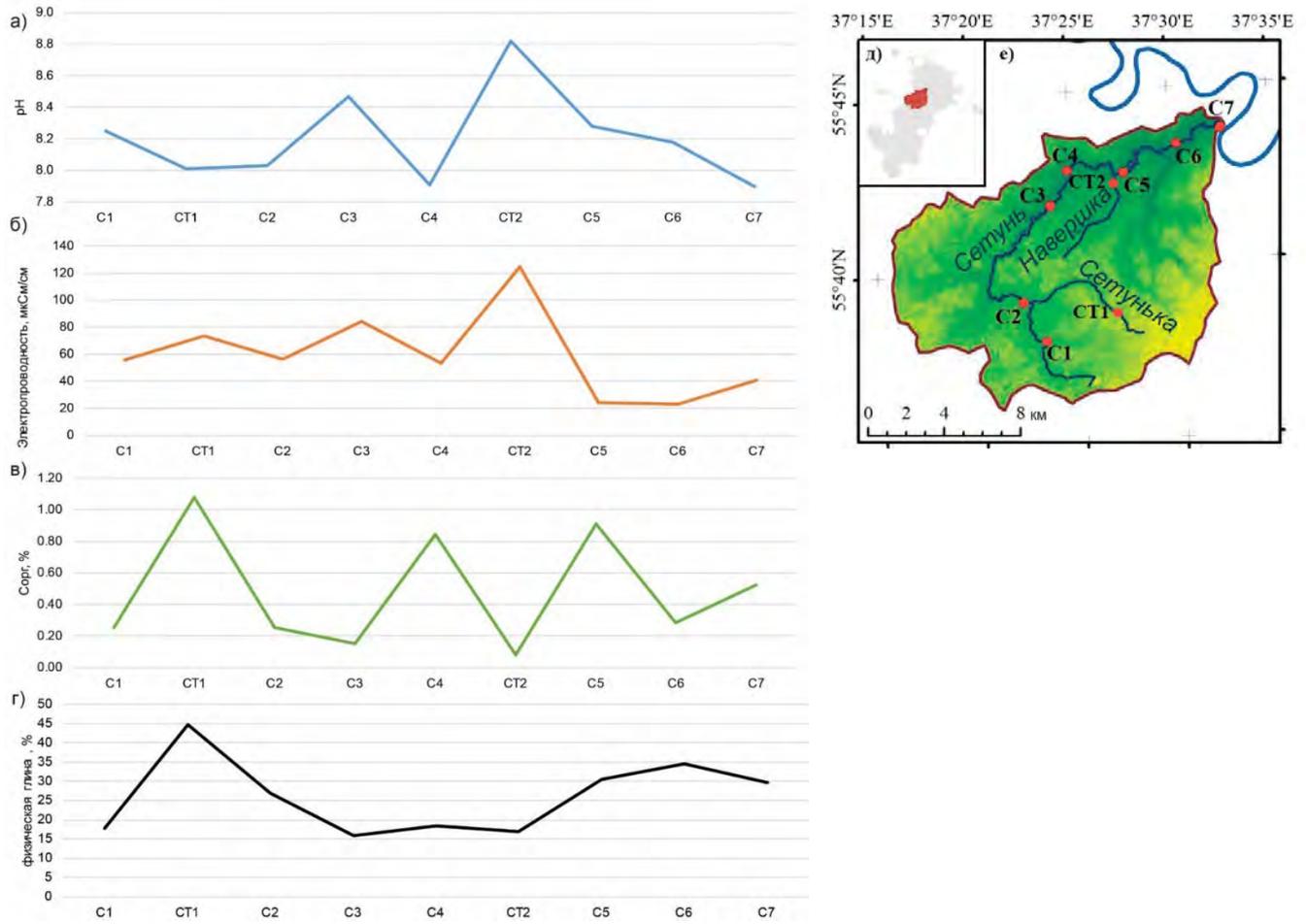
Гранулометрический состав донных отложений р. Сетунь (рис. 5.2) отличается от состава её притоков: р. Сетунька и р. Навершка. Река Навершка, протекающая в промышленной зоне обогащена фракцией крупного и среднего песка (73%), а р. Сетунька, протекающая в рекреационной зоне обогащена фракцией РМ<sub>1</sub> (6%), что согласуется с более тяжелым гранулометрическим составом почв рекреационной зоны. В р. Сетунь преобладает фракция среднего и крупного песка (65%).



**Рис. 5.2.** Гранулометрический состав донных отложений а) р. Сетунь; б) р. Сетунька; в) р. Навершка.

Физико-химические свойства донных отложений рек также различны (рис. 5.3). В р. Сетунь рН донных отложений варьирует от 7,9 до 8,5. В верхнем течении рН составляет 8,3, после впадения р. Сетунька рН донных отложений р. Сетуни падает до 8,03, что связано с более низким рН донных отложений р. Сетунька (8,01).

Далее рН возрастает до 8,5, а ниже МКАД падает до 7,9 и снова увеличивается до 8,3 после впадения р. Навершка, где рН донных отложений составляет 8,8. В нижнем течении и в устье рН донных отложений р. Сетунь уменьшается до 7,9. Наибольшая электропроводность, как и наиболее высокий рН, характерны для донных отложений р. Навершка, протекающей по промышленной зоне Очаково. Электропроводность составляет 124 мкСм/см. В верхнем течении р. Сетунь и в р. Навершка электропроводность варьирует от 55 до 84 мкСм/см. В нижнем течении и устье электропроводность снижается до 22-40 мкСм/см.



**Рис. 5.3.** Физико-химические свойства донных отложений рек а) pH; б) электропроводность; в) содержание органического углерода; г) содержание физической глины; д) расположение станций бассейна на территории Москвы (Erina et al., 2020); е) расположение станций: C1 – верхнее течение р. Сетунь, CT1 – р. Сетунька, C2 – р. Сетунь ниже устья р. Сетуньки, C3 – р. Сетунь выше МКАД, C4 – р. Сетунь ниже МКАД, CT2 – р. Навершка, C5 – р. Сетунь ниже устья р. Навершка, C6 – р. Сетунь ниже устья р. Раменка, C7 – устье р. Сетунь.

Содержание органического углерода в донных отложениях сильно варьирует на протяжении русла р. Сетунь и между реками. Наиболее обогащены органическим углеродом донные отложения р. Сетунька, протекающей по рекреационной зоне, Тропаревскому лесопарку, доля органического углерода составляет 1,08%. Меньше всего органического углерода в донных отложениях р. Навершка – 0,08%. В р. Сетунь содержание  $C_{орг}$  в донных отложениях варьирует от 0,15 до 0,52%. Содержание физической глины (частицы 0,01 мм) выше всего в донных отложениях р. Сетунька (48%), ниже всего в р. Сетунь выше МКАД (точка C3) – 15% и в р. Навершка 17%. В целом в р. Сетунь содержание физической глины возрастает от истока к устью.

## 5.2. Почвенно-геохимический фон

В качестве почвенно-геохимических эталонов использовались дерново-подзолистые почвам УНБ Сатино (Samonova, Aseeva, 2020; Meinlander et al., 2022). Содержание элементов в них сравнивалось с кларками верхней части континентальной земной коры (Rudnick, Gao, 2014), а также с фоновыми почвами Северной Европы (Reiman et al., 2018) и дерново-подзолистыми почвами Национального природного парка «Мещера» (Касимов и др., 2016). Также для сравнения приведены дерново-подзолистые почвы Ульяновского лесопарка на территории бассейна (рис. 5.4, табл. 5.2). Почвы Сатино весьма близки по элементному составу к почвам Национального природного парка «Мещера» и к почвам Ульяновского лесопарка.

В почвах Сатино слабо концентрируется Cd, Nb, Mn, W, Sb и рассеиваются все остальные элементы. В почвах национального парка «Мещера» концентрируются Sn и Fe и значительно рассеивается Sr.



**Рис. 5.4.** Кларки концентрации (КК) и рассеяния (КР) придорожных почв и фоновых почв, ранжировано по убыванию КК почв Сатино

В почвах Северной Европы сильно рассеиваются все элементы кроме Cd, так КР W достигает 33. Среди рассмотренных почв, почвы Сатино по составу наиболее близки к почвам Теплостанской возвышенности и их региональной геохимической особенностью является слабое концентрирование Cd, Nb, Mn, W, Sb. В целом большая часть элементов Al, Cd, Zn, Sc, V, Ti, Pb, Rb, Ti, Nb, Th, U, Li, Cs, Be показывают увеличение концентраций от крупных фракций к мелким. Фракции  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  почв Сатино (Meinlander et al., 2022) также накапливают ТММ, в том числе Cd (до 100 мг/кг в  $PM_1$ ), Nb (до 24 мг/кг в  $PM_{1-10}$ ), Mn (до 6% в  $PM_1$ ), Sb (свыше 1.5 мг/кг  $PM_1$ ).

Таблица 5.2

Содержание некоторых ТММ в поверхностном горизонте (АУ) почв Ульяновского лесопарка, фоновых почв Национального парка Мещёра (Касимов и др., 2016), почв Сатино (Meinander et al., 2022) и Севера Европы (Reimann et al., 2018) в мг/кг и в %\* и кларки элементов по (Rudnickk, Gao, 2014) \* содержание выражено в %

Элемент	Почвы Ульяновского лесопарка	Сатино (Meinander et al., 2022)	Почвы Национального парка Мещёра (Касимов и др., 2016)	(Reimann et al., 2018)	Кларки по (Rudnick, Gao, 2014)
Al*	5,8	–	–	0,8	8,1
Fe*	2,6	2,4	5,6	1,1	3,9
Ti*	0,4	0,4	0,1	0,02	0,4
Mn	643	929	357	280	774
Ba	471	415	–	43	628
Sr	99	94	26	16	266
V	66	62	36	19	97
Cr	45	40	26	13	92
Rb	85	66	–	11	84
Zn	72	56	37	30	75
Ni	28	21	11	8	34
Cu	14	17	20	9	28
Li	16	17	–	6	21
Co	6	9	4	4	15
Pb	14	17	14	10	17
Sc	8	7,8	–	1,4	14
Nb	12	16,2	–	0,6	12
As	3,7	3,2	2,0	2,3	4,8
U	1,8	1,8	–	0,7	2,7
Sn	2	1,8	4,4	0,5	2,1
W	1,4	1,9	0,7	0,1	1,9
Mo	0,5	0,6	0,9	0,3	1,1
Sb	0,4	0,4	0,4	0,1	0,4
Bi	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2
Cd	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1

### 5.3. Распределение ТММ в почвах и донных отложениях различных функциональных зон

#### *Радиальное распределение в почвах*

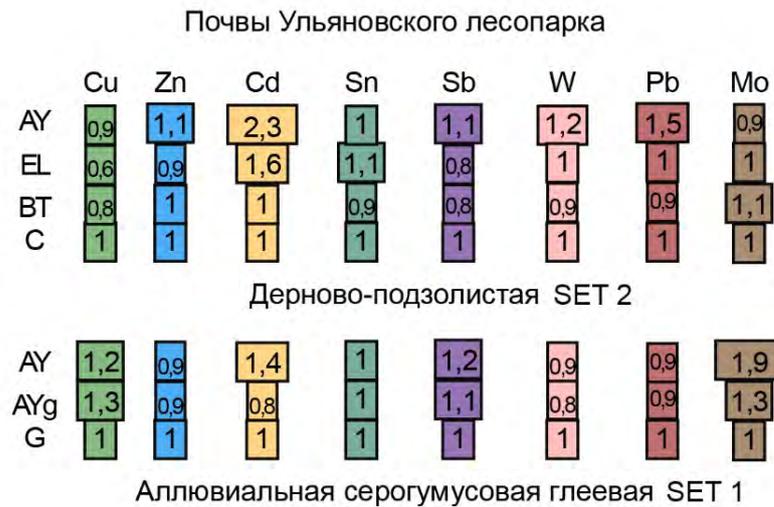
Радиальное распределение основных поллютантов, выделенных в дорожной пыли в почвах Ульяновского лесопарка выражено слабо (рис. 5.5, табл. 5.3).

Максимальный коэффициент R выявлен для Cd в серогумусовом горизонте АУ дерново-подзолистых почв и составляет 2,3. Для дерново-подзолистых почв характерно накопление Cu, Zn, Sb, W, Pb на сорбционном геохимическом барьере (Глазовская, 2012), связанном с органическим веществом в горизонте АУ, где содержание органического углерода составляет 1,7%. Значения коэффициентов радиальной дифференциации R составляют от 1,1 (Zn, W) до 1,5 (Pb). В нижележащем элювиальном горизонте EL содержание органического углерода составляет 0,3%. Накопление на сорбционном барьере связанным с физической глиной в иллювиальном горизонте ВТ, где содержание частиц физической глины составляет 45% отмечено для Мо с коэффициентом 1.1.

**Таблица 5.3**

Содержания поллютантов в почвах рекреационной зоны

Разрез	Горизонт (глубина, см)	С, мг/кг								pH	ЕС, мкСм/см	Сорг, %
		Cu	Zn	Cd	Sn	Sb	W	Pb	Mo			
SET 1	АУ (0-7)	14	78	0,2	2,2	0,4	1,6	19,6	0,4	5,8	54,4	1,7
	EL (7-29)	10	65	0,2	2,3	0,3	1,3	12,9	0,4	5,9	28,5	0,3
	ВТ (29-90)	14	72	0,1	1,9	0,3	1,2	12,1	0,5	5,9	24,9	0,2
	С (90...)	17	72	0,1	2,1	0,4	1,3	13,3	0,4	6,1	22,4	0,2
SET 2	АУ (0-7)	14	62	0,3	1,6	0,3	1,2	12,5	0,8	7,6	87,9	1,2
	АУg (7-44)	14	64	0,2	1,7	0,3	1,1	12,2	0,5	7,8	122,0	0,3
	G (44-60)	11	68	0,2	1,7	0,3	1,4	13,5	0,4	7,8	237,0	1,0
Донные отложения		39	110	0,25	2,61	0,97	24,6	13,6	0,95	8,19	392,00	0,81



**Рис. 5.5.** Радиальное распределение ТММ в почвах в рекреационной зоне в Ульяновском лесопарке

В вышележащих горизонтах AY и EL содержание частиц физической глины соответственно 36% и 44%. В аллювиальной серогумусовой глеевой почве максимальный коэффициент радиальной дифференциации отмечен для Mo в горизонте AY, он составляет 1,9. В горизонте AY на сорбционном барьере отмечается накопление Cd и Sb с коэффициентами R 1,4 и 1,2 соответственно. В глеевом горизонте выявлено накопление Zn, W, Pb.

В урбаноземах промышленной зоны (табл. 5.4, рис. 5.6) накопление поллютантов более выражено. В горизонте AY<sub>urb</sub> в разрезе урбанозема в нижней части крутого склона коэффициент R составляет 51 для Cu, 43 для Pb и 11 для Sb. В этом горизонте накапливаются Zn, Cd, Sn, с коэффициентами R 3, 4,3 и 2,2 соответственно. В этом горизонте содержание органического углерода составляет 3%, а в нижележащем ТСН1 – 1,1%, поэтому, вероятно, формирование сорбционного геохимического барьера, связанного с органическим веществом. Похожая картина, наблюдается для этих элементов в других разрезах урбаноземов, но с меньшими коэффициентами R от 1,2 до 1,8. В разрезе на пологом склоне (NKA-2) Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, W, Pb накапливаются не в горизонте AY<sub>urb</sub>, а в горизонте ТСН. В этом горизонте более высокое содержание органического углерода – 2,7%, а в вышележащем серогумусовом горизонте – 2,5%. Во всех исследованных горизонтах урбаноземов, в отличие от природных почв, не выражена радиальная дифференциация Mo.

Содержание ТММ в горизонтах почв промышленной зоны

Разрез	Горизонт (глубина, см)	С, мг/кг								pH	ЕС, мкСм/см	С <sub>орг</sub> , %
		Cu	Zn	Cd	Sn	Sb	W	Pb	Mo			
NKA-4	AYur (0-9)	24	95	0,3	3,7	1,6	1,8	28	1,0	7,7	337,0	2,5
	TCH (9-27)	18	78	0,4	2,5	0,9	1,4	26	0,8	8,4	121,9	0,6
NKA-3	AYur (0-9)	1825	23	1,2	5,8	8,7	2,0	2291	0,9	7,6	191,9	3,0
	TCH1 (9-32)	99	194	0,5	4,7	1,5	2,1	114	1,0	8,4	108,0	1,1
	TCH2 (32-57)	35	78	0,3	2,6	0,8	1,5	52	1,1	8,4	125,8	0,4
NKA-2	AYur (0-16)	164	420	1,7	11,6	5,4	8,5	124	1,5	8,5	128,8	2,5
	TCH1 (16-37)	208	531	1,5	13,9	7,3	9,2	150	1,7	8,4	137,3	2,7
	TCH2 (37-50)	95	306	1,3	9,8	3,5	5,7	102	1,5	8,0	114,0	2,8
Донные отложения		32	117	0,4	2,6	1,4	2,48	20	2,3	8,02	124,9	0,08

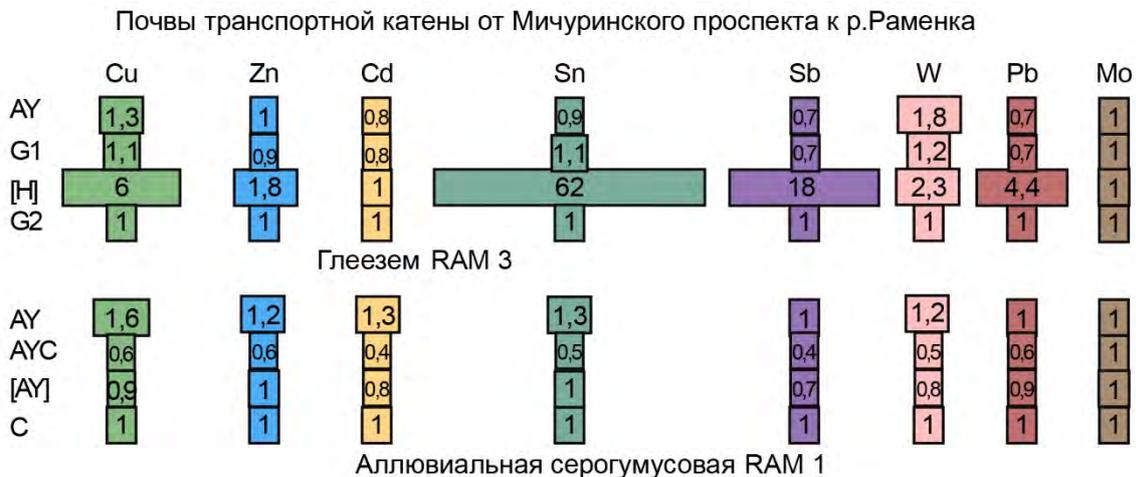


**Рис. 5.6.** Радиальное распределение ТММ в урбаноземах катены в пределах промышленной зоны «Очаково»

В транспортной зоне были исследованы разрезы глеезёма и аллювиальной серогумусовой почвы (табл. 5.5, рис. 5.7).

Содержание ТММ в горизонтах почв транспортной зоны

Разрез	Горизонт (глубина, см)	С, мг/кг								pH	ЕС, мкСм/см	С <sub>орг</sub> , %
		Cu	Zn	Cd	Sn	Sb	W	Pb	Mo			
RAM-3	AYC (0-7)	25,0	85	0,32	2,47	0,58	2,68	16,8	-	8,5	251,0	1,0
	G1 (7-15)	20,2	73	0,30	2,89	0,54	1,78	17,5	-	8,6	245,0	1,0
	[H] (15-27)	115,3	147	0,38	168,4	14,9	3,30	103,8	-	8,2	396,0	4,5
	G2 (27-47)	17,6	83	0,39	2,70	0,80	1,46	23,6	-	7,9	278,0	1,2
RAM-2	AY (0-7)	28,9	107	0,38	3,18	0,71	2,53	19,3	-	8,1	232,0	2,0
	AYC (7-17)	9,96	43	0,14	1,29	0,26	0,94	11,5	-	8,3	73,5	0,2
	[AY] (17-34)	16,2	75,2	0,27	2,37	0,46	1,59	17,5	-	7,6	137,6	1,8
	C (34-41)	17,9	78	0,33	2,44	0,68	2,04	20,3	-	8,2	174,1	1,1
Донные отложения		28,6	105	0,3	2,9	1,1	4,8	13,6	1,17	8,3	306	1,1



**Рис. 5.7.** Радиальное распределение ТММ в почвах в транспортной зоне вблизи Мичуринского проспекта в долине р. Раменка

В погребенном перегнойном горизонте [H] выражено накопление Sn ( $R=62$ ), Sb (16), Cu (6), Pb (4,4), W (2,3) и Zn (1,8) на сорбционном геохимическом барьере, связанном с органическим углеродом. В аллювиальной серогумусовой почве также наблюдается накопление в горизонте с наиболее высоким содержанием органического углерода (AY), но с меньшими коэффициентами  $R$  Cu (1,6), Cd и Sn (1,3), Zn и W (1,2).

В селитебной зоне загрязнители – Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, W, Pb, Mo накапливаются в горизонте AY<sub>ур</sub> и техногенном рекультивационном горизонте RAT более интенсивно, чем в глинистом

горизонте техногенного субстрата ТСН2, что также связано с содержанием органического углерода (табл. 5.6, рис. 5.8).

Таблица 5.6

## Содержание ТММ в горизонтах почв транспортной зоны

Разрез	Горизонт (глубина, см)	С, мг/кг								pH	ЕС, мкСм/см	С <sub>орг</sub> , %
		Cu	Zn	Cd	Sn	Sb	W	Pb	Mo			
Setunб	AYur (0-15)	27,6	134	0,34	3,96	0,98	2,44	17,4	0,83	7,97	76,5	1,5
	RAT (15-22)	9,02	84	0,18	1,12	0,50	0,92	9,05	1,16	8,21	87,4	0,8
	ТСН1 (22-42)	4,78	25	0,075	0,85	0,17	0,86	5,72	0,18	8,03	42,1	0,1
	ТСН2 (45-55)	5,30	28	0,076	0,86	0,18	0,55	7,66	0,20	8,2	46,1	0,1
Донные отложения		15,8	89	0,23	2,12	0,44	1,34	13,2	13,7	7,9	40,8	0,5

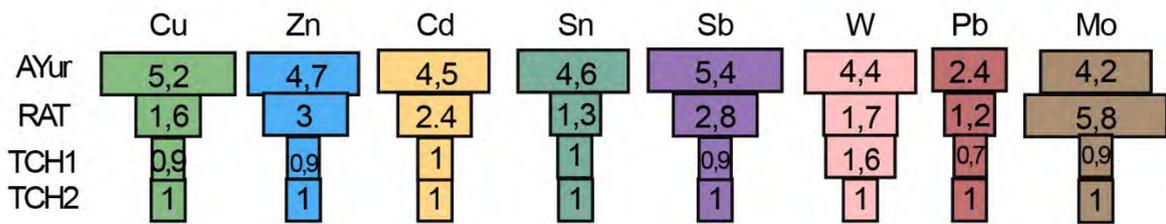


Рис. 5.8. Радиальное распределение ТММ в почвах селитебной зоны

Таким образом наиболее распространенным радиальным геохимическим барьером в почвах исследуемой территории является сорбционный геохимический барьер, связанный с органическим веществом. Более выражен он в зонах с интенсивным поступлением поллютантов (Cu, Zn, Sn, Sb, W, Pb) в транспортной и промышленной функциональных зонах. В селитебной зоне набор поллютантов шире (Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, W, Pb, Mo), но интенсивность накопления по сравнению с почвообразующей породой ниже, чем в транспортной и промышленной зонах.

*Латеральное распределение в почвах и донных отложениях*

В мезокатене протяженностью 1000 м в Ульяновском лесопарке (рис. 5.9) наблюдается слабоконтрастная дифференциация ТММ. Содержания ТММ в почвах близки к кларковым. На автономной позиции вскрыты дерново-подзолистые почвы на покровных суглинках под сосновым лесом с pH гумусового горизонта 5,07, на склоне также встречены дерново-подзолистые почвы с pH гумусового горизонта 5,18-5,15. Аллювиальная серогумусовая почва на низкой пойме Бекетова ручья (левый приток р. Сетуни) характеризуется более высоким значением pH 7,60, как и донные отложения Бекетова ручья. Значения pH тем не менее не

оказывают влияния на дифференциацию ТММ в гумусовых горизонтах почв. При этом в донных отложениях наблюдается очень значительная аккумуляция W ( $L=17,8$ ), Sb (2,9) и Cu (3,9) по сравнению с автономной позицией. Это говорит о поступлении загрязненного материала, причем он может поступать из поселка выше по течению и со склона северной экспозиции. Накопление ТММ в донных отложениях при слабом загрязнении почв встречается и на других территориях с высокой антропогенной нагрузкой. Так, в Курской области в зоне влияния Курчатовского промышленного ареала загрязнение почв ТММ оценивалось как низкое, а донных отложений как среднее (Замотаев и др., 2013). В промышленной зоне «Очаково» к притоку р. Сетунь – р. Навершка была заложена промышленная микрокатена протяженностью 78 м (рис. 5.10). На автономной позиции катены под ясеневым лесом на песчано-щебнисто-гравийной насыпи вскрыт урбанозем с рН 7.68 в горизонте АУ<sub>ur</sub>, наблюдается увеличение значений рН, как в реплантоземах у дороги (до 8.30), так и на средней части склона и в аллювиальных почвах на низкой пойме р. Навершка. Наиболее контрастные коэффициенты латеральной дифференциации по сравнению с автономной позицией наблюдаются в реплантоземах НКА-6, где  $L_{Cd}=13$ ,  $L_{Sb}=27$ ,  $L_{Sn}=6.8$ ,  $L_{Pb}=5$ . На пологом склоне в разрезе урбанозема НКА-3 отмечены коэффициенты  $L_{Pb}=79$  и  $L_{Cu}=75$ . При этом в разрезе НКА-6 в верхнем горизонте содержание свинца составляет 144 мг/кг, а в НКА-6 – 2291 мг/кг. В донных отложениях р. Навершка отмечено накопление Мо ( $L=2,4$ ). Микрокатена к р. Алёшинка была заложена вблизи железной дороги (приложение 2) Наблюдаются незначительно повышенные коэффициенты латеральной дифференциации в слаборазвитых почвах на щебнистой железнодорожной насыпи (АЛЕ-6)  $L_{Cu}=2$ ,  $L_{Cd}=1.5$ ,  $Zn=1.4$ ,  $L_{Sb}=1.6$ ,  $L_{Mo}=1.3$  при, в целом, слабой дифференциации в катене. Отмечается накопление Мо в донных отложениях ( $L=1,8$ ) / А.О. Макаров (2014) отмечает в ЦАО Москвы повышенные содержания Cu, Zn и Cd в почвах вблизи Белорусского вокзала и «Трёх вокзалов». Что вероятнее всего свидетельствует о том, что источником этих металлов в почвах является железнодорожный транспорт.

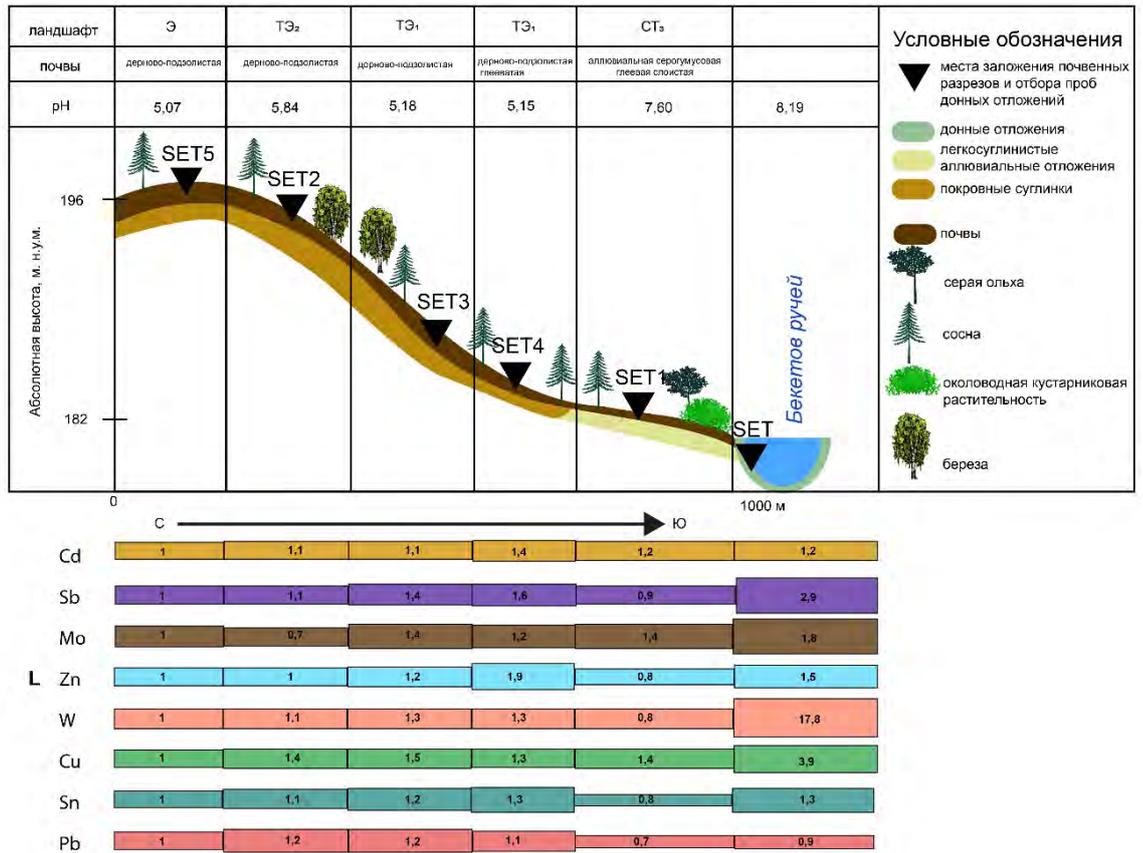


Рис. 5.9. Коэффициенты латеральной дифференциации ТММ в рекреационной catena в Ульяновском лесопарке

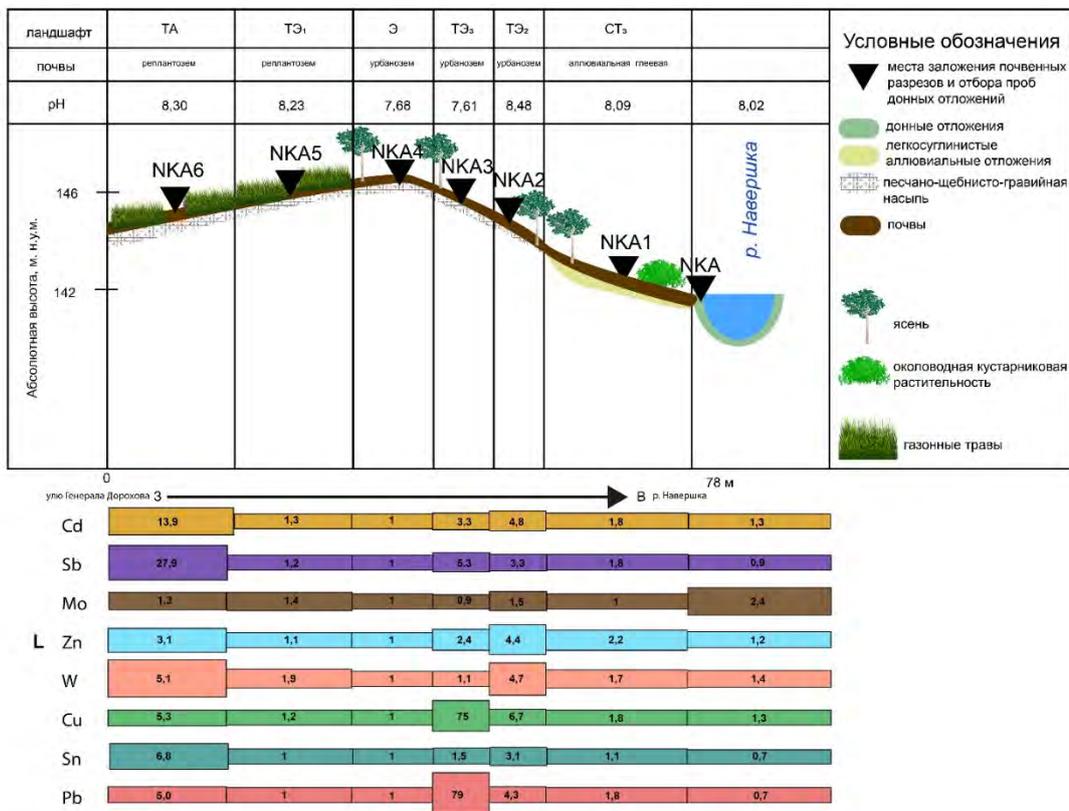
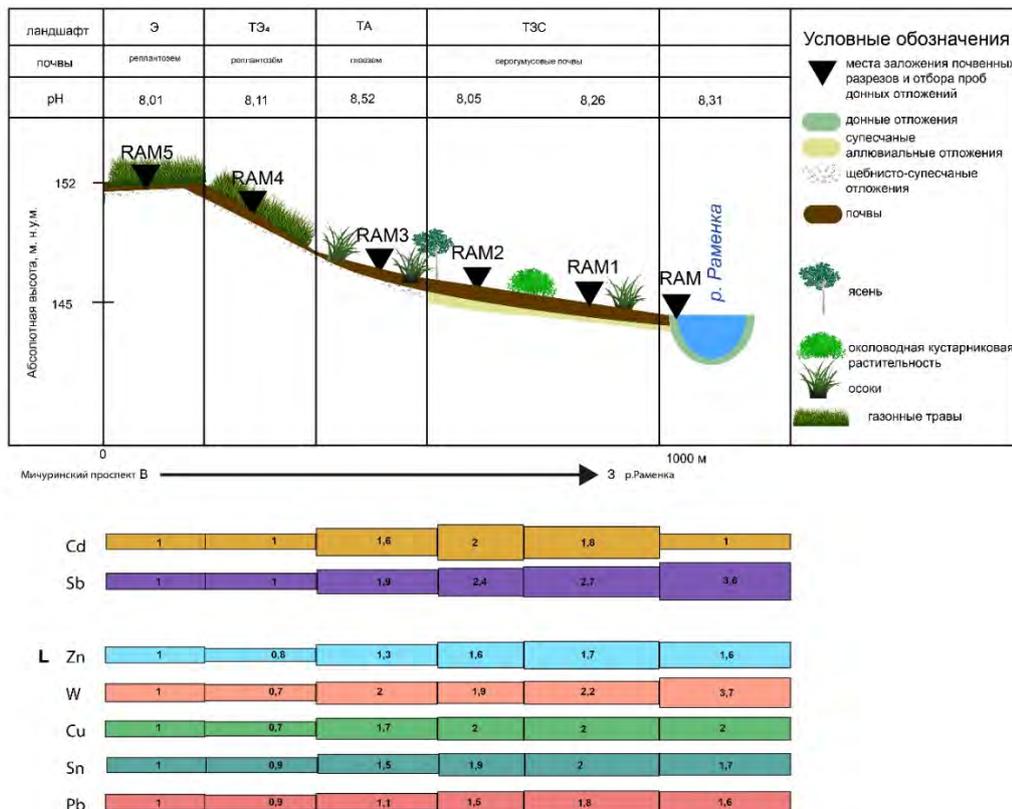


Рис. 5.10. Коэффициенты латеральной дифференциации ТММ в промышленной catena «Очаково»

Микрокатена (167 м) от Мичуринского проспекта к р. Раменка (рис. 5.11) отличается крайне малым содержанием Мо в почвах (ниже предела обнаружения) и накоплением большинства тяжелых металлов в глеезёме и в трансупераквальной позиции в аллювиальных почвах. При этом в глеезёме Sb, Zn, W, Sn, Pb, Cu накапливается в перегнойном погребенном горизонте, то есть на сорбционном барьере. Элементы, связанные с выбросами транспорта, накапливаются в донных отложениях  $L_{Sb}=3.8$   $L_W = 3,7$ .

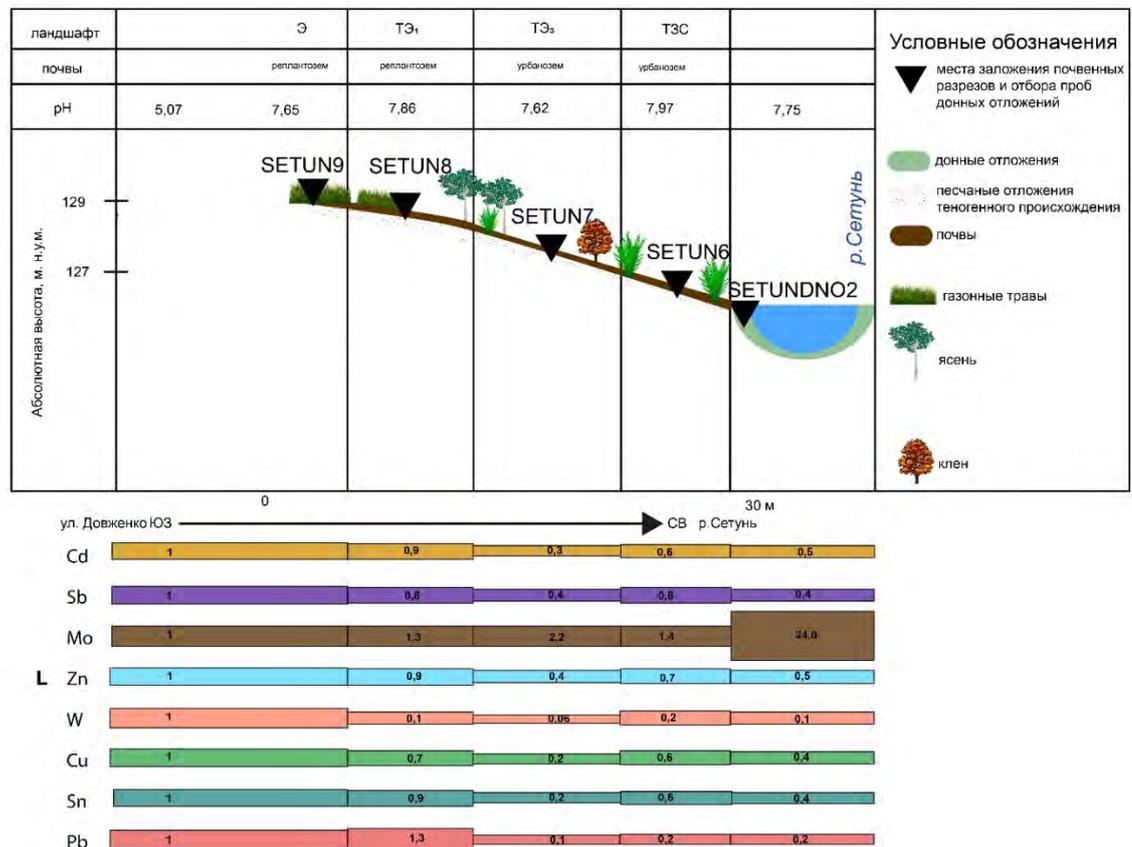
В рекреационной мезокатене к р. Сетунька (приложение 2) в Тропарёвском парке накопление Cd, W, Cu также наблюдается в глеезёме в торфяном горизонте на сорбционном барьере. В донных отложениях накапливаются Cu, Sb, Sn, Mo, W. Исток реки располагается в районе МКАД, поэтому такой тип загрязнения ожидаем в донных отложениях.

К р. Сетунь было заложено четыре катены. В верхнем течении микрокатена (протяженностью 35 м), в почвенном отношении это однородная катена (приложение 2), все разрезы представлены одинаковыми в морфологическом плане реплантоземами состоящими из горизонта RAT насыпанного поверх насыпных суглинков. Тем не менее pH верхнего горизонта почв изменяется от 7.24 до 3.41, в разрезе Setun13 наблюдается накопление Мо на кислотном барьере. В донных отложениях при этом накапливаются все рассматриваемые элементы.



**Рис. 5.11.** Коэффициенты латеральной дифференциации ТММ в транспортно-рекреационной катене в долине р. Раменка вблизи Мичуринского проспекта

В селитебном ландшафте нижнего течения р. Сетунь (рис. 5.12) значения pH более однородные от 7.65 до 7.97. При этом в урбаноzone (разр. Setun6) на высокой пойме р. Сетунь накапливаются Cd, W, Cu, Pb, Zn, Sb, Sn вымываясь с крутого склона (разр. Setun7). При этом гумусовый горизонт A<sub>Yur</sub> легкосуглинистого гранулометрического состава обогащен по сравнению с нижележащими супесчаными и песчаными горизонтами. Очень значимо накопление Mo в донных отложениях (L = 24). В среднем течении р. Сетунь было заложено 2 катены: рекреационно-селитебная микрокатена протяженностью 12 м в Мещёрском парке (приложение 2) и транспортно-рекреационная микрокатена в природном заказнике долина р. Сетунь (приложение 2). Для обеих катен характерно накопление на щелочном барьере Cd, Zn, Pb. В обеих катенах слабо выражено накопление элементов в донных отложениях, за исключением Mo.



**Рис. 5.12.** Коэффициенты латеральной дифференциации ТММ в селитебной катене в нижнем течении р. Сетунь

Таким образом, латеральная дифференциация наиболее выражена в промышленной зоне и в основном связана с щелочным геохимическим барьером. В конечных звеньях катен – донных отложениях повсеместно накапливается Mo.

#### 5.4. Фракционирование ТММ в придорожных почвах бассейна р. Сетунь

В табл. 5.7 показано среднее содержание элементов в различных фракциях – РМ<sub>1000</sub> (все фракции от крупного песка и мельче), РМ<sub>1-10</sub>(средняя и мелкая пыль), РМ<sub>1</sub> (ил). В основном концентрации элементов наибольшая во фракции РМ<sub>1</sub>, при этом она увеличивается от мелких фракций к более крупным.

Эта тенденция не сохраняется для Na, Ca, Sr, Zr, W. Концентрации Na, Ca, Zr максимальна во фракции РМ<sub>1000</sub>. А концентрация Sr и W максимальна во фракции РМ<sub>1-10</sub>. Близкое содержание во фракциях РМ<sub>1</sub> и РМ<sub>1-10</sub> демонстрируют K Ti, Mn, Mo, Cd, Sn, Sb, U. Остальные элементы имеют более значительные концентрации во фракции РМ<sub>1</sub> – Li, Mg, Al, Sc, V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Nb, Ag, Pb, Bi.

Коэффициент вариации элементов во всех фракциях показывают весьма высокие значения. Во фракции РМ<sub>1000</sub> наибольшей вариабельностью обладает Sn (CV= 377%), Ag (239%), Zn, Pb, Cd (110-126%). Наиболее низкие коэффициенты вариации характерны для Fe, Y, Zr, Ga, Sr, Sc, V, Be, Mg, Al, U (17–22%). Коэффициенты вариации от 60 до 100% отмечены для Ca, As, Cu, Sn, Sb, W, Bi.

Во фракции РМ<sub>1-10</sub> максимальный коэффициент вариации ниже. Он отмечен для Ag (152%). Высокие коэффициенты отмечены для W, Sb, Cd (94–127%). В целом, элементы с низкими коэффициентами вариации совпадают во фракциях РМ<sub>1000</sub> и РМ<sub>1-10</sub>. Среди них Fe, Sr, Y, Zr, Sc, Ti, Al, K и т.д. Для большинства элементов с высокой вариабельностью во фракции РМ<sub>1-10</sub> она снижается относительно фракции РМ<sub>1000</sub>, а для элементов с низкой вариабельностью, наоборот повышается.

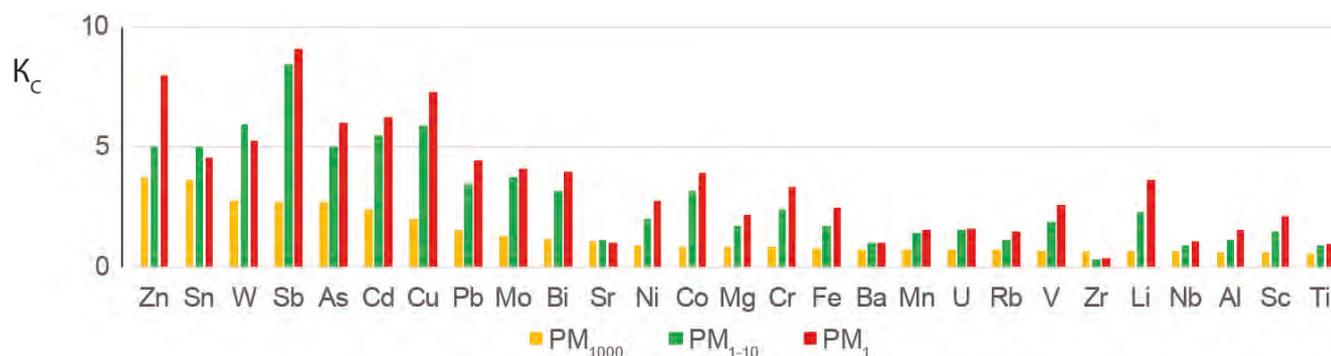
Во фракции РМ<sub>1</sub> высокие коэффициенты вариации также отмечены для Sb, Cd, W (94–151%). То есть для фракций РМ<sub>1</sub> и РМ<sub>1-10</sub> набор наиболее сильно варьирующих элементов совпадает, но значения коэффициента вариации в них выше. Также сильно варьируют такие ТММ как As, Zn, Pb Cu, Mo, Bi.

Таблица 5.7

Содержание элементов в различных фракциях почв, и почвенных эталонов мг/кг, содержания отмеченных знаком \* элементов указаны в %. Элементы ранжированы в порядке убывания кларкового значения.

Элемент	PM <sub>1000</sub>	CV, %	PM <sub>1-10</sub>	CV, %	PM <sub>1</sub>	CV, %	Сатино (Meinander et al., 2022)	Кларки по (Rudnick, Gao, 2014)
Al*	3.6	21	6.4	34	8.9	32	-	8,1
Fe*	2.1	22	4.5	28	6.4	27	2,4	3.9
Ti*	0.2	23	0.4	35	0.4	32	0,4	0.4
Mn	475	36	897	46	978	42	929	774
Ba	354	17	480	35	475	31	415	628
Sr	104	23	110	32	100	24	94	266
V	45	25	124	32	172	34	62	97
Cr	38	40	109	48	150	38	40	92
Rb	61	23	99	39	126	37	66	84
Zn	139	111	307	60	433	58	56	75
Ni	25	21	56	40	75	37	21	34
Cu	27	62	80	76	99	73	17	28
Li	11	35	38	39	59	32	17	21
Co	5	27	18	39	22	39	9	15
Pb	22	130	49	65	63	62	17	17
Sc	5.0	24	12	32	18	32	7,8	14
Nb	8.0	24	11	37	13	33	16,2	12
As	5.3	74	15	67	20	59	3,2	4.8
U	1.3	18	2.7	38	2.8	45	1,8	2.7
Sn	7.3	377	8.8	65	9.3	60	1,8	2.1
W	3.9	90	8.4	113	7.4	110	1,9	1.9
Mo	0.7	48	2.0	63	2.2	45	0,6	1.1
Sb	1.0	69	3.0	94	3.2	95	0,4	0.4
Bi	0.2	75	0.6	79	0.8	63	0,1	0.2
Cd	0.4	126	0.9	152	1.0	127	0,3	0.1

Коэффициенты  $K_c$  (рис. 5.13), показывающие соотношение содержания элементов с их содержанием в фоновых почвах значительно выше во фракции PM<sub>1</sub> придорожных почв, чем во фракциях PM<sub>1-10</sub> и PM<sub>1000</sub>. В PM<sub>1000</sub>  $K_c$  довольно низкие: наиболее высокие значения характерны для Sn<sub>4</sub>Sb<sub>2</sub>Zn<sub>2</sub>W<sub>2</sub>. По  $K_c$  элементы в PM<sub>1</sub> можно ранжировать так Sb<sub>8</sub>, Zn<sub>8</sub>, As<sub>6</sub>, Cu<sub>6</sub>, Bi<sub>5</sub>, Sn<sub>5</sub>. Во фракции PM<sub>1-10</sub> эти элементы также имеют максимальные  $K_c$ , но характеризуются более низкими значениями: Sb<sub>7</sub>, Zn<sub>5</sub>, Sn<sub>5</sub>, As<sub>5</sub>, Cu<sub>5</sub>.



**Рис. 5.13.** Коэффициенты  $K_c$  во фракциях почв

Суммарные коэффициенты  $Z_c$  во фракции  $PM_{1000}$  (табл. 5.8) находятся в диапазонах низкого уровня загрязнения и низкого уровня экологической опасности ( $<16$ ) для всех типов дорог от 5 на МКАД до 11 на крупных дорогах, кроме малых дорог, где  $Z_c$  составил 19. Для малых дорог самыми значимыми поллютантами оказывается  $Sn_{12}$ . Sn, Zn, W, Sb – общие поллютанты для  $PM_{1000}$  всех почв, которые могут накапливаться в связи с транспортным воздействием (Limbeck, Puls, 2011).

Во фракции  $PM_{1-10}$  значения суммарного коэффициента загрязнения выше, чем во фракции  $PM_{1000}$  от 34 до 62 (средний уровень экологической опасности), наиболее высокие значения характерны для почв крупных и малых дорог. Среди поллютантов помимо Sn, Zn, W, Sb активнее проявляются, As, Cu накопление которых может быть связано как с промышленными выбросами (Demetriades, Birke, 2015) так и с абразией дорожного покрытия и разметки (Limbeck, Puls, 2011) и при сжигании отходов Ca (Argyropoulos et al., 2011).

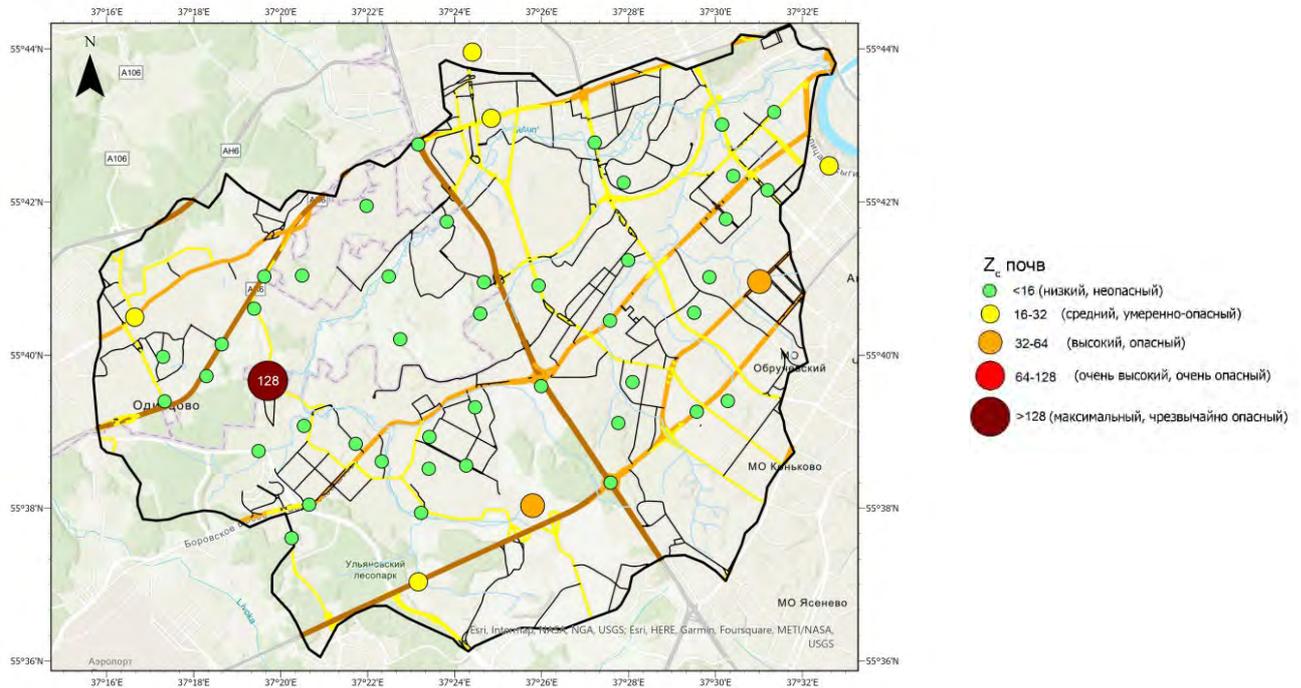
Значения  $Z_c$  в  $PM_1$  почв повышены относительно более крупных фракций и составляют от 48 (средний уровень экологической опасности) в почвах парков до 71 (высокий уровень) в почвах крупных дорог. Среди поллютантов преобладают Sb и Zn, велика роль As, Cu и Sn, как и во фракции  $PM_{1-10}$ .

Таблица 5.8

Коэффициенты  $K_c$  и  $Z_c$  во фракциях придорожных почв. МКАД – Московская кольцевая автодорога, Ш – шоссе, К – крупные дороги, С – средние дороги, М – Малые дороги, Д – дворы, П – Парки.

Объект	Фракция	$K_c$			$Z_c$
		>10	5-10	1,5-5	
МКАД (3)	PM <sub>1000</sub>			Sb <sub>2</sub> , Zn <sub>2</sub> , Sn <sub>2</sub> , W <sub>2</sub>	5
	PM <sub>1-10</sub>			Zn <sub>4</sub> , As <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , W <sub>4</sub> , Cu <sub>4</sub> , Bi <sub>3</sub> , Mo <sub>3</sub> , Cr <sub>3</sub> , Li <sub>3</sub> , Ni <sub>3</sub> , Cs <sub>2</sub> , Pb <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Sc <sub>2</sub> , Co <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Cd <sub>2</sub> , Be <sub>2</sub>	38
	PM <sub>1</sub>		Zn <sub>6</sub> , As <sub>6</sub> , Sb <sub>5</sub>	Cu <sub>5</sub> , Sb <sub>5</sub> , Bi <sub>5</sub> , Li <sub>4</sub> , Cs <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , Cr <sub>4</sub> , Ni <sub>3</sub> , Mo <sub>3</sub> , V <sub>3</sub> , Fe <sub>3</sub> , Pb <sub>3</sub> , W <sub>3</sub> , Be <sub>3</sub> , Sc <sub>3</sub> , Co <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Cd <sub>2</sub> , Th <sub>2</sub>	54
Ш (5)	PM <sub>1000</sub>		Zn <sub>6</sub>	Sb <sub>2</sub> , Sn <sub>2</sub> , Bi <sub>2</sub> , W <sub>2</sub> , Cu <sub>2</sub>	11
	PM <sub>1-10</sub>		Sb <sub>7</sub> , Zn <sub>7</sub> , Sn <sub>6</sub> , Cu <sub>5</sub> , Bi <sub>5</sub> , As <sub>5</sub>	W <sub>4</sub> , Pb <sub>4</sub> , Mo <sub>3</sub> , Cd <sub>3</sub> , Cr <sub>3</sub> , Ni <sub>3</sub> , Li <sub>3</sub> , Cs <sub>3</sub> , V <sub>2</sub> , Co <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Sc <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Be <sub>2</sub> , U <sub>2</sub>	57
	PM <sub>1</sub>		Zn <sub>8</sub> , Sb <sub>7</sub> , Cu <sub>6</sub> , Bi <sub>6</sub> , Sn <sub>5</sub> , As <sub>5</sub> , Pb <sub>5</sub>	Cd <sub>4</sub> , Cr <sub>4</sub> , Li <sub>4</sub> , Mo <sub>3</sub> , Sc <sub>3</sub> , Ni <sub>3</sub> , W <sub>3</sub> , V <sub>3</sub> , Fe <sub>2</sub> , Sc <sub>2</sub> , Co <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Be <sub>2</sub>	58
К (12)	PM <sub>1000</sub>			Sb <sub>3</sub> , W <sub>3</sub> , As <sub>2</sub> , Zn <sub>2</sub> , Sn <sub>2</sub> , Cu <sub>2</sub> , Mo <sub>2</sub> , Bi <sub>2</sub>	11
	PM <sub>1-10</sub>	Sb <sub>11</sub>	As <sub>7</sub> , Zn <sub>7</sub> , Cu <sub>6</sub> , Sn <sub>6</sub> , W <sub>6</sub> , Mo <sub>5</sub> , Bi <sub>5</sub>	Pb <sub>3</sub> , Ni <sub>3</sub> , Cd <sub>3</sub> , Cr <sub>3</sub> , Li <sub>2</sub> , Co <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , Cs <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , U <sub>2</sub> , Sc <sub>2</sub> , Be <sub>2</sub>	62
	PM <sub>1</sub>	Sb <sub>11</sub>	Zn <sub>9</sub> , As <sub>8</sub> , Cu <sub>7</sub> , Sn <sub>6</sub> , Bi <sub>5</sub> , Mo <sub>5</sub> , W <sub>5</sub>	Pb <sub>4</sub> , Li <sub>4</sub> , Cr <sub>4</sub> , Ni <sub>3</sub> , Cd <sub>3</sub> , V <sub>3</sub> , Cs <sub>3</sub> , Fe <sub>3</sub> , Co <sub>3</sub> , Sc <sub>2</sub> , Be <sub>2</sub> , U <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub>	71
С (6)	PM <sub>1000</sub>			Sb <sub>3</sub> , W <sub>2</sub> , Cu <sub>2</sub> , Zn <sub>2</sub> , Sn <sub>2</sub>	7
	PM <sub>1-10</sub>		Sb <sub>9</sub> , Zn <sub>5</sub> , W <sub>5</sub>	Cu <sub>4</sub> , As <sub>3</sub> , Sn <sub>3</sub> , Mo <sub>3</sub> , Bi <sub>2</sub> , Pb <sub>2</sub> , Ni <sub>2</sub> , Cr <sub>2</sub> , Cd <sub>1</sub>	34
	PM <sub>1</sub>	Sb <sub>13</sub>	Zn <sub>8</sub> , Cu <sub>7</sub> , W <sub>7</sub> , As <sub>5</sub> , Pb <sub>5</sub>	Bi <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , Ni <sub>4</sub> , Mo <sub>4</sub> , Cr <sub>3</sub> , Cd <sub>3</sub> , Li <sub>3</sub> , Cs <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Co <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , Sc <sub>2</sub> , U <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub>	65
М (12)	PM <sub>1000</sub>	Sn <sub>12</sub>		Zn <sub>2</sub> , W <sub>2</sub> , Pb <sub>2</sub> , Cd <sub>2</sub> , Bi <sub>2</sub> , Sb <sub>2</sub> , Cu <sub>2</sub> , As <sub>2</sub>	19
	PM <sub>1-10</sub>		Sb <sub>8</sub> , Zn <sub>6</sub> , W <sub>5</sub> , Cu <sub>5</sub>	Cd <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , Bi <sub>4</sub> , As <sub>4</sub> , Mo <sub>3</sub> , Cr <sub>3</sub> , Pb <sub>2</sub> , Ni <sub>2</sub> , Li <sub>2</sub> , Cs <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , Co <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Sc <sub>2</sub>	47
	PM <sub>1</sub>		Zn <sub>9</sub> , Sb <sub>8</sub> , Cu <sub>6</sub> , As <sub>6</sub> , Bi <sub>5</sub> , Sn <sub>5</sub>	Cd <sub>4</sub> , W <sub>4</sub> , Cr <sub>4</sub> , Ni <sub>4</sub> , Mo <sub>4</sub> , Li <sub>3</sub> , Cs <sub>3</sub> , Pb <sub>3</sub> , Fe <sub>3</sub> , V <sub>3</sub> , Co <sub>3</sub> , Sc <sub>2</sub> , Be <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , U <sub>2</sub>	63
Д (9)	PM <sub>1000</sub>			Zn <sub>2</sub> , Sn <sub>2</sub> , Sb <sub>2</sub> , Cd <sub>2</sub> , W <sub>2</sub> , As <sub>2</sub>	7
	PM <sub>1-10</sub>		Sn <sub>5</sub> , Cd <sub>5</sub> , Sb <sub>5</sub>	As <sub>4</sub> , Bi <sub>4</sub> , Zn <sub>4</sub> , Cu <sub>4</sub> , W <sub>3</sub> , Cr <sub>3</sub> , Mo <sub>3</sub> , Pb <sub>2</sub> , Ni <sub>2</sub> , Li <sub>2</sub> , Co <sub>2</sub> , Cs <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , U <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub>	38
	PM <sub>1</sub>		As <sub>7</sub> , Zn <sub>6</sub> , Bi <sub>6</sub> , Sn <sub>6</sub> , Sb <sub>5</sub> , Cd <sub>5</sub> , Cu <sub>5</sub> , Cr <sub>5</sub>	Mo <sub>4</sub> , Li <sub>4</sub> , Pb <sub>4</sub> , Ni <sub>4</sub> , Cs <sub>3</sub> , V <sub>3</sub> , Fe <sub>3</sub> , W <sub>3</sub> , Co <sub>3</sub> , Sc <sub>3</sub> , Be <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , U <sub>2</sub>	65
П (5)	PM <sub>1000</sub>			Sn <sub>2</sub> , Zn <sub>2</sub> , Sb <sub>2</sub>	5
	PM <sub>1-10</sub>			Sb <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , Zn <sub>4</sub> , As <sub>4</sub> , Pb <sub>3</sub> , Mo <sub>3</sub> , Bi <sub>3</sub> , Cu <sub>3</sub> , Cs <sub>3</sub> , Li <sub>3</sub> , Cr <sub>3</sub> , Ni <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Sc <sub>2</sub> , Cd <sub>2</sub> , Co <sub>2</sub> , Mn <sub>2</sub> , Be <sub>2</sub> , Ba <sub>2</sub> , W <sub>2</sub>	35
	PM <sub>1</sub>		Zn <sub>5</sub> , Sb <sub>5</sub>	Pb <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , As <sub>4</sub> , Bi <sub>4</sub> , Cu <sub>4</sub> , Li <sub>4</sub> , Cs <sub>3</sub> , Cr <sub>3</sub> , Mo <sub>3</sub> , Ni <sub>3</sub> , Cd <sub>3</sub> , Fe <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , Sc <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Be <sub>2</sub> , Co <sub>2</sub> , W <sub>2</sub> , Mn <sub>2</sub>	48

Абсолютные значения  $Z_c$  во фракции  $PM_{1000}$  почва у дорог варьируют от 1 до 128 (рис. 5.14).

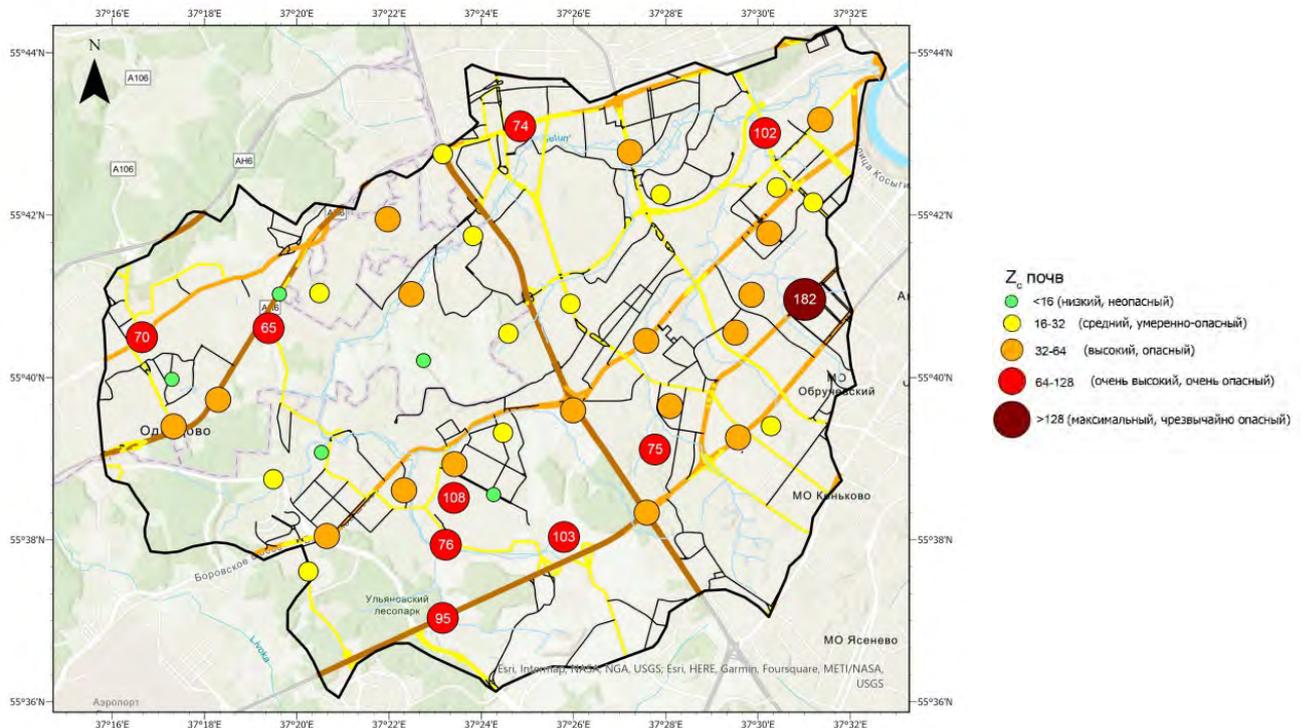


**Рис. 5.14.** Распределение значений  $Z_c$  во фракции  $PM_{1000}$  почв

Наиболее высокий показатель отмечен на малой дороге (ул. Тренева) на территории поселка писателей Переделкино в пос. ДСК «Мичуринец». С 1955 г. здесь располагается культурный центр. В состав него сейчас входят Дом творчества писателей и несколько мемориальных домов-музеев, подъезд к ним в основном осуществляется на личном или общественном автотранспорте. Эта территория густо залесена и вероятно слабая циркуляция воздуха и поток туристов на автомобилях и автобусах приводят к активному накоплению поллютантов (в основном Sn и Pb). Относительно высокие значения встречаются на территории бизнес-парка «Румянцево» ( $Z_c = 40$ ), на проспекте Вернадского ( $Z_c = 41$ ), Киевском ( $Z_c = 29$ ) и Можайском шоссе ( $Z_c = 22$ ). В целом, пространственное распределение коэффициента суммарного загрязнения  $Z_c$  показывает, что в основном почвы слабо загрязнены ТММ относительно фона. Фоновые содержания ТММ, как мы отмечали, близки к кларковым или ниже их почти для всех ТММ. Низкий уровень загрязнения с редкими аномалиями на дорогах с интенсивным движением хорошо согласуется с распределением, показанным для 2006 г. (Ачкасов и др., 2013). Основными поллютантами на Можайском шоссе являются Sn, W, Zn, на Киевском шоссе к ним добавляются Cu и Cd. На территории бизнес-парка Румянцево основной вклад в загрязнение почв вносят Cd и Zn.

Во фракции  $PM_{1-10}$  распределение показателя  $Z_c$  изменяется (рис. 5.15), появляются очаги максимального загрязнения на проспекте Вернадского ( $Z_c = 182$ ), в бизнес-парке Румянцево (103), на ул. Производственная ( $Z_c = 108$ ), где отбор проводился во время возведения на территории жилого комплекса «Лучи», а также на ул. Минская ( $Z_c = 102$ ). Сохранились очаги аномалий на Киевском ( $Z_c = 95$ ) и Можайском шоссе ( $Z_c = 74$ ). Высокие значения были обнаружены также во дворе жилого дома на ул. Академика Анохина ( $Z_c = 75$ ).

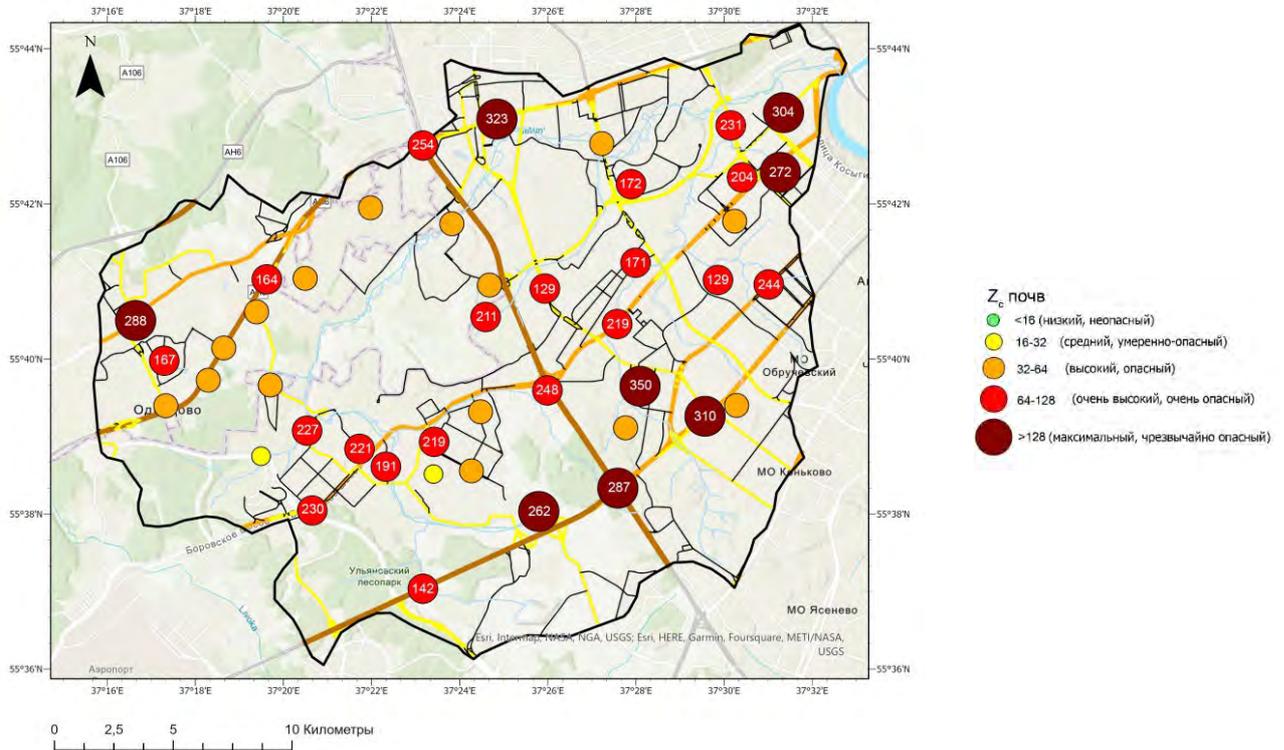
На ул. Производственная и в бизнес-парке Румянцево основное загрязнение связано с Cd, а на проспекте Вернадского и Киевском шоссе с Sn, W, Cu, Zn. На Можайском шоссе основной вклад в загрязнение внесли Zn, As, Sb, W, а на Минской улице As, Cu, Zn, Sn. Таким образом при рассмотрении более мелкой фракции почв, не только существенно увеличивается количественный показатель суммарного загрязнения, но и меняется состав загрязнителей.



**Рис. 5.15.** Распределение значений  $Z_c$  во фракции  $PM_{1-10}$  почв

Во фракции  $PM_1$  (рис. 5.16) наблюдаются редкие очаги с максимальным уровнем загрязнения, в пространственном распределении преобладает высокий от 32 до 64 и очень высокий уровень  $Z_c$  от 64 до 128. Основные точки максимального загрязнения сохраняются такими же как во фракции  $PM_{1-10}$ . Это проспект Вернадского ( $Z_c = 176$ ), Киевское шоссе ( $Z_c = 126$ ), ул. Генерала Дорохова в промышленной зоне «Очаково» ( $Z_c = 182$ ), бизнес-парк Румянцево ( $Z_c = 163$ ), ул. Производственная ( $Z_c = 113$ ), двор на ул. Весенняя в жилом комплексе «Грюнвальд» ( $Z_c = 130$ ). Во фракции  $PM_1$  почв таким образом основное загрязнение

сосредоточено на крупных дорогах с интенсивным движением либо на территории строящихся или построенных относительно недавно объектов (менее 10 лет от времени отбора образцов) бизнес-парк Румянцево, ЖК «Грюнвальд», ЖК «Лучи».

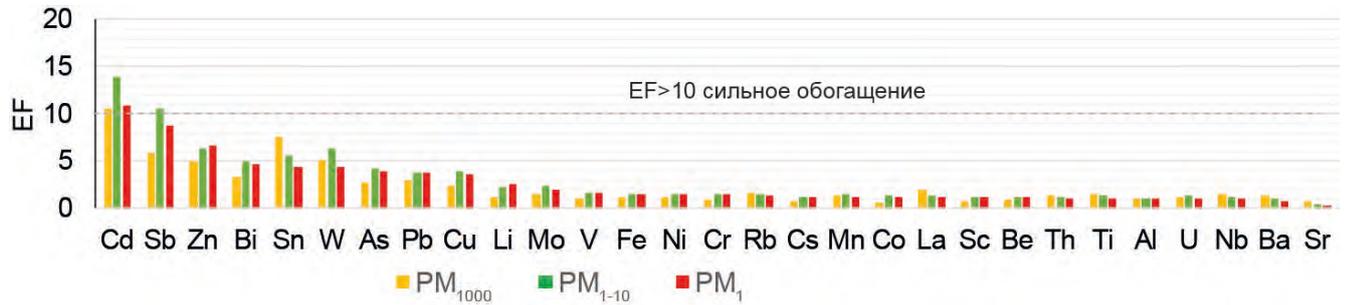


**Рис. 5.16.** Распределение значений  $Z_c$  во фракции  $PM_1$  почв

Помимо стандартного подхода сравнения с фоновыми почвами, рассмотренного выше, был использован подход с расчетом коэффициента обогащения (EF) и суммарного обогащения (TEF) фракций почв. Такой подход позволяет, с одной стороны, корректно сравнить почвы с дорожной пылью, отобранной в одних и тех же местах, а с другой, подробнее рассмотреть обогащение фракций почв относительно кларка верхней части континентальной земной коры. Используются те же градации TEF, что и для дорожной пыли. Пространственное распределение TEF во фракциях показано в приложении 4.

Коэффициент EF, нормированный по Al (рис. 5.17), показывает, что во фракциях  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  наиболее значительными оказываются значения EF Cd и EF Sb, составляющие 11 и 10 и 14 и 11, соответственно. Интересно повышенное обогащение Sn и La фракции  $PM_{1000}$ , что говорит о накоплении этих ТММ во фракциях крупнее  $PM_{10}$ , в природных почвах (Meinlander et al., 2022) концентрации этих элементов выше в тонких фракциях, а значит в бассейне р. Сетунь они могут иметь антропогенные источники. Загрязненные крупные фракции пыли дорог обычно связаны с

выдуванием частиц придорожных почв и процессами механического истирания дорожного полотна и частей автомобилей (Tanner et al., 2008).



**Рис. 5.17.** Коэффициенты EF во фракциях почв, ранжированы по убыванию во фракции PM<sub>1</sub>.

Суммарный показатель TEF PM<sub>1000</sub> повышен относительно Z<sub>c</sub>. Низкий неопасный уровень обогащения выявлен на МКАД и в почвах парков во всех фракциях. Во фракции PM<sub>1000</sub> почв МКАД (табл. 5.9) выявлен низкий неопасный уровень обогащения с более широким спектром элементов, чем при использовании коэффициентов Z<sub>c</sub>, основные поллютанты: Cd, Sb, W, Zn, Sn. Отсутствие и заниженные показатели Cd и W при расчетах Z<sub>c</sub>, связаны с их концентрированием в фоновых почвах относительно кларка. В городских почвах также концентрируются эти элементы, что, по-видимому, связано не только с антропогенной нагрузкой, но и с региональными геохимическими особенностями почв. Средний, умеренно-опасный уровень характеризует шоссе, крупные дороги, средние дороги, малые дороги и дворы. Во фракции PM<sub>1</sub> суммарные коэффициенты обогащения средних дорог выше, чем в PM<sub>1-10</sub>, оба показателя находятся в пределах высокого опасного уровня загрязнения. На крупных дорогах, шоссе, малых дорогах и во дворах суммарное обогащение фракции PM<sub>1-10</sub> выше, чем для фракции PM<sub>1</sub> преимущественно за счет обогащения Cd и Sb, на малых дорогах также повышено обогащение фракции PM<sub>1000</sub> по сравнению с PM<sub>1</sub> благодаря накоплению Sn. Эмиссии PM<sub>10</sub> в транспортной зоне города наиболее высоки при постоянной низкой скорости автомобилей (Tang et al., 2019), что может быть актуально для дворов, а также крупных дорог и шоссе с затрудненным движением.

Таблица 5.9

Коэффициенты EF и TEF во фракциях почв вблизи различных типов дорог, почв дворов и городских парков придорожных почв. МКАД – Московская кольцевая автодорога, Ш – шоссе, К – крупные дороги, С – средние дороги, М – Малые дороги, Д – дворы, П – Парки.

Объект	Фракция	EF			TEF
		>10	5-10	3-5	
МКАД (3)	PM <sub>1000</sub>		Cd <sub>6</sub>	Sb <sub>4</sub> , W <sub>3</sub> , Zn <sub>3</sub> , Sn <sub>3</sub>	22
	PM <sub>1-10</sub>		Sb <sub>6</sub> , Cd <sub>5</sub>	Zn <sub>4</sub> , W <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , Bi <sub>3</sub> , As <sub>3</sub>	29
	PM <sub>1</sub>		Cd <sub>5</sub>	Zn <sub>4</sub> , Sb <sub>4</sub> , Bi <sub>3</sub> , As <sub>3</sub> , Li <sub>3</sub> , Sn <sub>3</sub>	22
Ш (5)	PM <sub>1000</sub>	Zn <sub>12</sub> , Cd <sub>10</sub>	Sb <sub>5</sub> , W <sub>5</sub>	Bi <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , Pb <sub>3</sub>	41
	PM <sub>1-10</sub>	Cd <sub>15</sub>	Sb <sub>9</sub> , Zn <sub>7</sub> , Sn <sub>6</sub> , Bi <sub>6</sub> , W <sub>6</sub> , Pb <sub>5</sub>	Cu <sub>4</sub> , As <sub>3</sub>	57
	PM <sub>1</sub>	Cd <sub>13</sub>	Sb <sub>8</sub> , Zn <sub>7</sub> , Bi <sub>6</sub> , Pb <sub>5</sub> , Sn <sub>5</sub>	Cu <sub>4</sub> , W <sub>4</sub> , As <sub>3</sub> , Li <sub>3</sub>	48
К (12)	PM <sub>1000</sub>	Cd <sub>10</sub>	Sb <sub>9</sub> , W <sub>7</sub> , Zn <sub>5</sub> , Sn <sub>5</sub>	As <sub>4</sub> , Bi <sub>3</sub> , Cu <sub>3</sub>	45
	PM <sub>1-10</sub>	Sb <sub>15</sub> , Cd <sub>13</sub>	W <sub>8</sub> , Zn <sub>8</sub> , Sn <sub>7</sub> , As <sub>6</sub> , Bi <sub>6</sub> , Cu <sub>5</sub>	Pb <sub>4</sub> , Mo <sub>3</sub>	72
	PM <sub>1</sub>	Sb <sub>13</sub> , Cd <sub>10</sub>	Zn <sub>9</sub> , Sn <sub>6</sub> , W <sub>6</sub> , As <sub>6</sub> , Bi <sub>5</sub> , Cu <sub>5</sub>	Pb <sub>4</sub> , Li <sub>3</sub> , Mo <sub>3</sub>	61
С (6)	PM <sub>1000</sub>		Cd <sub>8</sub> , Sb <sub>8</sub> , W <sub>6</sub> , Zn <sub>5</sub>	Pb <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , Cu <sub>3</sub> , Bi <sub>3</sub> , As <sub>3</sub>	39
	PM <sub>1-10</sub>	Sb <sub>19</sub> , Cd <sub>10</sub>	W <sub>9</sub> , Zn <sub>8</sub> , Cu <sub>6</sub> , Sn <sub>5</sub> , Pb <sub>5</sub>	Bi <sub>4</sub> , As <sub>4</sub> , Mo <sub>3</sub>	70
	PM <sub>1</sub>	Sb <sub>19</sub> , Cd <sub>11</sub> , W <sub>10</sub>	Zn <sub>9</sub> , Pb <sub>6</sub> , Cu <sub>6</sub> , Bi <sub>5</sub> , Sn <sub>5</sub>	As <sub>4</sub> , Mo <sub>3</sub>	74
М (12)	PM <sub>1000</sub>	Sn <sub>20</sub> , Cd <sub>12</sub>	W <sub>5</sub> , Sb <sub>5</sub>	Zn <sub>4</sub> , Pb <sub>4</sub> , Bi <sub>4</sub>	54
	PM <sub>1-10</sub>	Cd <sub>18</sub> , Sb <sub>10</sub>	W <sub>7</sub> , Zn <sub>7</sub> , Bi <sub>5</sub> , Sn <sub>5</sub>	As <sub>4</sub> , Cu <sub>4</sub> , Pb <sub>3</sub>	62
	PM <sub>1</sub>	Cd <sub>13</sub>	Sb <sub>8</sub> , Zn <sub>7</sub> , Bi <sub>5</sub>	W <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , As <sub>3</sub> , Cu <sub>3</sub> , Pb <sub>3</sub>	46
Д (9)	PM <sub>1000</sub>	Cd <sub>14</sub>	Sb <sub>5</sub> , Sn <sub>5</sub>	W <sub>4</sub> , Zn <sub>4</sub> , Bi <sub>3</sub> , Pb <sub>3</sub>	37
	PM <sub>1-10</sub>	Cd <sub>19</sub>	Sb <sub>7</sub> , Sn <sub>6</sub> , Bi <sub>5</sub> , W <sub>5</sub>	Zn <sub>5</sub> , As <sub>4</sub> , Cu <sub>3</sub> , Pb <sub>3</sub>	55
	PM <sub>1</sub>	Cd <sub>14</sub>	Sb <sub>5</sub>	Zn <sub>4</sub> , Bi <sub>4</sub> , Sn <sub>4</sub> , As <sub>4</sub> , Pb <sub>3</sub> , W <sub>3</sub>	39
П (5)	PM <sub>1000</sub>		Cd <sub>7</sub>	Sb <sub>4</sub> , Zn <sub>3</sub> , Sn <sub>3</sub> , W <sub>3</sub> , Pb <sub>3</sub> , Bi <sub>3</sub>	25
	PM <sub>1-10</sub>		Cd <sub>6</sub>	Sb <sub>4</sub> , Sn <sub>3</sub> , Pb <sub>3</sub> , Zn <sub>3</sub> , Bi <sub>3</sub> , As <sub>3</sub>	24
	PM <sub>1</sub>		Cd <sub>8</sub>	Sb <sub>4</sub> , Zn <sub>4</sub> , Pb <sub>4</sub> , Sn <sub>3</sub> , Bi <sub>3</sub> , Li <sub>3</sub>	26

Итак, фракция PM<sub>1000</sub> почв показывает низкие и средние уровни загрязнения и низкие и средние уровни обогащения. Среди тонких фракций PM<sub>1</sub> почв наиболее загрязнена, в то время

как обогащение фракций  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  сопоставимо. Основные поллютанты фракций придорожных почв, выделенные на основании двух подходов – расчета коэффициентов загрязнения ( $K_c$ ) и обогащения (EF) – следующие: в  $PM_{1000}$  Sb, Zn, Sn и Cd, Sb, W, Zn, Sn; в  $PM_{1-10}$  Sb, Zn, As, Sn, Cu и Sb, Cd, Zn, W, в  $PM_1$  Zn, As, Sn, Cu, W, Sb и Sb, Cd, Zn, Sb, Bi. Таким образом все фракции придорожных почв обогащены Sb, Zn, и Sn.

### 5.5. Фракционирование ТММ в донных отложениях

Вариабельность содержания элементов в донных отложениях различается в зависимости от фракции (табл. 5.10). Во фракции  $PM_{1000}$  донных отложений рек Сетунь, Сетунька и Навершка наиболее высокий коэффициент вариации характерен для Li, Co (80%), W и Cs (71-75%), Sb, Th, V, Cr (60-63%). Коэффициент вариации остальных элементов находится в диапазоне 22-52%. Во фракции  $PM_{1-10}$  донных отложений коэффициент вариации содержания элементов, в целом выше, чем во фракции  $PM_{1000}$  и составляет 44-121%. Наибольшие коэффициенты характерны для Rb, Li, Nb (100-121%). Высокие коэффициенты вариации могут говорить о том, что во фракции  $PM_{1-10}$  происходит активное, но неравномерное поступление микроэлементов, которое может быть обусловлено антропогенным фактором, а не природными условиями. Фракция  $PM_1$  в основном показывает меньшие коэффициенты вариации элементов от 8 до 39% (приложение 5). Более высокие значения характерны для Mn, Mo, Na, Zn, Ca, Sn, Cd, Bi (40-60%), Cu (86%) и Sb (136%), что может говорить о поступлении этих элементов во фракцию  $PM_1$  из антропогенных источников.

При сравнении содержания элементов во фракциях с кларками выявляются ряды элементов, концентрирующихся в донных отложениях различных рек в разных фракциях (табл. 5.11).

Так во фракции  $PM_{1000}$  донных отложений р. Сетунь концентрируются  $Cd_2$  и  $Sb_2$ . В р. Сетунька этот спектр значительно расширяется до следующих элементов  $Sb_3$ ,  $Zn_2$ ,  $As_2$ ,  $Cd_2$ ,  $W_2$ ,  $Bi_2$ . В донных отложениях р. Навершка значимых превышений концентраций над кларком литосферы не выделено. Во фракции  $PM_{1-10}$  в донных отложениях р. Сетуни интенсивно накапливается  $Cd_{12}$ , а также большая группа элементов  $Sb_9$ ,  $Zn_7$ ,  $Sn_6$ ,  $As_5$ ,  $W_5$ ,  $Bi_5$ ,  $Cu_4$ ,  $Pb_3$ ,  $Mn_2$ ,  $Fe_2$ ,  $Li_2$ ,  $V_2$ ,  $Cr_2$ ,  $Rb_2$ ,  $Mo_2$ .

В донных отложениях р. Сетунька накопление элементов в этой фракции менее интенсивно и спектр элементов менее обширный,  $W_9$ ,  $Cd_6$ ,  $Sb_6$ ,  $Zn_4$ ,  $Bi_3$ ,  $Cu_2$ ,  $As_2$ ,  $Sn_4$ ,  $Pb_2$ ., но многие элементы совпадают с р. Сетунь. В донных отложениях р. Навершка, напротив, накопление во фракции  $PM_{1-10}$  более интенсивное и спектр элементов отличается от рек Сетунька и Навершка, наблюдаются высокие значения  $KK$  Cu и среди элементов с  $KK > 2$  появляются Ti и Ni:  $Sb_{16}$ ,  $Cd_{15}$ ,

Cu<sub>11</sub>, Sn<sub>9</sub>, Zn<sub>6</sub> Pb<sub>5</sub>, V<sub>4</sub>, Mn<sub>3</sub>, W<sub>3</sub>, Ti<sub>2</sub>, Ni<sub>2</sub>, As<sub>2</sub>. Фракция PM<sub>1</sub> в донных отложениях р. Сетунь показывает схожие КК с фракцией PM<sub>1-10</sub>.

Таблица 5.10

Средние содержания ТММ и коэффициенты вариации в донных отложениях бассейна р. Сетунь в мг/кг и в %\*

Элемент	PM <sub>1000</sub>		PM <sub>1-10</sub>		PM <sub>1</sub>	
	Среднее	CV, %	Среднее	CV, %	Среднее	CV, %
Al*	3,01	46	7,86	93	6,19	23
Ti*	0,21	40	0,57	68	0,37	12
Mn*	0,05	52	0,16	60	0,10	39
Fe*	1,84	47	5,82	74	5,05	21
Li	9,56	79	41,05	116	30,45	25
Be	0,74	53	2,34	89	2,08	24
Sc	4,42	58	11,56	97	9,27	26
V	35,09	61	203,58	66	143,25	17
Cr	28,69	64	134,84	75	97,02	23
Co	4,90	81	17,14	76	13,19	19
Ni	19,16	51	66,42	75	55,04	19
Cu	19,99	28	128,06	84	112,69	86
Zn	78,81	37	426,06	53	397,43	46
As	4,51	54	20,65	77	17,55	32
Rb	49,43	49	135,28	100	81,64	23
Sr	97,04	24	148,28	70	107,45	20
Nb	6,49	53	16,76	121	7,69	34
Mo	1,07	30	1,62	53	0,97	42
Cd	0,18	32	1,07	71	1,14	45
Sn	1,95	39	12,88	60	9,67	47
Sb	0,72	60	3,68	54	4,73	136
Cs	1,19	75	4,38	100	3,68	27
Ba	307	29	571	74	388	9
W	1,70	71	9,53	59	5,07	29
Pb	12,29	38	55,11	52	44,43	35
Bi	0,17	48	0,65	74	0,65	59
Th	4,99	64	9,29	91	7,26	20
U	1,27	44	1,84	77	1,34	11

В донных отложениях р. Сетунька во фракции PM<sub>1</sub> интенсивность накопления элементов снижается, среди элементов с КК>2 появляется Li и отсутствует Pb. В донных отложениях р. Навершка наиболее интенсивно элементы накапливаются именно во фракции PM<sub>1</sub> Sb<sub>54</sub>, Cd<sub>19</sub>, Cu<sub>10</sub>, Sn<sub>7</sub>, Zn<sub>6</sub>, Pb<sub>4</sub>, As<sub>3</sub>, Mn<sub>2</sub>, V<sub>2</sub>, W<sub>2</sub>, Bi<sub>2</sub>. Нами ранее было показано (Tereshina et al., 2021) загрязнение вод р. Сетунь следующими элементами: Mn, Sr, V, Zn, Mo и Cu, все эти элементы за исключением Sr также обнаруживается во фракции PM<sub>1-10</sub> донных отложений.

Таблица 5.11

Коэффициенты концентрации в различных фракциях донных отложений относительно кларка литосферы (Rudnick, Gao, 2014), в скобках указано количество образцов

Объект	Фракция	КК		
		>10	5-10	2-5
Сетунь (7)	PM <sub>1000</sub>			Cd <sub>2</sub> , Sb <sub>2</sub>
	PM <sub>1-10</sub>	Cd <sub>12</sub>	Sb <sub>9</sub> , Zn <sub>7</sub> , Sn <sub>6</sub> ,	As <sub>5</sub> , W <sub>5</sub> , Bi <sub>5</sub> , Cu <sub>4</sub> , Pb <sub>3</sub> , Mn <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Li <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , Cr <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Mo <sub>2</sub> ,
	PM <sub>1</sub>	Cd <sub>13</sub>	Sb <sub>7</sub> , Zn <sub>6</sub>	Cu <sub>4</sub> , Bi <sub>5</sub> , Sn <sub>5</sub> , As <sub>4</sub> , W <sub>3</sub> , Pb <sub>3</sub>
Сетунька (1)	PM <sub>1000</sub>			Sb <sub>3</sub> , Zn <sub>2</sub> , As <sub>2</sub> , Cd <sub>2</sub> , W <sub>2</sub> , Bi <sub>2</sub>
	PM <sub>1-10</sub>		W <sub>9</sub> , Cd <sub>6</sub> , Sb <sub>6</sub>	Zn <sub>4</sub> , Bi <sub>3</sub> , Cu <sub>2</sub> , As <sub>2</sub> , Sn <sub>4</sub> , Pb <sub>2</sub>
	PM <sub>1</sub>			Sb <sub>4</sub> , Zn <sub>3</sub> , Li <sub>2</sub> , As <sub>2</sub> , Cd <sub>5</sub> , Sn <sub>2</sub> , W <sub>2</sub> , Bi <sub>2</sub>
Навершка (1)	PM <sub>1000</sub>			
	PM <sub>1-10</sub>	Sb <sub>16</sub> , Cd <sub>15</sub> , Cu <sub>11</sub>	Sn <sub>9</sub> , Zn <sub>6</sub>	Pb <sub>5</sub> , V <sub>4</sub> , Mn <sub>3</sub> , W <sub>3</sub> , Ti <sub>2</sub> , Ni <sub>2</sub> , As <sub>2</sub>
	PM <sub>1</sub>	Sb <sub>54</sub> , Cd <sub>19</sub> , Cu <sub>10</sub>	Sn <sub>7</sub> , Zn <sub>6</sub>	Pb <sub>4</sub> , As <sub>3</sub> , Mn <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , W <sub>2</sub> , Bi <sub>2</sub>

Расчет коэффициентов EF позволяет посчитать суммарное обогащение донных отложений (табл. 5.12). Наиболее обогащена фракция PM<sub>1</sub> донных отложений р. Навершки в промышленной зоне.

В среднем фракция PM<sub>1</sub> донных отложений показывает наиболее высокие уровни TEF во всем бассейне, кроме р. Сетунька, в которой наиболее обогащенной оказалась фракция PM<sub>1-10</sub>. Причем в отличие от двух других рек, в которых наблюдалось наибольшее обогащение Cd и Sb во фракции PM<sub>1-10</sub> донных отложений р. Сетуньки накапливается W.

Итак, наиболее разнообразный спектр концентрации элементов в донных отложениях относительно кларка показывает фракция PM<sub>1-10</sub> в р. Сетунь, что связано с её протяженностью и большим разнообразием источников поступления материала. Наиболее интенсивное превышение кларка показывает фракция PM<sub>1</sub> донных отложений р. Навершка, что связано с поступлением материала из промышленной зоны. Главные поллютанты донных отложений Cd и Sb.

Таблица 5.12

Коэффициенты EF и TEF во фракциях донных отложений бассейна р. Сетунь

Объект	Фракция	EF			TEF
		>10	5-10	2-5	
Сетунь	PM <sub>1000</sub>		Mo <sub>7</sub> , Cd <sub>7</sub>	Sb <sub>4</sub> , Zn <sub>4</sub> , Bi <sub>3</sub> , Sn <sub>2</sub> , As <sub>2</sub> , W <sub>2</sub> , Pb <sub>2</sub> , Cu <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Mn <sub>2</sub> , Ti <sub>2</sub>	28
	PM <sub>1-10</sub>	Cd <sub>13</sub> , Sb <sub>10</sub>	Zn <sub>8</sub> , Sn <sub>7</sub> , W <sub>5</sub> , As <sub>5</sub> , Bi <sub>5</sub> , Cu <sub>5</sub>	Pb <sub>4</sub> , Mn <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , Li <sub>2</sub> , Mo <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Cr <sub>2</sub> , Ti <sub>2</sub>	60
	PM <sub>1</sub>	Cd <sub>17</sub>	Sb <sub>9</sub> , Zn <sub>9</sub> , Sn <sub>6</sub> , Bi <sub>6</sub> , As <sub>5</sub> , Cu <sub>5</sub>	W <sub>4</sub> , Pb <sub>4</sub> , Li <sub>2</sub> , V <sub>2</sub> , Mn <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Ni <sub>2</sub>	62
Сетунька	PM <sub>1000</sub>			Sb <sub>4</sub> , Cd <sub>4</sub> , Sn <sub>3</sub> , W <sub>2</sub> , Zn <sub>2</sub> , Bi <sub>2</sub> , As <sub>2</sub> , Pb <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Mo <sub>2</sub>	14
	PM <sub>1-10</sub>	W <sub>11</sub>	Sb <sub>7</sub> , Cd <sub>7</sub> , Zn <sub>5</sub> , Sn <sub>5</sub>	Bi <sub>4</sub> , Pb <sub>3</sub> , As <sub>3</sub> , Cu <sub>2</sub> , Li <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , V <sub>2</sub>	39
	PM <sub>1</sub>		Cd <sub>5</sub>	Sb <sub>4</sub> , Zn <sub>3</sub> , W <sub>2</sub> , Bi <sub>2</sub> , Sn <sub>2</sub> , As <sub>2</sub> , Li <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , V <sub>2</sub>	18
Навершка	PM <sub>1000</sub>	Cd <sub>12</sub>	Sb <sub>9</sub> , Mo <sub>6</sub> , Zn <sub>5</sub> , Sn <sub>5</sub> , Cu <sub>5</sub>	Pb <sub>3</sub> , As <sub>3</sub> , W <sub>3</sub> , Bi <sub>3</sub> , Mn <sub>2</sub> , U <sub>2</sub> , Ti <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Ba <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub>	48
	PM <sub>1-10</sub>	Sb <sub>28</sub> , Cd <sub>26</sub> , Cu <sub>19</sub> , Sn <sub>15</sub> , Zn <sub>10</sub>	Pb <sub>8</sub> , V <sub>6</sub> , Mn <sub>5</sub> , W <sub>5</sub>	As <sub>4</sub> , Ti <sub>4</sub> , Ni <sub>3</sub> , Bi <sub>2</sub> , Cr <sub>2</sub> , Mo <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Li <sub>2</sub> , Co <sub>2</sub>	129
	PM <sub>1</sub>	Sb <sub>107</sub> , Cd <sub>38</sub> , Cu <sub>20</sub> , Sn <sub>14</sub> , Zn <sub>12</sub>	Pb <sub>7</sub> , As <sub>6</sub> , W <sub>5</sub>	Mn <sub>4</sub> , Bi <sub>3</sub> , V <sub>3</sub> , Ni <sub>2</sub> , Ti <sub>2</sub> , Cr <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Li <sub>2</sub> , Mo <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub>	216
Донные отложения в среднем	PM <sub>1000</sub>		Cd <sub>7</sub> , Mo <sub>5</sub> , Sb <sub>5</sub> , W <sub>5</sub>	Zn <sub>4</sub> , Bi <sub>3</sub> , Sn <sub>3</sub> , As <sub>3</sub> , Cu <sub>2</sub> , Pb <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Mn <sub>2</sub> , Ti <sub>2</sub>	30
	PM <sub>1-10</sub>	Cd <sub>14</sub> , Sb <sub>12</sub>	Zn <sub>8</sub> , Sn <sub>8</sub> , Cu <sub>6</sub> , W <sub>6</sub> , As <sub>5</sub> , Bi <sub>5</sub>	Pb <sub>4</sub> , V <sub>3</sub> , Mn <sub>2</sub> , Li <sub>2</sub> , Mo <sub>2</sub> , Ti <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Rb <sub>2</sub> , Cr <sub>2</sub> , Ni <sub>2</sub>	65
	PM <sub>1</sub>	Sb <sub>20</sub> , Cd <sub>18</sub>	Zn <sub>8</sub> , Sn <sub>7</sub> , Cu <sub>6</sub> , Bi <sub>6</sub> , As <sub>5</sub>	Pb <sub>4</sub> , W <sub>4</sub> , V <sub>2</sub> , Mn <sub>2</sub> , Li <sub>2</sub> , Fe <sub>2</sub> , Ni <sub>2</sub>	74

### 5.6. Идентификация источников ТММ во фракциях придорожных почв

Ввиду того, в почвах важным индикатором техногенного воздействия могут быть Na и Ca, эти элементы были добавлены в выборку для анализа. Некоторые элементы с высокими корреляциями с другими элементами были исключены из выборки, так во фракции PM<sub>1-10</sub> коэффициенты корреляции выше 0,98 были отмечены для Al и Sc, а также для Al и Cs. Al является основным элементом, индицирующим выветривание материнских пород, поэтому Sc и Cs были исключены из выборки. Во фракции PM<sub>1000</sub> выделено 6 факторов, объясняющих 81% дисперсии. Во фракциях PM<sub>1-10</sub> и PM<sub>1</sub> – по 4 фактора, объясняющих 80% и 81% дисперсии (рис. 5.18, 5.19, 5.20).

Накопление литофильных элементов Al, Ti, Mn, Rb, Ba, Ti, Sr, Sc, которые в придорожных почвах бассейна р. Сетунь преимущественно рассеиваются связано, как и в случае дорожной пыли с *терригенным фактором* – выветриванием материнских пород и насыпных грунтов. Во

фракции PM<sub>1000</sub> F1 объясняет 36% общей дисперсии выборки. Этот фактор связан с высокими положительными нагрузками ряда элементов: Al, Ti, Mn, Li, Sc, V, Rb, Nb, Cs, Ba, La, Th, U. Похожие профили терригенного фактора выявлены в коммуне Дюнкерк во Франции (Alleman et al., 2010) и в Салониках, в Греции (Samara et al., 2003). С уменьшением размерности частиц интенсифицируется фактор накопления литофильных элементов. Во фракции PM<sub>1-10</sub> F1 объясняет 41% общей дисперсии выборки, а во фракции PM<sub>1</sub> – 43%. Этот фактор в обоих случаях связан с высокими положительными нагрузками Al, Ti, Fe, Li, Be, V, Rb, Nb, Ba, La, Th, U.

**Транспортные выбросы** дифференцируются по выделенным факторам во фракции PM<sub>1000</sub>. F2 объясняет 16,6% дисперсии и характеризуется повышенными нагрузками Cd и Bi, и в меньшей степени Cr и Cu, F5 объясняет еще 6,1% дисперсии. Он связан с высокими положительными нагрузками Sn и Pb, и низкими положительными нагрузками Sb, Bi, Cu, Ba. Во фракциях PM<sub>1-10</sub> и PM<sub>1</sub> F3 объясняет 7,7% и 7,2% дисперсии с повышенными нагрузками Cd, Bi, Sn, Cr, Zn. В Москве взвешенные формы Cd и Bi в снеге в дорожной пыли входили в ассоциации, связанные с износом металлических частей автомобилей (Vlasov et al., 2020, Vlasov et al., 2021). Cr также может появляться в выбросах при механическом разрушении частей выхлопных труб (Wiseman et al., 2021), а Cu при износе тормозных колодок и механизмов (Adachi, Tainosho, 2004). Sb, Ba (Garg et al., 2000; Iijima et al., 2007) и Pb Cu (Adachi, Tainosho, 2004) – индикаторы износа тормозных колодок и механизмов. Cu и Pb также являются индикаторами эмиссий топлива и моторного масла, а Cd, Zn, Cr – индикаторы истирания шин (Limbeck, Puls, 2011). В пыли Москвы (Vlasov et al., 2021) Sb и Pb были также индикаторами износа тормозных колодок. На Западе Москвы на крупных дорогах в пыли были выявлены высокие концентрации, в том числе Cu, Sb, Sn, Pb, Bi, что свидетельствующие о транспортном источнике этих ТММ (Vlasov et al., 2023). Также известно, что ассоциация Cr-Mo-Sn-Sb-Bi-Pb накапливается в результате комплексного транспортного воздействия, такого как: истирания тормозных колодок, шин, дорожного покрытия (Grigoratos, Martini 2015; Duan, Tan 2013; Ozaki et al. 2021). Низкие нагрузки сурьмы в почвах могут быть связаны с механизмами её закрепления. Её подвижность контролируется сорбционными процессами на поверхности минералов (Fillella et al., 2002). Сурьма закрепляется в почвах гидроксидами железа и оксидами марганца (Crecelius et al., 1975; Brannon, Patrick, 1985) при этом наибольшая сорбция наблюдается в кислом диапазоне и сохраняется до pH 7 (Tighe et al., 2005). В бассейне р. Сетунь средние значения pH щелочные и составляют 8,2, поэтому, вероятно, значительного закрепления в почвах не происходит. Что касается Pb, кислотно-щелочные условия контролируют его адсорбцию свежесоздаваемыми гидроксидами железа и марганца, и их сорбционная емкость существенно увеличивается с повышением pH, кроме того педогеохимические аномалии Pb более статичны и долговечны, чем другие, так как почвы

способны аккумулировать его на протяжении всего периода техногенного воздействия (Никифорова, Кошелева, 2007). При производстве подшипников используют антифрикционные сплавы на основе Sn и Pb, в состав которых также входят Sb, Cu, Cd, Ni, As.

Фактор *дорожной пыли и противогололедных реагентов* диагностировался нами по накоплению Na, Ca, W. В  $PM_{1000}$  F3 объясняет 9,1% дисперсии с повышенными нагрузками Sr, W, Na, Mg, Ca. Во фракциях  $PM_{1-10}$  и  $PM_1$  F2 объясняет 24,4% и 23,6% дисперсии и характеризуется повышенными нагрузками Cu, Zn, W, Mo, Na, Ca, Pb, Sr, Sn и Sb, W, Cu, Pb, Zn, Sr, Ca, Na., соответственно. Применение ПГР может оказывать влияние на накопление Na и Ca в почвах (Никифорова и др., 2016). В Москве в качестве ПГР применяются в основном хлориды Na, Ca и Mg, а также карбонаты Ca и Mg (Касимов и др., 2016). Sr, вероятно, может входить в состав ПГР в качестве примеси, поскольку этот металл часто является спутником Ca (Vlasov et al., 2020). W может поступать с частицами дорожной пыли (Tanner et al., 2008; Areaguci et al., 2011; Lawrence et al., 2013; Власов и др., 2015; Adamiec et al., 2016). В снеге Москвы выявлено накопление Na, Sr, Ca в растворенном виде, связанное с воздействием солей противогололедных реагентов (Vlasov et al., 2020). Накопление Sr, W, Na, Mg, Ca в почвах, таким образом, связано с поступлением дорожной пыли с ПГР.

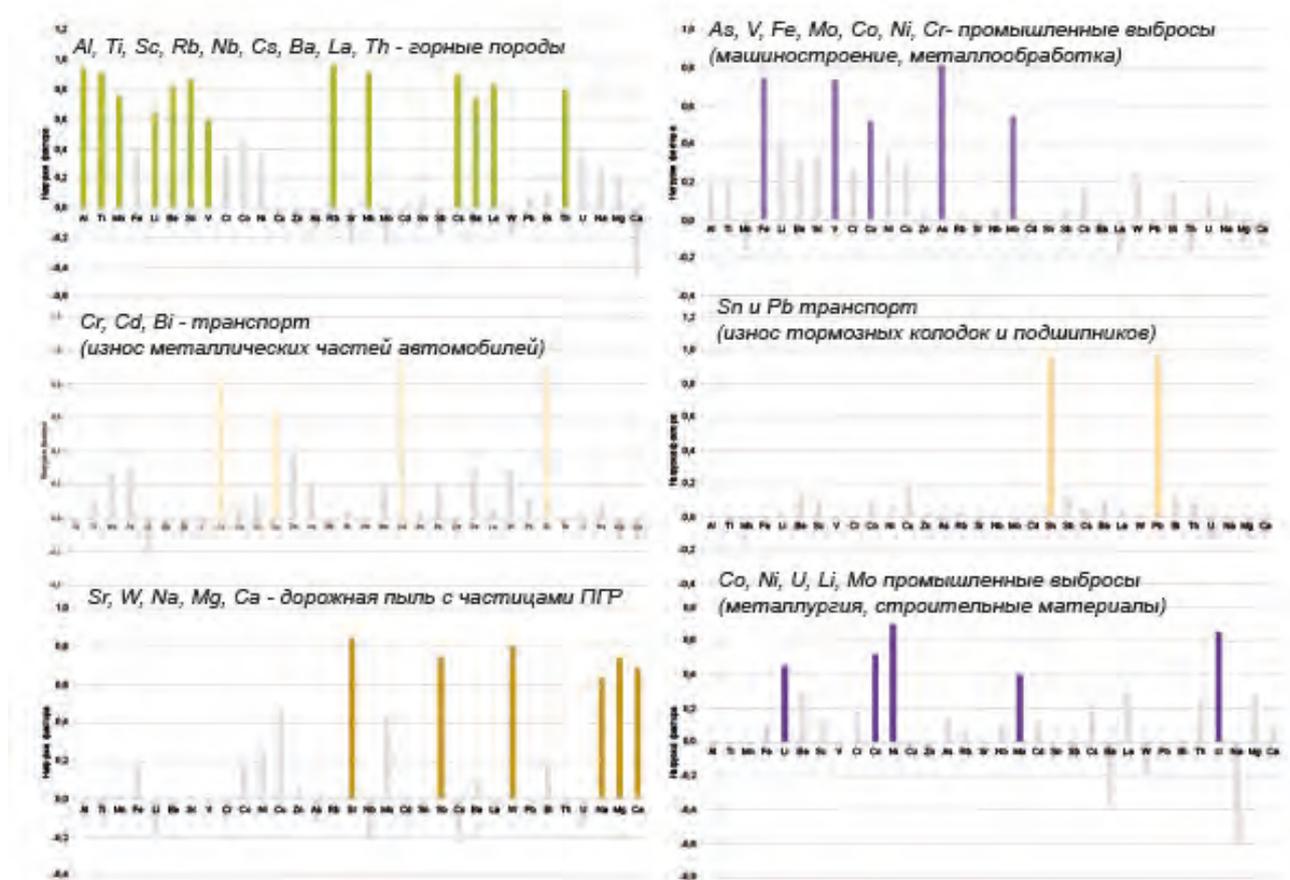


Рис. 5.18. Нагрузки факторов, определяющих накопление элементов в  $PM_{1000}$  почв

В  $PM_{1000}$  **промышленные выбросы** связаны с двумя факторами F4 и F6, объясняющими 8,8 и 4,8% дисперсии и имеющими высокие положительные нагрузки As, V, Fe, Mo, Co, Ni, Cr и Co, Ni, U, Li, Mo, соответственно. В  $PM_{1-10}$  и  $PM_1$  F4 объясняет 6,9% и 6,6% дисперсии, соответственно с положительными нагрузками As, V, Mo, U, V, Co, Ni и As, U, V, Mo, Co, Ni. В Москве накопление As, Ni, Cr, Mo в пыли было связано с промышленными источниками (Vlasov et al., 2021). Источником Mo, Ni, Cr, Fe могут быть предприятия машиностроения и металлообработки (Demetriades, Birke, 2015; Zheng et al., 2018), Накопление Ni и Cr может быть связано их совместным выбросом в результате механического истирания поверхностей из нержавеющей стали, что является источником крупных частиц, обогащенных Ni и Cr (Okuda et al., 2007). Источниками As и V часто может быть сжигание отходов, либо их складирование (Christian et al. 2010; Enamorado-Báez et al. 2015; Li et al. 2020). Кроме того, в составе выбросов местных предприятий также присутствуют обозначенные элементы. ТЭЦ поставляют в атмосферу V, Fe, Mn, Cr; также во время сильных и продолжительных морозов в качестве дополнительного топлива в Москве применяется мазут (Elansky et al., 2018), что может способствовать поступлению Ni и V в атмосферный воздух (Saraga et al, 2021).

Наибольший вклад (рис. 5.21) в формирование химического состава фракции  $PM_{1000}$  почв вносит терригенный фактор (Al, Ti, Mn, Li, Sc, V, Rb, Nb), промышленные (Co, U, Mo, Ni) и транспортные выбросы (Sn, Pb Cd, Bi, Cr и Cu). Дорожная пыль, загрязненная ПГР вносит до 35% Sr и по 10% W, Sb, Ca и 5% Na. Во фракции  $PM_{1-10}$  резко снижается вклад терригенного и промышленного фактора. Дорожная пыль доминирует как фактор накопления большинства элементов. В  $PM_1$  Pb, Bi, Mn, Fe, Li накапливаются вследствие влияния промышленного фактора, в то же время остальные элементы связаны преимущественно с транспортным воздействием.

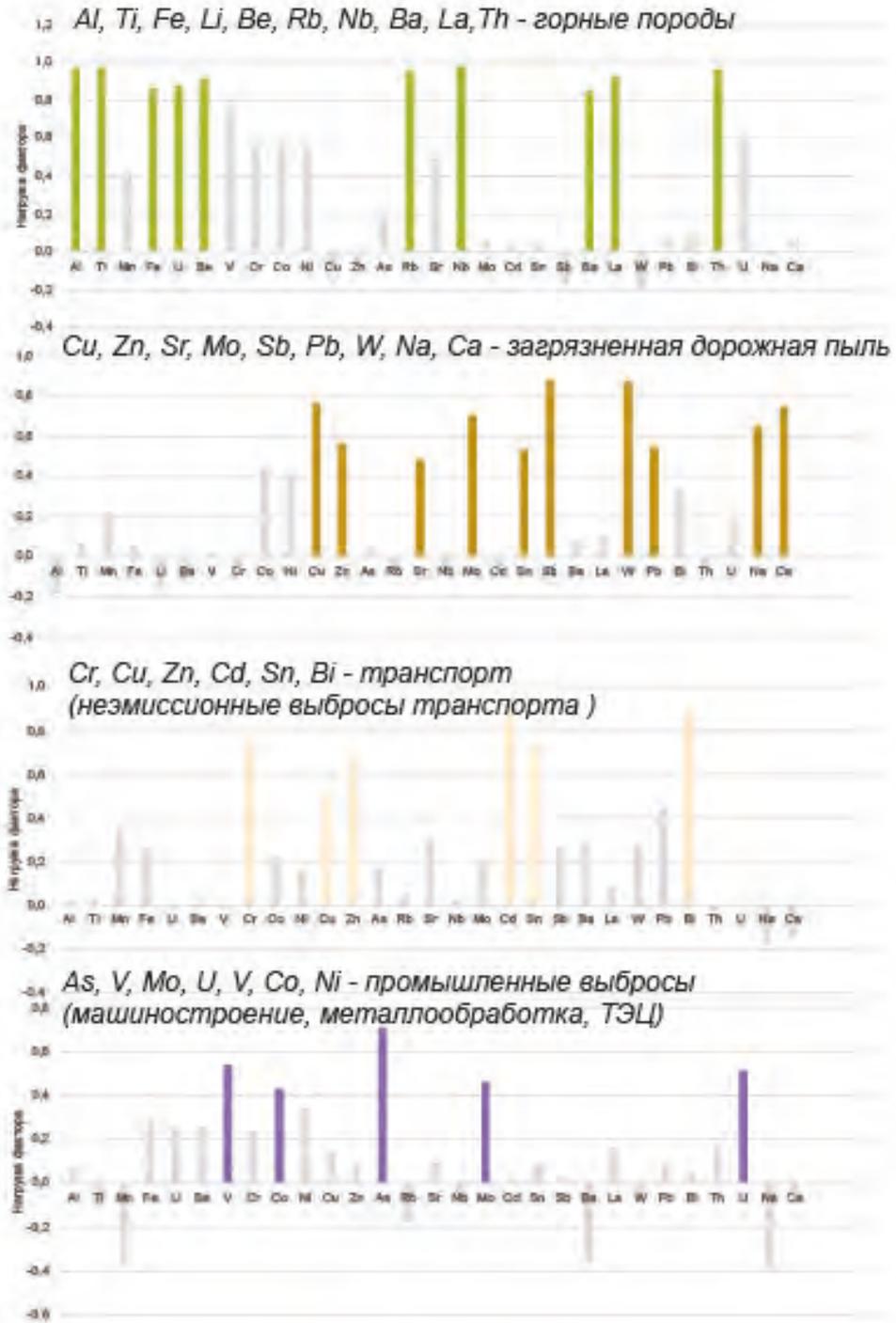


Рис. 5.19. Нагрузки факторов, определяющих накопление элементов в  $PM_{1-10}$  почв

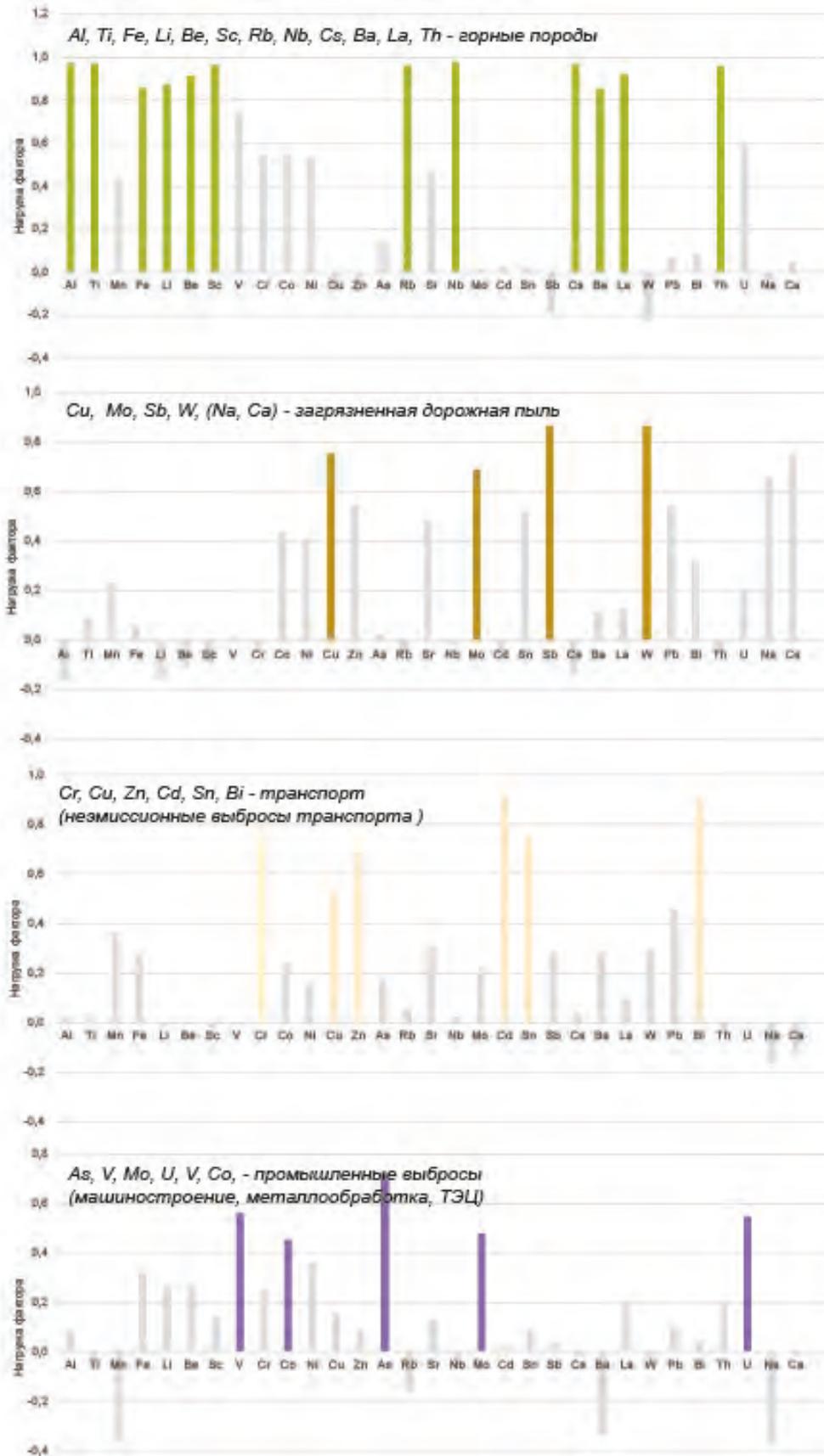
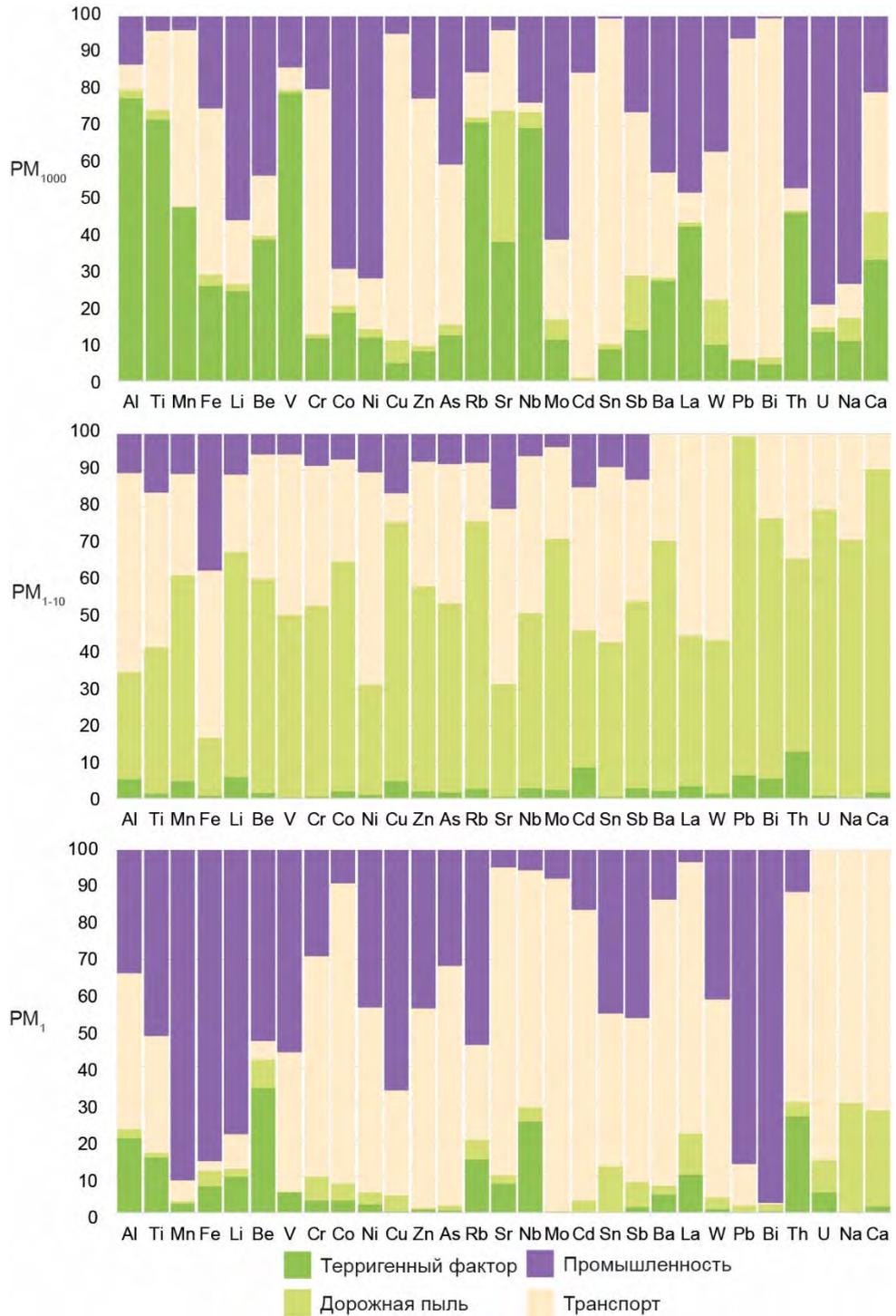


Рис. 5.20. Нагрузки факторов, определяющих накопление элементов в  $PM_1$  почв



**Рис. 5.21.** Вклады факторов поступления ТММ во фракции придорожных почв

### 5.7. Оценка загрязнения почв по санитарно-гигиеническим нормативам

Кроме кларковых и фоновых значений, для сравнения были использованы установленные нормативами значения ориентировочно допустимых концентраций – ОДК (ГН 2.1.7.2042-06) и предельно допустимых концентраций – ПДК (ГН 2.1.7.2041— 06) и построены карты пространственного распределения отдельных ТММ (приложение 3). Несмотря на то, что реакция среды в антропогенно-преобразованных почвах бассейна в основном щелочная, оценка также

проведена на основе шкалы экологического нормирования ТММ для почв со слабокислой и кислой реакцией (Обухов и др., 1980).

**Кадмий.** Пространственное распределение в почвах показывает, что все значения содержания кадмия в почвах выше кларка (0.09 мг/кг), но в основном содержание при этом менее 1 ОДК (ОДК Cd 0.5 мг/кг). Высокие содержания отмечены в бизнес-парке Румянцево (3,24 мг/кг), в «Сколково» (1,11), на ул. Производственная (1,67), во дворе на ул. Анохина (1,34), в этих точках Cd превышает ОДК в 2-6 раз. Поступление Cd в почву часто обусловлено использованием муниципальных отходов в качестве удобрений (Юмвихозе, 1999; Водяницкий, 2013). В транспортную зону Cd поступает в результате износа шин автотранспорта, а также использования асфальтобетона (Мионов, 1986). Ежегодный почвенный мониторинг (Доклады, 2007-2016) показал, что среднее содержание кадмия в почвах транспортной зоны Москвы (Кошелева, Цыхман 2018) варьирует от 0,47 до 0,92 мг/кг. Минимальные концентрации в почвах равны примерно 0,1 мг/кг. Среднее содержание Cd в почвах селитебной зоны чуть выше и составляет 0,52-1,02 мг/кг. Минимальные концентрации в почве составляют 0,04-0,1 мг/кг. Промышленная зона города характеризуется содержанием Cd на уровне 0,40-1,14 мг/кг. Минимальные концентрации Cd в разные годы равнялись 0,01-0,2 мг/кг. В нашем же случае наиболее высокие значения содержания Cd выявлены во дворах – 1,34, в селитебной и 1,67 мг/кг в промышленной зонах. Содержание кадмия в почвах, изученных в бассейне р. Сетунь в среднем составляет 0,36 мг/кг. В селитебной зоне содержание Cd изменяется от 0.18 до 1,34 мг/кг, в промышленной от 0.21–1.67 мг/кг, в рекреационной от 0.2 до 0.32 мг/кг, в транспортной от 0.16 до 0.45. То есть наиболее интенсивно кадмий накапливается в селитебной и промышленной зонах, как и в исследовании, проведенном в Москве ранее (Кошелева, Цыхман 2018).

**Медь.** Распределение меди показывает, что большая часть почв содержит менее 33 мг/кг Cu, то есть менее 1 ОДК. В то же время есть локальные аномалии на крупных и средних дорогах – это Киевское шоссе (63,7 мг/кг), проспект Вернадского (96,3 мг/кг), а также территория бизнес-парка «Румянцево» (70,1 мг/кг). В среднем же содержание в почвах бассейна р. Сетунь составляет 28,5 мг/кг. Важная черта распределения Cu в почвенных профилях – аккумуляция в верхних горизонтах. Это связано с биоаккумуляцией меди, а также с современным антропогенным влиянием (Кабата-Пендиас, 1989). В транспортной зоне города к загрязнению медью в количествах, в 2-7 раз превышающих ОДК, приводят истирание контактных проводов трамваев и троллейбусов в процессе эксплуатации (Федорова, 2003), интенсивное поступление Cu обуславливает автомобильный транспорт (Никифорова, 1981). По данным многолетнего почвенного мониторинга (Доклады, 2007-2016), в транспортной зоне Москвы (Кошелева, Цыхман 2018) среднее содержание Cu в почвах варьирует от 19,4 до 42,0 мг/к, минимальное содержание изменяется от 0,2 до 11,0 мг/кг. В селитебной зоне среднее содержание варьирует в

пределах 24,3-41,2 мг/кг в разные годы мониторинга, максимальные содержания в почвах постепенно понижаются, а минимальное содержание изменяется от 0,8 до 7,9 мг/кг в разные годы. Среднее содержание меди в почвах рекреационной зоны изменяется от 20,0 до 36,9 мг/кг, минимальные содержания в разные годы составляют от 2,0 до 10,0 мг/кг. Среднее содержание Си в почвах промышленной зоны 27,9-110,5 мг/кг, минимальное содержание варьирует от 4,0 до 11,0 мг/кг. По нашим данным в селитебной зоне бассейна р. Сетунь значения меди изменяются в диапазоне от 14 до 31 мг/кг, в промышленной от 18 до 83 мг/кг, в рекреационной 13-29 мг/кг, в транспортной 15-96 мг/кг. То есть максимальные значения характерны для промышленной и транспортной зон и, в основном, связаны с воздействием транспорта. Максимальное содержание меди в почвах бассейна р. Сетунь соответствует высокому уровню содержания меди по шкале экологического нормирования (Обухов и др., 1980).

**Сурьма.** Распределение Sb (приложение 3) в почвах показывает низкие значения относительно ПДК (2,25 мг/кг), и кларка (0,81 мг/кг). Тем не менее есть локальные аномалии на крупных дорогах: проспекте Вернадского (3,25 мг/кг) и Можайском шоссе в г. Одинцово (3,47 мг/кг). В среднем содержание Sb в почвах бассейна р. Сетунь составляет 0,93 мг/кг. В селитебной зоне содержание варьирует в диапазоне 0,49–1,14 мг/кг, в промышленной – 0,56–2,2 мг/кг, в транспортной – 0,4–3,25, а в рекреационной – 0,5–0,89. То есть наиболее высокие значения характерны для транспортной функциональной зоны. Повышенное содержание Sb может быть связано с эмиссией моторного масла, истиранием шин и износом тормозных колодок, то есть в основном с воздействием транспорта.

**Цинк.** Среднее содержание Zn в почвах бассейна р. Сетунь 150 мг/кг, почти в 3 раза превышает ОДК Zn в почвах (55 мг/кг) и в два раза превышает кларк (75 мг/кг) и соответствует низкому уровню загрязнения (Обухов и др., 1990). Разброс содержания Zn в почвах от 44 до 1094 мг/кг (приложение 3). Наиболее высокие значения наблюдаются в почвах у Можайского шоссе внутри МКАД, по шкале экологического нормирования содержания ТММ они соответствуют очень высокому уровню загрязнения (Обухов и др., 1980). Антропогенные источники поступления Zn в почвы – в первую очередь, предприятия цветной металлургии и агротехническая деятельность (Кабата-Пендиас, 1989), а также цинковые удобрения, осадки сточных вод, воздушная пыль промышленного происхождения (Robson, 1993). Zn часто встречается и в культурных слоях, служащих материнской породой для формирования городских почв, так, например в центре г. Львов культурный слой содержал повышенное количество Zn, сравнимое с современным загрязнением (Замотаев и др., 2014). В придорожное пространство городов Zn поступает в результате истирания различных деталей, эрозии оцинкованных поверхностей, износа шин, за счет использования в маслах присадок (Водяницкий, 2008;

Никифорова, 1981). Согласно данным почвенного мониторинга (Доклады, 2007-2016), в транспортной функциональной зоне (Кошелева, Цыхман 2018) среднее содержание Zn равняется 69–198 мг/кг. Минимальное содержание Zn в разные годы изменяется от 13 до 48 мг/кг. Среднее количество Zn в почвах селитебной зоны равняется 91-180 мг/кг. Минимальное содержание Zn в почвах разных лет изменялось от 7 до 30 мг/кг. В рекреационной зоне средние содержания Zn в почвах изменяются от 83 до 122 мг/кг. Минимальное содержание Zn в почвах изменяется от 10 до 38 мг/кг. Среднее содержание Zn в промышленной зоне несколько выше, чем в остальных – 108–228 мг/кг. Минимальное количество колеблется в пределах 6–58 мг/кг. В случае бассейна р. Сетунь промышленная зона также показала высокие значения Zn в почвах от 77 до 425 мг/кг, но наиболее высокие значения характерны для транспортной зоны от 73 до 1094 мг/кг.

**Свинец.** В селитебной зоне содержание Pb варьирует от 9 до 22.7 мг/кг, в транспортной – от 9 до 25 мг/кг, в промышленной – от 13 до 52 мг/кг, в рекреационной – от 13 до 38 мг/кг, а в агрогенной/постагрогенной функциональной зоне в Переделкино, которая ранее не выделялась аномалиями – 209 мг/кг (приложение 3). В среднем в почвах содержание свинца составляет 25 мг/кг это меньше ПДК (32 мг/кг) и незначительно превышает кларк литосферы – 17 мг/кг. Аномалии редки и присутствуют на крупных дорогах вблизи промышленных предприятий и на ул. Тренева в Переделкино. Также выявлена значительная, но единичная аномалия в промышленной зоне «Очакова», где содержание Pb составило 2291 мг/кг, что соответствует очень высокому уровню загрязнения (Обухов и др., 1980). Согласно данным (Кабата-Пендиас, 1989) концентрации Pb в почвах в настоящее время растут. Ширина дорожных аномалий Pb составляет 50–100 м, реже до 300 м (Зырин, 1985; Tiller, 1987, 1989; Никифорова, 1981). Наибольшая концентрация Pb прослеживается на расстоянии 1–2 м от дороги (до 500–600 мг/кг) (Дабахов, 2005). В почву Pb попадает как отход металлургии, а также из двигателей автомобилей, из свалок и осадков городских сточных вод (Савич, 2002). Pb используется при производстве электробатарей и аккумуляторов (Башкин, 2005). Ежегодный почвенный мониторинг (Доклады, 2007-2016) показал, что в транспортной зоне Москвы (Кошелева, Цыхман 2018) среднее содержание Pb изменяется от 17 до 50 мг/кг. Минимальные концентрации в разные годы исследований изменялись от 0,2 до 8,7 мг/кг. Среднее содержание Pb в селитебной зоне варьирует от 18 до 89 мг/кг. Минимальные значения в почвах жилой зоны – 1,8–6,4 мг/кг. В почвах рекреационной зоны Pb содержится в среднем 22–52 мг/кг. Минимальные концентрации в разные годы варьировали от 1,0 до 6,0 мг/кг. Промышленная зона города характеризуется средним содержанием Pb в почвах от 23 до 71 мг/кг.

Низкие содержания ТММ относительно ПДК и ОДК в придорожных почвах и в целом сниженные значения EF элементов по сравнению с дорожной пылью вероятнее всего связаны с

мероприятиями по восстановлению газонов у дорог (рис. 5.22), которое регулярно проводится в Москве согласно постановлению об утверждении правил создания, содержания и охраны зеленых насаждений и природных сообществ города Москвы (Постановление N 743-ПП). Подсыпание нового материала, либо создание нового горизонта РАТ в нарушенных при строительстве почвах может приводить к снижению уровня загрязнения (Тишкина и др., 2010).



**Рис. 5.22.** Работы по восстановлению газонов вдоль дорог в бассейне р. Сетунь

#### **Выводы:**

1. Для фракции  $PM_{1000}$  почв характерны низкие и средние уровни загрязнения ( $Z_c$ ) и низкие и средние уровни обогащения (TEF). Фракция  $PM_1$  почв наиболее загрязнена, в то время как обогащение фракций  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  сопоставимо. Основные поллютанты фракций придорожных почв, выделенные на основании двух подходов – расчета коэффициентов загрязнения ( $K_c$ ) и обогащения (EF) – следующие: в  $PM_{1000}$  Sb, Zn, Sn, Cd и W; в  $PM_{1-10}$  Sb, Zn, As, Sn, Cu, Cd и W, в  $PM_1$  Zn, As, Sn, Cu, W, Sb, Cd, и Bi. Фракции придорожных почв обогащены Sb, Zn, и Sn.
2. В почвах бассейна р. Сетунь выделяются щелочные (V, Cd, Zn, Pb), сорбционные (Sb, Co, Zn, W, Sn, Pb, Cu, Ag, Cd, Bi) и кислые барьеры (Mo). Латеральная дифференциация наиболее выражена в промышленной зоне и в основном связана с щелочным геохимическим барьером.
3. В донных отложениях наиболее разнообразный спектр элементов относительно кларка выявлен во фракции  $PM_{1-10}$  р. Сетунь, что связано с её протяженностью и большим разнообразием источников поступления материала:  $Cd_{12}$ ,  $Sb_9$ ,  $Zn_7$ ,  $Sn_6$ ,  $As_5$ ,  $W_5$ ,  $Bi_5$ ,  $Cu_4$ ,  $Pb_3$ ,  $Mn_2$ ,  $Fe_2$ ,  $Li_2$ ,  $V_2$ ,  $Cr_2$ ,  $Rb_2$ ,  $Mo_2$ . Наиболее интенсивное превышение кларка показывает фракция  $PM_1$  донных отложений р. Навершка, что связано с поступлением материала из

промышленной зоны  $Sb_{54}$ ,  $Cd_{19}$ ,  $Cu_{10}$ ,  $Sn_7$ ,  $Zn_6$ ,  $Pb_4$ ,  $As_3$ ,  $Mn_2$ ,  $V_2$ ,  $W_2$ ,  $Bi_2$ . Донные отложения как конечные звенья катен накапливают Mo во всех функциональных зонах.

4. Наибольший вклад в формирование химического состава фракции  $PM_{1000}$  почв вносит терригенный фактор (Al, Ti, Mn, Li, Sc, V, Rb, Nb), промышленные (Co, U, Mo, Co, Ni) и транспортные выбросы (Sn, Pb, Cd, Bi, Cr и Cu). Вклад дорожной пыли, загрязненной ПГР составляет до 35% Sr и по 10% W, Sb, Ca и 5% Na. Во фракции  $PM_{1-10}$  с дорожной пылью связано накопление Cu, Zn, W, Mo, Na, и Ca. Во фракции  $PM_1$  Pb, Bi, Mn и Fe накапливаются под влиянием промышленного фактора, а остальные элементы преимущественно с транспортным воздействием.

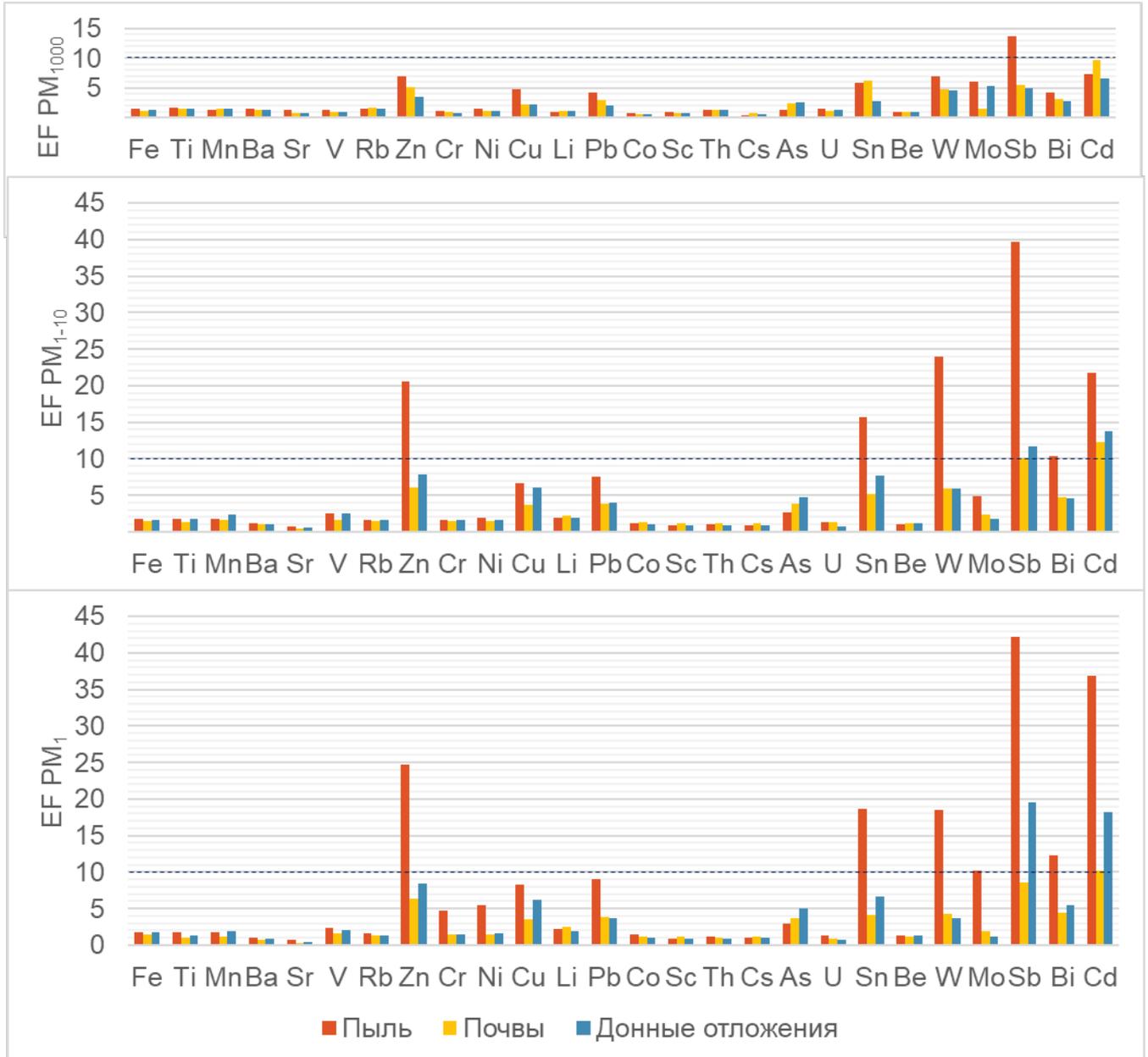
## Глава 6. Сопряженный анализ ТММ в депонирующих средах

Б.Б. Польшов разработал один из основных методов геохимии ландшафтов, заключающийся в сопряженном изучении горных пород, речных вод, почв, растительности для установления интенсивности миграции, а также биологического поглощения элементов. (Польшов, 1956). Этот подход получил широкое развитие в дальнейших трудах по геохимии ландшафта, в которых стали исследоваться и другие компоненты. В Восточном округе Москвы проведен анализ химического состава снеговой и дорожной пыли, растительности и почв, а также предложен метод составления эколого-геохимических портретов с помощью аддитивного коэффициента, представляющего сумму значений коэффициентов концентрации элементов в разных компонентах (Власов, Касимов, 2016). Несмотря на повышенное внимание, уделяемое в геохимии фракционированию элементов (Amato et al., 2016; Padoan et al., 2017; Lanzerstorfer, 2018; Alves et al., 2018, 2020; Lanzerstorfer, Logiewa, 2019; Kasimov et al., 2020), исследования, связанные с сопряженным анализом химического состава гранулометрических фракций нескольких компонентов ландшафтов на данный момент единичны.

### 6.1. Фракционирование обогащения ТММ в дорожной пыли, почвах и донных отложениях

*Сравнительный анализ коэффициентов EF.* Проведено сравнение коэффициентов обогащения EF в изученных фракциях дорожной пыли, почв и донных отложений. Коэффициент выше 10 указывает на сильное обогащение и техногенные источники поступления элементов, значения от 5 до 10 определяют обогащение выше среднего и вероятно имеющее как природные, так и техногенные источники (Sutherland 2000, Chabukdhara et al 2016; Cheng et al., 2018). Во фракции PM<sub>1000</sub> всех исследованных компонентов ландшафтов выявлено накопление Sb и Cd (рис. 6.1). Дорожная пыль сильно обогащена Sb и меньше Cd, а обогащение этими элементами почв и донных отложений выше среднего. При этом почвы по сравнению с другими объектами аккумулируют Cd, что связано как с техногенными источниками, так и терригенным фактором. Природный источник Cd и Sb подтверждается и тем, что фоновые почвы учебно-научного полигона Сатино (Самонова и др., 2011, 2018) обогащены этими элементами. Во фракции PM<sub>1000</sub> в почвах и дорожной пыли накапливаются Sn и Zn, в почву они поступают преимущественно с транспортными источниками (90 и 70%), а в пыли имеют смешанное происхождение связанное с строительными, промышленными и транспортными источниками. Донные отложения и дорожная пыль накапливают Mo. В главе 5. было показано, что в конечных звеньях катен бассейна р. Сетунь – донных отложениях, повсеместно накапливается Mo, это анионогенный элемент, концентрирующийся на кислых геохимических барьерах (Перельман, Касимов, 1999). Антропогенные и антропогенно-преобразованные почвы бассейна в основном щелочные, pH

донных отложений незначительно ниже значений рН почв. Вероятно, накопление молибдена в пыли объясняется интенсивным техногенным поступлением, например с выбросами машиностроительной и металлургической промышленности (Okuda et al., 2007), а в донных отложениях активным выносом из щелочных почв.



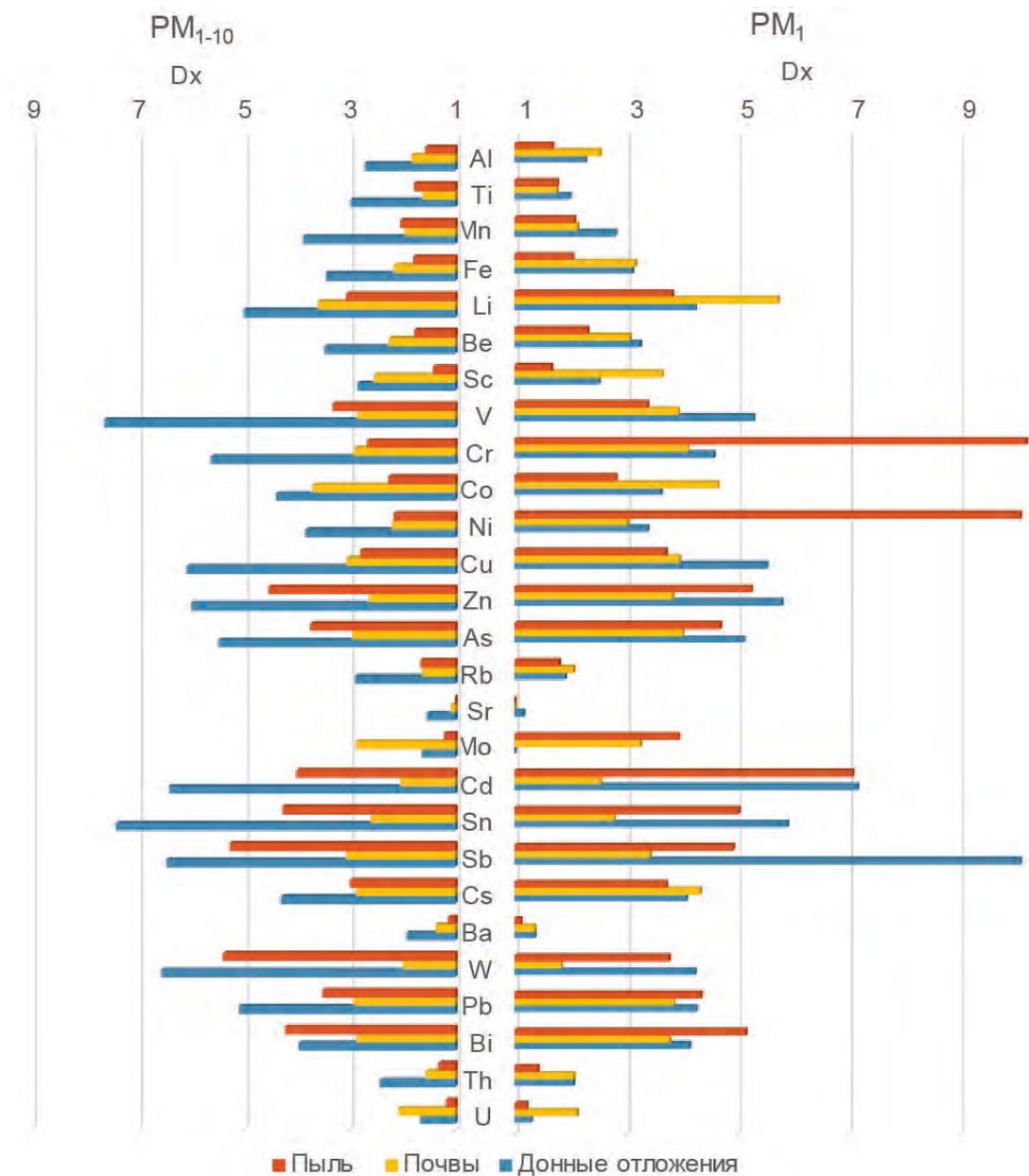
**Рис. 6.1.** Сравнение EF фракций дорожной пыли, почв и донных отложений. Элементы ранжированы в порядке убывания кларка литосферы. Пунктирной линией обозначена нижняя граница сильного обогащения, связанного с техногенными источниками ( $EF > 10$ ).

Во фракции  $PM_{1-10}$  коэффициенты EF большинства ТММ возрастают, особенно в дорожной пыли, общие наиболее интенсивно накапливающиеся элементы - Cd и Sb. В фоновых почвах полигона Сатино (Meinlander et al., 2022) концентрации Cd увеличиваются от крупных фракций к тонким, что обуславливает поступление Cd в частицы  $PM_{1-10}$  не только из

техногенных, но и из природных источников. В донных отложениях так же, как и в почвах наблюдается сильное обогащение Cd и Sb, причем выше, чем в почвах, но ниже, чем в пыли. Во фракции PM<sub>1</sub> трех компонентов ландшафта накапливаются Zn, Cd и Sb. Дорожная пыль в отличие от других объектов имеет высокие EF Sn, W, Mo, Pb.

***Распределение коэффициентов D<sub>x</sub> элементов в компонентах городского ландшафта.***

Коэффициент D<sub>x</sub> – соотношение содержания элементов во фракциях – отражает контрастность накопления элементов в тонких фракциях разных компонентов ландшафта относительно валового содержания. В среднем содержание элементов во фракции PM<sub>1</sub> дорожной пыли и почв выше, чем во фракции PM<sub>1-10</sub>, а в донных отложениях, наоборот, в среднем более высокие содержания ТММ во фракции PM<sub>1-10</sub> (рис. 6.2).

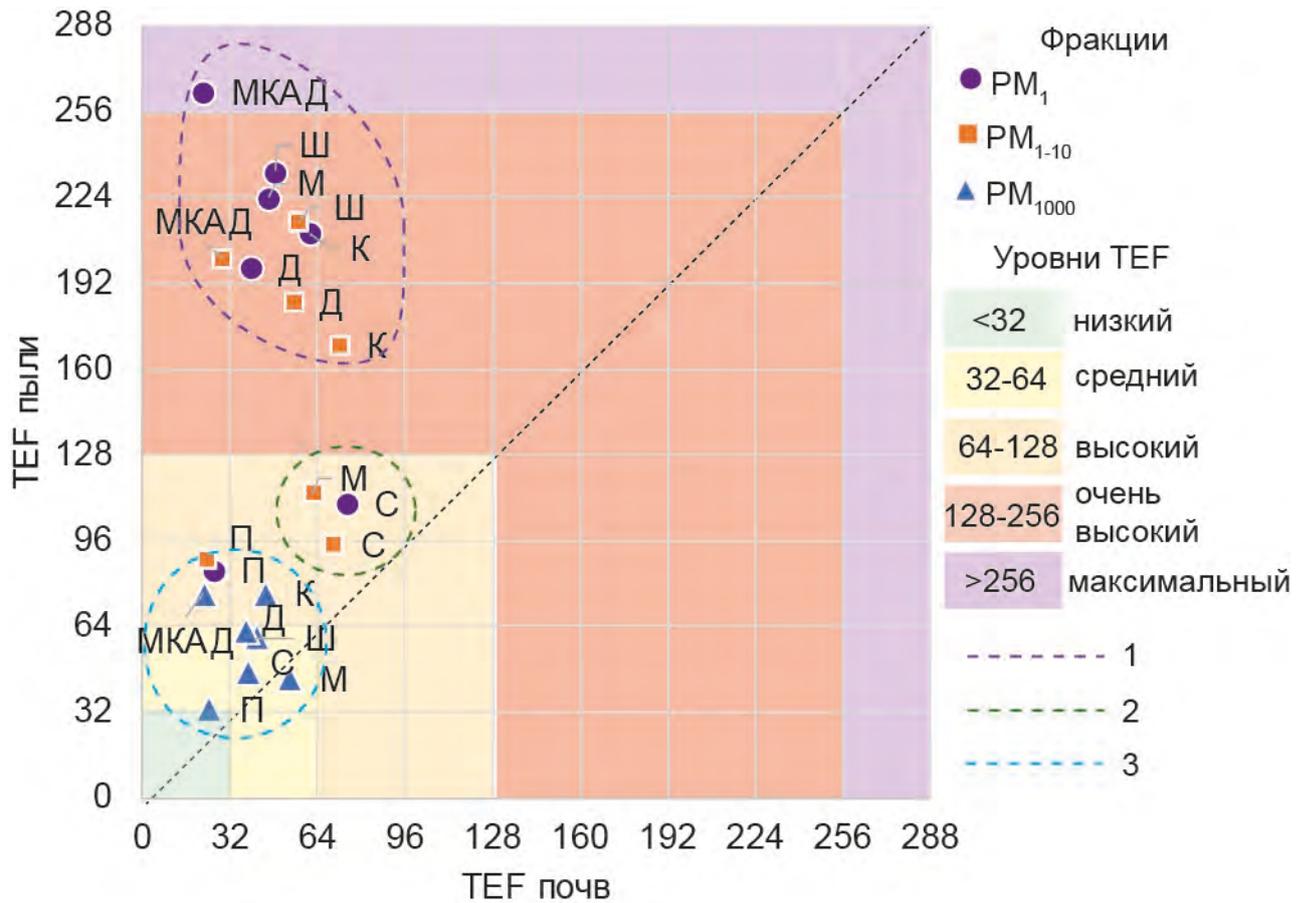


**Рис. 6.2.** Коэффициенты D<sub>x</sub> элементов в дорожной пыли, почвах и донных отложениях

В дорожной пыли наиболее дифференцированы техногенные ТММ, такие как Cr, Ni, Mo, Cd, в основном они накапливаются во фракции PM<sub>1</sub>. В донных отложениях V, Sn, Cu, Zn, As, W контрастно распределены между фракциями, большие концентрации имеет фракция PM<sub>1-10</sub>, это одна из наиболее распространенных фракций во взвешенных наносах рек России, (Чалов, Ефимов, 2021) которые также могут быть источником ТММ и в донных отложениях. Во фракции PM<sub>1</sub> донных отложений D<sub>x</sub> Cd и Sn выше, чем в PM<sub>1-10</sub>. Известно, что Cd концентрируется в корнях водных растений (Nawrot et al., 2021), при разложении корней Cd также может поступать в тонкую фракцию донных отложений. В почвах между фракциями слабо дифференцированы Ti, Mn, Sr, Sn, Ba, W, U, все остальные элементы имеют повышенные D<sub>x</sub> в 1,2-1,5 раза в PM<sub>1</sub> относительно PM<sub>1-10</sub>. Для PM<sub>1</sub> почв характерны наибольшие D<sub>x</sub> литофильных элементов – Al, Fe, Li, Sc, Cs, U, а также Co, который поступает из промышленных и транспортных источников.

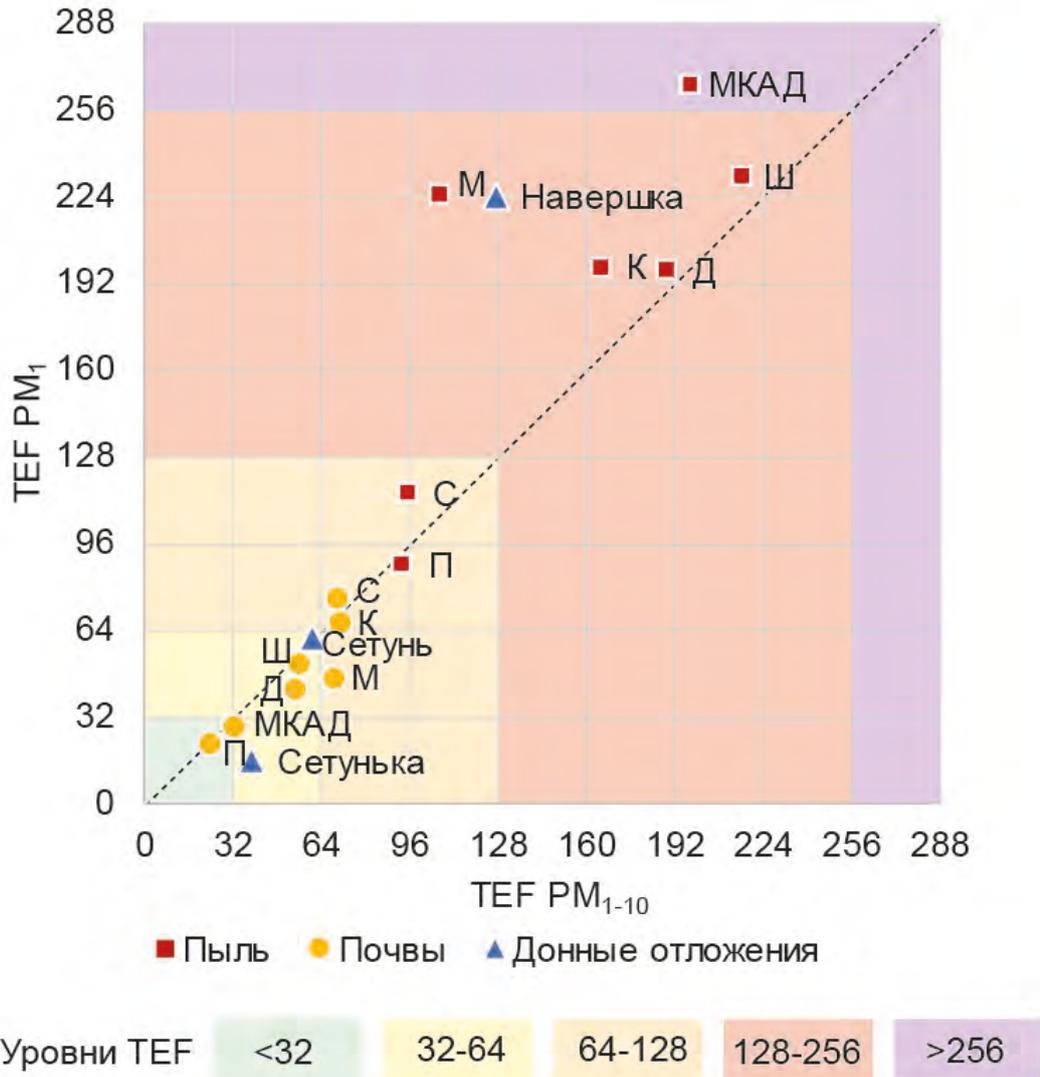
## **6.2. Значение фракционирования элементов для оценки экологической опасности загрязнения компонентов городского ландшафта**

Суммарный показатель обогащения – перспективный инструмент для оценки экологической опасности одновременно в разных средах и их фракциях. Он применяется для эколого-геохимической оценки загрязнения снеговой (Vlasov et al., 2020) и дорожной пыли (Vlasov et al., 2023). Градациями для суммарного показателя ТЕФ послужили уровни, разработанные для пылевой составляющей снега (Касимов и др., 2012; Власов и др. 2014). Соотношение ТЕФ придорожных почв и дорожной пыли в разных фракциях и на разных типах дорог (рис. 6.3) показывает значительное обогащение пыли по сравнению с почвами. Меньше всего обогащена фракция PM<sub>1000</sub> обеих сред, но более высокие значения достигаются в пыли. Фракции PM<sub>1</sub> и PM<sub>1-10</sub> пыли парков и средних дорог, а также PM<sub>1-10</sub> малых дорог характеризуются высоким, опасным уровнем обогащения. PM<sub>1</sub> и PM<sub>1-10</sub> остальных дорог имеют ТЕФ > 128. Значения ТЕФ дорожной пыли достигают максимального уровня загрязнения во фракции PM<sub>1</sub> на МКАД. Значения ТЕФ почв всех фракций находятся в диапазоне от 32 до 128, то есть относятся к среднему, умеренно опасному уровню обогащения и высокому, опасному. Наиболее высокий ТЕФ среди почв отмечается во фракции PM<sub>1</sub> и PM<sub>1-10</sub> на средних дорогах. Наименее интенсивные по транспортной нагрузке средние и малые дороги и парки демонстрируют большее суммарное обогащение PM<sub>1</sub>, на более крупных дорогах и во дворах обогащена фракция PM<sub>1-10</sub> почв, что может говорить о поступлении именно этой фракции при высокой транспортной нагрузке. Подобная тенденция была выявлена ранее для Восточного округа Москвы (Vlasov et al., 2023). В пыли наиболее обогащена фракция PM<sub>1</sub>, за исключением парков.



**Рис. 6.3.** Соотношение значений TEФ в разных фракциях почв и дорожной пыли: 1 – фракции  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  пыли и почв наиболее крупных дорог и дворов; 2 – фракции  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  пыли и почв средних и малых дорог; 3 – фракции  $PM_{1000}$  пыли и почв и всех фракций пыли и почв парков. МКАД – Московская кольцевая автодорога, Ш – шоссе, К – крупные дороги, С – средние дороги, М – Малые дороги, Д – двory, П – Парки.

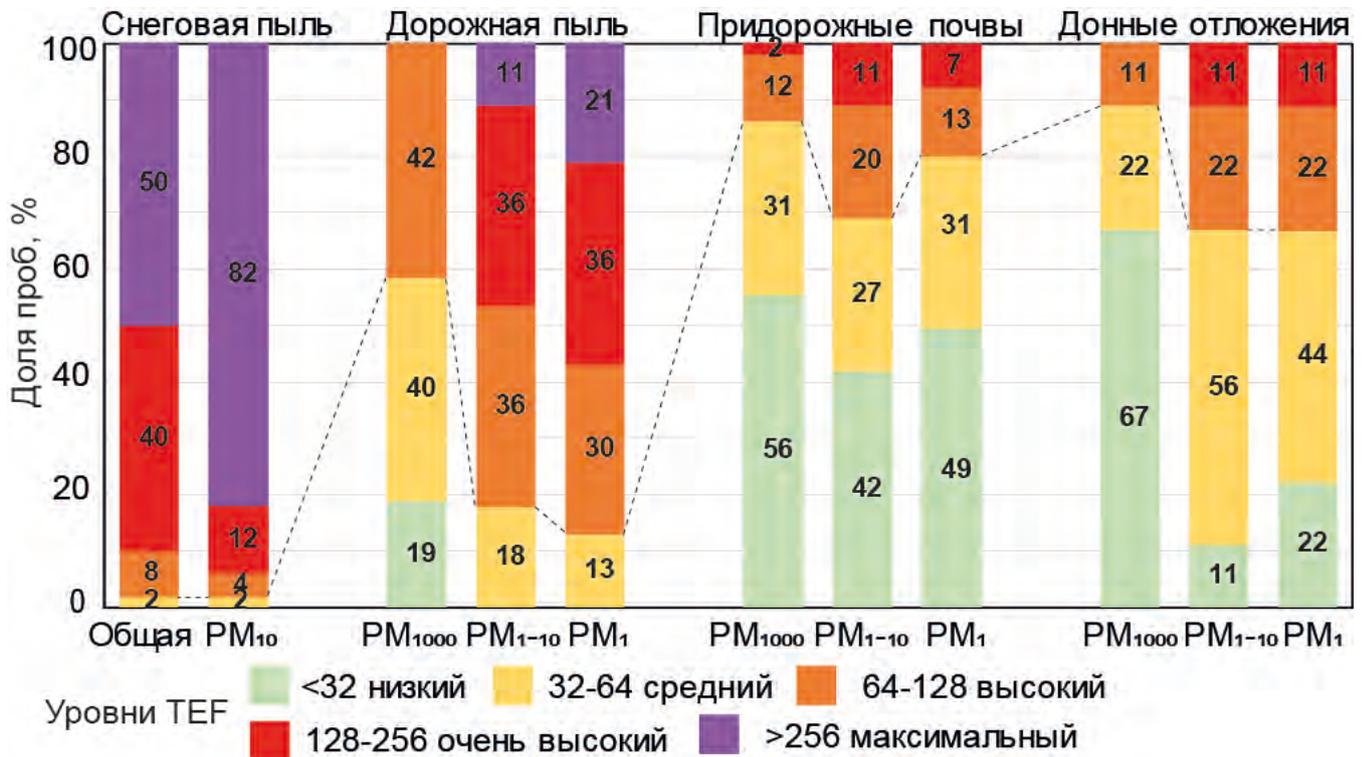
Пыль практически всех дорог за исключением пешеходных дорожек парков значительно обогащена ТММ в  $PM_1$  по сравнению с  $PM_{1-10}$ , значения TEФ соответствуют очень высокому очень опасному уровню (рис. 6.4). Также очень высокий уровень обогащения TEФ характерен для р. Навершки, протекающей в промышленной зоне. Значения TEФ р. Сетунь сопоставимы в двух фракциях, а р. Сетунька в рекреационной зоне больше обогащена ТММ во фракции  $PM_{1-10}$ , обе реки имеет средний уровень обогащения. TEФ двух фракций почв слабо отличаются между собой, почвы парков и МКАД слабо обогащены, остальные почвы показывают средний и высокий уровни загрязнения.



**Рис. 6.4.** Соотношение TEF в  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  придорожных почв, пыли и донных отложений рек: МКАД – Московская кольцевая автодорога, Ш – шоссе, К – крупные дороги, С – средние дороги, М – Малые дороги, Д – дворы, П – Парки. Градации даны по уровням TEF пыли: <32 низкий неопасный уровень, 32–64 средний, умеренно-опасный; 64–128 высокий, опасный; 128–256 очень высокий, очень опасный; >256 максимальный, чрезвычайно опасный

Соотношение уровней TEF в разных средах и фракциях показано на рис. 6.5. Среди депонирующих сред бассейна р. Сетунь наиболее высокие уровни обогащения ТММ демонстрирует фракция  $PM_{10}$  снеговой пыли, 82% полученных значений характеризовались максимальным уровнем экологической опасности. Менее загрязнена общая снеговая пыль, максимальный уровень имеют 50% точек опробования. Фракция  $PM_{1000}$  донных отложений наименее загрязнена ТММ среди всех депонирующих сред бассейна, 67% проб характеризуются низким уровнем экологической опасности. Наибольшее суммарное обогащение донных отложений наблюдается во фракции  $PM_{1-10}$ . Низкие уровни TEF характерны и для  $PM_{1000}$  почв. Фракции  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  характеризуются повышенными TEF – в 20% и 31% проб выявлен высокий

и очень высокий уровень экологической опасности. Очень высокий уровень выявлен в 7% образцов фракции  $PM_{10}$  почв и 11% образцов фракций  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  донных отложений.



**Рис. 6.5.** Уровни экологической опасности фракций снеговой и дорожной пыли, придорожных почв и донных отложений. Пунктирная линия разделяет средний и высокий уровни загрязнения.

Депонирующие среды бассейна ранжируются в порядке убывания уровня экологической опасности следующим образом: снеговая пыль, дорожная пыль, придорожные почвы, донные отложения. Включение в этот ряд гранулометрических фракций позволяет выявить наиболее опасные из них:  $PM_{10}$  снеговой пыли > общая снеговая пыль >  $PM_1$  пыли >  $PM_{1-10}$  пыли >  $PM_{1-10}$  донных отложений >  $PM_1$  донных отложений >  $PM_{1-10}$  почв >  $PM_{1000}$  пыли >  $PM_1$  почв >  $PM_{1000}$  почв >  $PM_{1000}$  донных отложений. Фракция  $PM_{10}$  снеговой пыли, общая снеговая пыль и фракции  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  дорожной пыли в бассейне р.Сетуни представляют наибольшую экологическую опасность, поэтому эти компоненты ландшафта необходимо исследовать в рамках мониторинга.

### 6.3. Идентификация универсальных и частных индикаторов техногенного воздействия в компонентах ландшафтов

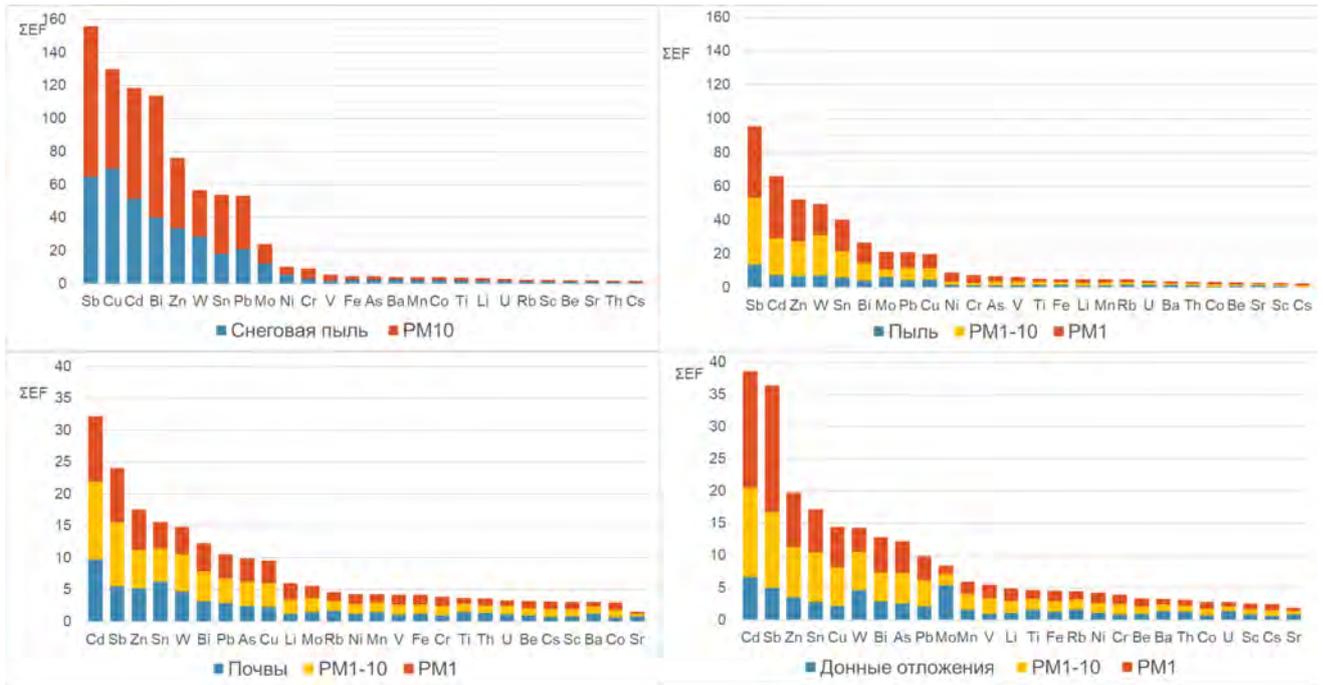
Для визуализации результатов оценки геохимической специализации компонентов ландшафтов и оценки вклада фракций в общее загрязнение снега, пыли, почв и донных отложений бассейна р. Сетунь составлены графики обогащения компонентов ландшафтов.

Для оценки обогащения введен коэффициент - сумма значений EF элементов в разных компонентах аналогичный суммарному коэффициенту концентрации (Власов, Касимов, 2016), но рассчитанный с помощью коэффициента обогащения. EF был выбран как наиболее универсальный показатель, позволяющий сравнивать разные фракции и среды с одним и тем же эталоном – кларками литосферы с нормированием.

Наибольшая сумма EF в снеге и пыли ( $\Sigma EF > 50$ ) характерна для Sb, Cu, Cd, Bi, Zn, W, Pb и Sb, Cd, Zn, W, а для почв и донных отложений ( $\Sigma EF > 15$ ) Cd, Sb, Zn, Sn и Cd, Sb, Zn, Sn, W (рис. 6.6). В снеге Sb-Bi-Pb накапливается в связи с транспортным воздействием, W попадает вместе с дорожной пылью и противогололедными реагентами, Cu-Zn-Cd поставляется промышленными выбросами. В пыли W, Sb, Zn, Cd, Sb, Zn, Sn и Cd связаны с транспортными выбросами. Источниками поступления тяжелых металлов и металлоидов (ТММ) в дорожную и снеговую пыль служат частицы придорожных почв, грунтов, продукты абразии дорожного покрытия и разметки, истирания шин и тормозных колодок автотранспорта, коррозии металлических частей автотранспорта, остатки противогололедных смесей и измельченного мусора (Vlasov et al., 2020). В почвы Cd, Sb, Zn, Sn поставляются из дорожной пыли и с транспортными выбросами. Дорожная пыль может поступать в почвы с ливневыми стоками, попадать сухими выпадениями, оседать на поверхности растений, а также является источником микрочастиц в городских аэрозолях (Kasimov et al., 2020). Время экспонирования транспортному загрязнению почв и дорожной пыли отличается. Дорожная пыль периодически смывается дождевыми осадками и городскими службами во время уборки дорожного полотна, поэтому накопление ТММ дорожной пылью индицирует кратковременное техногенное воздействие. Придорожные почвы подвергаются более длительному влиянию. В ряде исследований показано, что городские почвы загрязнены более значительно, чем дорожная пыль. В ВАО Москвы в почвах интенсивнее накапливались Bi, Cd, Zn, Pb, Mo, чем в дорожной пыли (Власов, 2015). В Ялте, Алуште и Севастополе показатели суммарного загрязнения дорожной пыли  $Z_c$  варьировали в пределах 8-17, как и почвы транспортной зоны, при этом почвы в целом были сильнее загрязнены Pb, Zn, Cd, Sb, что связывается с транспортными источниками (Безбердая, 2022). В ЗАО Москвы в 2017 году коэффициенты суммарного загрязнения почв, опробованных вблизи радиальных, крупных, средних, малых дорог и дворов, были выше, чем дорожной пыли за счет накопления W, Pb, Cd, Ni, Co, As (Власов и др., 2022). В других исследованиях выявлено значительно более высокое загрязнение дорожной пыли по сравнению с почвами, так же, как и для бассейна р. Сетунь. В Париже дорожная пыль была более загрязнена Cu, Zn, Cd, Pb по сравнению с городскими почвами, при этом наиболее загрязнены были придорожные почвы (Pagotto et al., 2001). На юго-западе Нигерии дорожная пыль показала высокие значения коэффициента  $K_c$  (2-11) для As, Cd, Co, Cr, Zn, Fe и значительно более низкие для почв (1,5-3) (Adewumi, 2022). На северо-западе

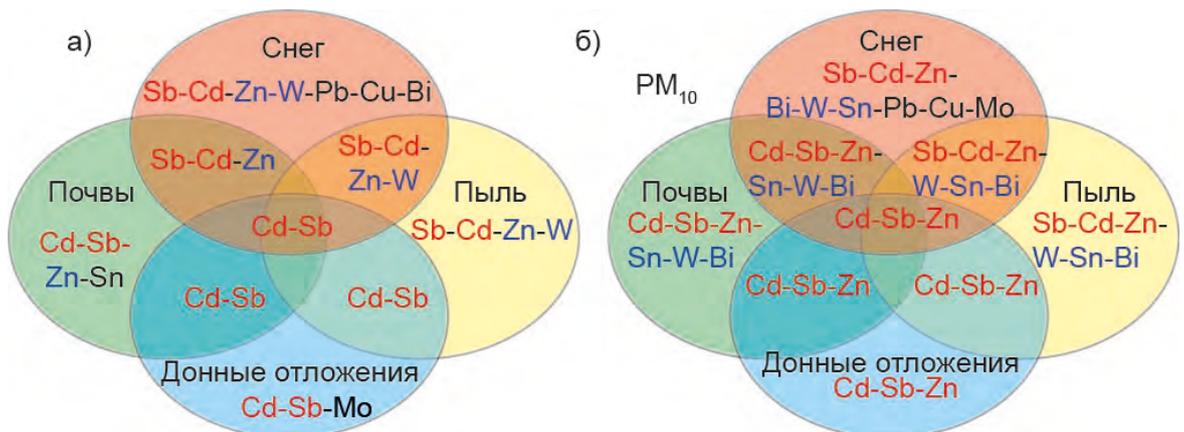
Китая также отмечены значительно более высокие уровни загрязнения пыли Pb, Cu, Zn по сравнению с почвами, что связывается как с транспортной активностью, так и с промышленными выбросами (Li et al., 2022) В бассейне р. Сетунь все элементы за исключением Cd интенсивнее накапливались во фракции PM<sub>1000</sub> дорожной пыли, чем в той же фракции почв. Это частично может объясняться тем, что придорожные почвы отбирались в основном на плоских, автономных позициях с преимущественно атмосферным поступлением вещества. В таких почвах ТММ могут выноситься с нисходящими токами влаги. Транзитные и аккумулятивные ландшафты ВАО и ЗАО Москвы, например, показывают более интенсивное накопление ТММ, чем автономные (Восток-Запад..., 2016). Тем не менее, щелочная и нейтральная реакция среды, а также легкосуглинистый гранулометрический состав характерны для придорожных почв бассейна р. Сетунь больше способствует закреплению ТММ (Zn, Cu, Pb, Cd, Cr), чем их выносу (Перельман, Касимов, 1999; Водяницкий, 2009). Периодическое подсыпание нового материала в придорожные почвы уменьшает общее загрязнение, тогда как в других городских почвах, например, в почвах парков формируются более устойчивые ореолы загрязнения (Тишкина и др., 2010). Ранее для ЗАО было показано влияние рекультивации на снижение загрязнения почв (Кошелева и др., 2018). Вероятно, что тот же эффект проявляется не только в почвах в целом, но и во фракциях, поэтому ΣEF элементов для почв в бассейне р. Сетунь значительно ниже, чем для дорожной пыли.

Более сильное суммарное обогащение снега по сравнению с другими компонентами может объясняться большим пылевым загрязнением атмосферы в зимний период. Для PM<sub>2.5</sub> и PM<sub>10</sub> атмосферных аэрозолей в Нанкине и Сиане показано превышение содержания в 2 раза в зимний период по сравнению с летним, а также более высокие концентрации Cd, Cr, Mn, Ni, Zn, As, Pb, Mo, Sb (Qi et al., 2016; Liu et al., 2017; Chen et al., 2023), это связывается со сжиганием угля и биомассы и выбросами спровоцированными домовым отоплением. Атмосферные аэрозоли Российской Арктики также показывают более высокие содержания Ni, Pb, Cd, Zn, As и V зимой и весной и более низкие в летний период, что в основном было связано с промышленными выбросами (Shevchenko et al., 2003).



**Рис. 6.6.** Сумма коэффициентов обогащения ТММ фракций компонентов городского ландшафта

Геохимические связи элементов между компонентами ландшафта изучены в системе «снег-дорожная пыль-почвы-донные отложения» и в её подсистеме «PM<sub>10</sub> снега - PM<sub>10</sub> дорожной пыли - PM<sub>10</sub> почв - PM<sub>10</sub> донных отложений» (рис. 6.7). Повышенное содержание ассоциаций ТММ одновременно в нескольких компонентах показывает генетическую близость накопления и наличие единого источника поступления и идентифицирует геохимические парагенезисы (Власов, Касимов, 2016; Касимов et al., 2020).



**Рис. 6.7.** Парагенезисы ТММ в а) компонентах городских ландшафтов бассейна р. Сетунь и б) в их фракциях PM<sub>10</sub>

Отдельные подсистемы характеризуются геохимическими ассоциациями элементов - частными индикаторами техногенного воздействия:

Почвы-снег - Cd-Zn-Sb и Cd-Sb-Zn-Sn-W-Bi в  $PM_{10}$ ;

Снег-дорожная пыль – Sb-Cd-Zn-W и Sb-Cd-Zn-W-Sn-Bi;

Почвы-дорожная пыль-снег - Cd-Zn-Sb и Sb-Cd-Zn-W-Sn-Bi;

Почвы-донные отложения – Cd-Sb и Cd-Sb-Zn;

Дорожная пыль-донные отложения – Cd-Sb и Cd-Sb-Zn-Bi;

Дорожная пыль-почвы-донные отложения – Cd-Sb и Cd-Sb-Zn.

Наиболее широкий набор поллютантов отмечается в снеговой пыли, они связаны как с поднятием в воздух (ресуспендированием) частиц почв и дорожной пыли, что отражается в накоплении Cd-Zn-Sb в снеговой пыли и Sb-Cd-Zn-W-Sn-Bi во фракции  $PM_{10}$ , так и с загрязнением характерным только для снега (Cu, Pb), которое может быть связано с сжиганием биомассы в зимний период (Yao et al., 2023). В дорожной пыли индикаторным элементом является W, данные PCA и кластерного анализа показали, что он накапливается в почвах и снеговой пыли в основном благодаря частицам дорожной пыли. Донные отложения, наоборот показывают наиболее ограниченные диапазоны элементов, то есть они меньше всего связаны с придорожными почвами и дорожной пылью, тем не менее в донных отложениях также обнаруживается ассоциация Cd-Sb и Cd-Sb-Zn во фракции  $PM_{10}$ . В то же время Mo присутствует только в донных отложениях во фракции  $PM_{1000}$ , что вероятнее всего связано с кислотными условиями, при этом обогащение снижается во фракции  $PM_{10}$ .

В целом, для системы «снег-дорожная пыль-почвы-донные отложения» характерен общий парагенезис Cd-Sb поступающий с транспортными выбросами, а для частиц  $PM_{10}$  той же системы Cd-Sb-Zn поступающий согласно результатам моделирования PCA/APCS-MLR с транспортными выбросами. Cd, Zn, Sb поступают в придорожные почвы с истиранием шин (Limbeck, Puls, 2011), в результате износа тормозных колодок (Sanders et al., 2003) и износа других металлических частей автомобилей (Wählin et al., 2006; Thorpe, Harrison, 2008; Fabretti et al., 2009; Amato et al., 2011; Pant, Harrison, 2013; Hulskotte et al., 2014; Penkała et al., 2018; Goddard et al., 2019; Morera-Gómez et al., 2020). Поступления Cd-Sb-Zn также по данным PCA/APCS-MLR связано с металлообработкой и металлургией, широко представленными в бассейне р. Сетунь.

#### **Выводы:**

- 1) Для почв, пыли и донных отложений на основе EF выделены общие техногенные загрязнители в  $PM_{1000}$  и  $PM_{1-10}$  - Cd, Sb и в  $PM_1$  - Cd, Zn, Sb, поступающие с промышленными и транспортными выбросами.

- 2) Во фракции  $PM_{1-10}$  большинство элементов отличается наибольшими значениями  $D_x$  в донных отложениях особенно V, W, Sn, Sb. Во фракции  $PM_1$  в донных отложениях сильнее по сравнению с другими средами концентрируются промышленные и транспортные поллютанты: Ti, Mn, V, Cu, Zn, As, Sn, Sb, W. В  $PM_1$  пыли концентрируются Cr, Ni и Bi. Для  $PM_1$  почв характерны наибольшие  $D_x$  литофильных элементов – Al, Fe, Li, Sc, Cs, U и Co, который поступает из промышленных и транспортных источников.
- 3) Соотношения TEF  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  показывают, что пыль практически всех дорог за исключением пешеходных дорожек парков значительно обогащена ТММ в  $PM_1$  по сравнению с  $PM_{1-10}$ , значения TEF соответствуют очень высокому очень опасному уровню. Фракция почв  $PM_{1-10}$  более обогащена ТММ по сравнению с фракцией  $PM_1$  на дорогах с высокой транспортной нагрузкой, что говорит о поступлении поллютантов именно с этой фракцией.
- 4) По уровням TEF депонирующие среды бассейна и их фракции можно ранжировать следующим образом:  $PM_{10}$  снеговой пыли > общая снеговая пыль >  $PM_1$  пыли >  $PM_{1-10}$  пыли >  $PM_{1-10}$  донных отложений >  $PM_1$  донных отложений >  $PM_{1-10}$  почв >  $PM_{1000}$  пыли >  $PM_1$  почв >  $PM_{1000}$  почв >  $PM_{1000}$  донных отложений.
- 5) Доля максимального и очень высокого уровня экологической опасности среди исследованных проб в  $PM_{10}$  снеговой пыли составляет 94%, в частицах  $PM_1$  дорожной пыли – 57%, микрочастицы почв и донных отложений показывают в среднем наиболее низкие уровни опасности, доля очень высоких значений TEF почв составляет 7% для фракции  $PM_1$ , а в донных отложениях – 11%.
- 6) Для системы «снег-дорожная пыль-почвы-донные отложения» характерен общий парагенезис Cd-Sb, связанный с транспортными и промышленными выбросами, в  $PM_{10}$  к парагенезису добавляется Zn. Парагенезис Cd-Sb-Zn поступает в частицы  $PM_{10}$  депонирующие компоненты ландшафтов бассейна р. Сетунь с истиранием шин, в результате износа тормозных колодок и других металлических частей автомобилей, а также с выбросами металлургии и промышленности, связанной с металлообработкой.

## Заключение

В бассейне р. Сетунь на юго-западе Москвы впервые детально проведено опробование и оценка накопления тяжелых металлов во фракции  $PM_{10}$  снеговой пыли и фракциях  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  дорожной пыли, почв и донных отложений. Проведенные исследования позволили охарактеризовать накопление и источники поступления тяжелых металлов и металлоидов в частицы  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$  депонирующих компонентов ландшафтов урбанизированного бассейна.

1. Изучен химический состав снега и содержание ТММ в растворенной и взвешенной форме и фракции  $PM_{10}$ . Выявлено, что техногенное воздействие привело к значительному увеличению пылевой нагрузки, минерализации, содержания твердых частиц и доли взвешенных форм тяжелых металлов и металлоидов в снеге городского бассейна по сравнению с фоновой территорией. Частицы  $PM_{10}$  снеговой пыли обогащаются Sb, Cu, Cd, Bi, Zn, Pb в результате транспортного воздействия и W в результате попадания в снег частиц дорожной пыли.

2. Проведена эколого-геохимическая оценка накопления ТММ в дорожной пыли и в её фракциях  $PM_1$  и  $PM_{1-10}$ . В дорожной пыли бассейна р. Сетунь интенсивность загрязнения увеличивается с уменьшением размера частиц, геохимические ассоциации различаются в гранулометрических фракциях. Поступление Sb, Bi, Zn, Cu, Sn во фракцию  $PM_{1-10}$  связано с транспортными выбросами, а As – с промышленными выбросами. Во фракцию  $PM_1$  Sb, Zn и Sn поступают с выбросами транспорта, Mo и Cu в связи с промышленными выбросами, а As из загрязненных почв.

3. Охарактеризована аккумуляция ТММ в придорожных почвах. Придорожные почвы – реплантоземы и конструктороземы за счет периодического подсыпания нового материала в результате мероприятий по благоустройству, накапливают тяжелые металлы и металлоиды менее интенсивно, чем дорожная пыль, которая становится основным источником Cd, Sb, Zn в микрочастицах почв.

4. Выявлено, что накопление тяжелых металлов и металлоидов донными отложениями зависит от геохимических условий и положения относительно источников загрязнения. Техногенная нагрузка ведет к интенсивному подщелачиванию почв и дорожной пыли, что ведет к увеличению подвижности Mo, который накапливается в конечных звеньях катен – донных отложениях во всем бассейне. Во фракции  $PM_1$  в донных отложениях сильнее по сравнению с другими средами концентрируются промышленные и транспортные поллютанты: V, Cu, Zn, As, Sn, Sb, W. Среди исследованных объектов наиболее подвержены техногенному воздействию донные отложения р.Навершка в промышленной зоне, микрочастицы загрязнены Cd, Sb, Cu, Zn.

5. В результате сопряженной оценки загрязнения компонентов ландшафтов городского бассейна ТММ установлено, что для микрочастиц  $PM_{10}$  системы «снег-дорожная пыль-почвы-

донные отложения» характерен общий парагенезис Cd-Sb-Zn связанный с транспортными и промышленными выбросами, при этом наиболее загрязнены снеговая и дорожная пыль. Доля максимального и очень высокого уровня экологической опасности среди исследованных проб в  $PM_{10}$  снеговой пыли составляет 94%, в частицах  $PM_1$  дорожной пыли – 57%, микрочастицы донных отложений и почв показывают в среднем наиболее низкие уровни опасности, доля очень высоких значений TEF составляет 11% для фракции  $PM_1$  донных отложений и 7% для той же фракции почв.

**Список литературы**

1. Агапкина Г.И., Чиков П.А., Шелепчиков А.А., Бродский Е.С., Фешин Д.Б., Буханько Н.Г., Балашова С.П. Полициклические ароматические углеводороды в почвах г.Москвы. // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почв. — 2007. — № 3. — С. 38–47.
2. Алексеенко, В.А., Алексеенко, А.В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов — Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ. — 2013. — 380 с.
3. Ачкасов А.И., Варава К.В., Самаев С.Б., Башаркевич И.Л., Трефилова Н.Я. Интенсивность и тенденции изменения химического загрязнения почв Москвы // Геоэкологические проблемы Новой Москвы / Отв. ред. А.В. Кошкарёв, Э.А. Лихачева, А.А. Тишков. — М.: Медиа-ПРЕСС. — 2013. — С. 65-69.
4. Бабошкина С.В., Горбачев И.В., Пузанов А.В. Загрязнение тяжелыми металлами почв и растений ландшафтов северо-западного Алтая, подверженных техногенной нагрузке // М.: Современные проблемы загрязнения почв. — 2004. — Т. 1. — С. 57-61.
5. Башкин В.Н. Управление экологическим риском. — М.: Научный мир. — 2005. — 368 с.
6. Безбердая Л.А. Экогеохимия тяжелых металлов, металлоидов и бенз(а)пирена в почвах и дорожной пыли курортных (Алушта, Ялта) и промышленных (Севастополь) городов Крыма: дис. ...канд. геогр. наук. — М.: географ. ф-т МГУ. — 2022. — 189 с.
7. Беликов И.Б., Горбаренко Е.В., Елохов А.С., Еремина И.Д., Иванов В.А., Константинов П.И., Локощенко М.А., Незваль Е.И., Постыляков О.В., Чубарова Н.Е., Шиловцева О.А., Шумский Р.А. Химический состав атмосферных осадков в 2011 году // В книге: Эколого-климатические характеристики атмосферы в 2011 г. по данным метеорологической обсерватории МГУ. под ред. Чубаровой Н.Е. — Москва, МАКС Пресс. — 2012. — ISBN:978-5-317-04010-9. 230с.
8. Беликов И.Б., Горбаренко Е.В., Еремина И.Д., Жданова Е.Ю., Константинов П.И., Корнева И.А., Локощенко М.А., Незваль Е.И., Скороход А.И., Сократов С.А., Чубарова Н.Е., Шиловцева О.А., Полухов А.А., Горлова И.Д., Селиверстов Ю.Г., Гребенников П.Б. Химический состав атмосферных осадков в 2013 г. // В книге: Эколого-климатические характеристики атмосферы в 2013 г. по данным Метеорологической обсерватории МГУ, под редакцией Н.Е. Чубаровой. — МАКС Пресс Москва. — 2014. — ISBN 978-5-317-04763-4, 168 с.

9. Битюкова В.Р., Власов Д.В., Дорохова М.Ф., Касимов Н.С., Кислякова Н.Ю., Кириллов П.Л., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М., Петухова Н.В., Рыжов А.В., Савоскул М.С., Саульская Т.Д., Шартова Н.В. Восток – запад Москвы: пространственный анализ социально-экологических проблем. — М.: Географический факультет МГУ. — 2016. — 70 с.
10. Битюкова В. Пространственная структура ареалов загрязнения от ТЭЦ города Москвы // Экология и промышленность России. — 2021. — № 25(6). — С. 54-60. — doi: 10.18412/1816-0395-2021-6-54-60
11. Богатырев Л.Г., Жилин Н.И., Самсонова В.П., Якушев Н.Л., Кириллова Н.П., Бенедиктова А.И., Земсков Ф.И., Карпухин М.М., Ладонин Д.В., Варганов А.Н., Демин В.В. Многолетний мониторинг снежного покрова в условиях природных и урбанизированных ландшафтов Москвы и Подмосковья // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. — 2018. — № 2. — С. 85-96.
12. Богданов, Н.А., Миколаевская, Е.Л., Морозова, Л.Н., Чуйкова, Л.Ю., Чуйков, Ю.С. Санитарно-гигиеническое состояние территории Астрахани: химическое загрязнение. — Астрахань: Нижневолжский экоцентр. — 2011. — 204 с.
13. Богданов, Н.А. Эколого-гигиеническое состояние городской среды квартала в административном округе Москвы Лефортово // Геоэкологические проблемы Новой Москвы / Отв. ред. А.В. Кошкарев, Э.А. Лихачева, А.А. Тишков. — М.: Медиа-ПРЕСС. — 2013. — С. 54-65.
14. Богданова М.Д., Гаврилова И.П., Герасимова М.И. Элементарные ландшафты как объекты ландшафтно-геохимического картографирования // Vestnik Moskovskogo Unviersiteta, Seriya Geografiya. — 2012. — № 1. — С. 23–29.
15. Большаков В.А., Кахнович З.Н. Тяжелые металлы в почвах района «Ховрино» г. Москвы // Почвоведение. — 2002. — № 1. — С. 121-126.
16. Большой атлас Москвы. — М.: Феория. — 2012. — 1000 с.
17. Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман М.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова. — Л.: Гидрометеиздат. — 1985.
18. Васильчук Ю.К., Буданцева Н.А., Васильчук Дж.Ю., Ерёмина И.Д., Блудушкина Л.Б. Вариации значений  $\delta^{18}\text{O}$  и содержание водорастворимых солей в атмосферных осадках

Москвы в 2014-2016 гг. // Вестник Московского университета. Серия 5. География. — 2021. — №2 — С. 35-43.

19. Власов Д.В. Геохимия тяжёлых металлов и металлоидов в ландшафтах Восточного округа Москвы: дис. ...канд. геогр. наук. — М.: географ. ф-т МГУ. — 2015. — 160 с.
20. Власов Д.В., Кукушкина О.В., Кошелева Н.Е., Касимов Н.С. Уровни и факторы накопления металлов и металлоидов в придорожных почвах, дорожной пыли и их фракции РМ<sub>10</sub> в западном округе Москвы // Почвоведение. — 2022. — № 5. — С.538-555
21. Власов Д.В., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Геохимия дорожной пыли (Восточный округ г. Москвы) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. — 2015. — № 1. — С. 23-33.
22. Водяницкий Ю.Н. Сродство тяжелых металлов и металлоидов к фазам-носителям в почвах // Агрехимия. — 2008. — № 9. — С. 87-94.
23. Водяницкий Ю.Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах. — М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева Россельхозакадемии. — 2009. — 184 с.
24. Водяницкий Ю.Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор) // Почвоведение. — 2013. — № 7. — С. 872–881.
25. Водяницкий Ю. Н. Природные и техногенные соединения тяжелых металлов в почвах // Почвоведение. — 2014. — № 4. — С. 420–432.
26. Водяницкий Ю. Н. Органическое вещество в городских почвах // Почвоведение. — 2015. — № 8. — С. 921–931.
27. Восток — запад Москвы: пространственный анализ социально- экологических проблем / под ред. академика Н.С. Касимова. — М.: Географический факультет МГУ. — 2016 — 70 с.
28. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сает, Б.А. Ревич, Е.П. Янин и др. — М.: Недра. — 1990. — 335 с.
29. Герасимова М.И. География почв России: Учебник. — 2-е изд., перераб. И доп. — М.: Изд-во МГУ, 2007. — 312 с.

30. Гладков Е.А., Евсюков С.В., Шевякова Н.И., Долгих Ю.И., Гладкова О.Н., Глушецкая Л.С. Влияние противогололедных реагентов на газонные травы // Известия Самарского научного центра РАН. — 2016. — №5-1.
31. Глазовская М.А. Геохимические барьеры в почвах: типология, функциональные особенности и экологическое значение // Геохимия ландшафтов и география почв. 100 лет со дня рождения М.А. Глазовской / Под ред. Н.С. Касимова, М.И. Герасимовой. — М.: АПР. — 2012. — С. 26-44.
32. Глазовский Н.Ф., Учватов, В.П. Химический состав пыли некоторых районов ЕТС. — Пущино. — 1981. — 33 с.
33. ГОСТ Р 52398-2005. Национальный стандарт Российской Федерации. Классификация автомобильных дорог. — М. — 2005. — 2с.
34. ГОСТ Р 51256-2011. Разметка дорожная. Классификация. Технические требования. — 2015. — (дата обращения: 20.08.2020)
35. Дабахов М.В., Дабахова Е.В., Титова В.И. Экотоксикология и проблемы нормирования. — Н. Новгород: Изд-во ВВАГС. — 2005. — 165 с.
36. Доклад о состоянии окружающей среды в городе Москве в 2016 году / Под ред. А.О. Кульбачевского. — М.: ДПиООС; НИиПИ ИГСП. — 2017. — 363 с.
37. Доклад о состоянии окружающей среды в городе Москве в 2018 году / Под ред. А.О. Кульбачевского. — М.: ДПиООС. — 2019. — 249 с.
38. Доклады «О состоянии окружающей среды в городе Москве» / с 2007 по 2009 гг. – под ред. Л.А. Бочина; с 2010 по 2016 гг. — под ред. А.О. Кульбачевского. — М.: ДПиООС; НИиПИ ИГСП. — 2008-2017.
39. Еремина И.Д. Химический состав атмосферных осадков в Москве и тенденции его многолетних изменений // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. — 2019. — № 3. — С. 3-10.
40. Еремина И.Д., Григорьев А.В. Кислотность и химический состав снежного покрова в Москве и Подмоскowie за период 1999–2006 гг. // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. — 2010. — № 3. — С. 55-60.
41. Еремина И.Д., Алоян А.Е., Арутюнян В.О., Ларин И.К., Чубарова Н.Е., Ермаков А.Н. Кислотность и минеральный состав осадков в Москве. Влияние противогололедных

- реагентов // Известия Российской академии наук. Физика атмосферы и океана. — 2015. — Т. 51. — № 6. — С. 700-709.
42. Еремина И.Д., Шпигун Л.К., Золотов Ю.А. Проточноинжекционный анализ. Спектрофотометрическое определение сульфат-ионов в атмосферных осадках // Журн. аналит. химии. — 1987. — Т. 42. — № 9. — С. 1631–1635.
43. Еремина И.Д. Мониторинг химического состава атмосферных осадков // Летопись погоды, климата и экологии Москвы. Вып. 2. СПб.: Гидрометеиздат. — 2003. — С. 73–76.
44. Еремина И.Д. Многолетние наблюдения за химическим составом атмосферных осадков в Москве // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. — 2004. — № 2. — С. 21–26.
45. Ермаков А.А., Карпова Е.А., Малышева А.Г., Михайлова Р.И., Рыжкова И.Н. Мониторинг Химического состава загрязнений снегового покрова на территории Московской области // Гигиена и Санитария. 5. — 2014. — С.88-94.
46. Замотаев И.В., Курбатова А.Н., Кудерина Т.М., Шилькрот Г.С. Тяжелые металлы в почвах и водах лесостепных ландшафтов в зоне влияния Курчатовского промышленного ареала // Проблемы региональной экологии. — 2013. — № 4. С. 76-82.
47. Замотаев И.В., Кайданова О.В., Кудерина Т.М., Курбатова А.Н., Сулова С.Б., Шилькрот Г.С. Динамика загрязнения тяжелыми металлами городских ландшафтов Курской области // Геополитика и экогеодинамика регионов. — 2014. — Т. 10. — № 2(13). — С. 322-327.
48. Замотаев И., Иванов И., Михеев П., Белобров В. Оценка состояния почв и растительности в районах размещения свалок и полигонов твердых бытовых отходов (обзор) // Почвоведение. — М.: Наука. — 2018. — № 7. — С. 907-924.
49. Зырин Н. Г. Нормирование содержания тяжелых металлов в системе – почва–растение–удобрение // Химия в сельском хозяйстве. — 1985. — № 5. — С. 45–48.
50. Исследование окружающей среды геохимическими методами. — М.: ИМГРЭ. — 1982. — 103 с.
51. Кабата-Пендиас, А., Пендиас, Х. Микроэлементы в почвах и растениях — М.: Мир. — 1989. — 439 с.

52. Кайгородов Р.В., Тиунова М.И., Дружинина А.В. Загрязняющие вещества в пыли проезжих частей дорог и в древесной растительности придорожных полос городской зоны // Вестник Перм. ун-та. Сер. Биол. — 2009. — Вып. 10 (36). — С. 141-146.
53. Кайданова О.В., Борисочкина Т.И., Сулова С.Б., Замотаев И.В., Тельнова Н.О. Тяжелые металлы в почвах свалки промышленных отходов (Курская область) // Экология урбанизированных территорий. — 2019. — № 3. — С. 41-48.
54. Касимов Н.С., Батоян В.В., Белякова Т.М., Моисеенков О.В., Ю.И.Пиковский, Проскуряков Ю.В. Эколого-геохимические оценки городов // Вестник Московского университета. Серия 5: География. — 1990. — №3. — С. 3-12.
55. Касимов, Н.С., Никифорова, Е.М. Геохимия городов и городских ландшафтов // Экология города / Под ред. А.С. Курбатовой, В.Н. Башкина, Н.С. Касимова. — М.: Научный мир. — 2004. — С. 234-268.
56. Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Власов Д.В., Терская Е.В. Геохимия снежного покрова в Восточном округе Москвы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. — 2012. — № 4. — С. 14-24.
57. Касимов Н.С. Экогеохимия ландшафтов. — М.: ИП Филимонов М.В. — 2013. — 208 с.
58. Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. — М.: АПР. — 2016. — 276 с.
59. Касимов Н.С., Корляков И.Д., Кошелева Н.Е. Распределение и факторы аккумуляции тяжелых металлов и металлоидов в речных донных отложениях на территории г. Улан-Удэ // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. — 2017. — Vol. 25, № 3. — Р. 380-395.
60. Классификация и диагностика почв России. — Смоленск: Ойкумена. — 2004. — 343 с.
61. Константинова Е.Ю. Эколого-геохимическая оценка загрязнения почвенного покрова города Тюмени тяжелыми металлами и полициклическими ароматическими углеводородами. дис. ... канд. геогр. Наук. — Тюмень. — 2020. — 206 с.
62. Корляков И.Д., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Тяжелые металлы и металлоиды в почвенном покрове города Улан-Удэ // Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Прикладная экология. Урбанистика. — 2019. — Т. 35, № 3. — С. 120–137.

63. Корягин Ю. Д., Ильин С. И. Особенности рекристаллизации деформируемых алюминий-магниевого сплава со скандием // Вестник Южно-Уральского государственного университета. Серия: Metallургия. — 2017. — Т. 17, № 1. — С. 65-72.
64. Кошелева Н.Е., Касимов, Н.С., Никифорова, Е.М. Многолетняя динамика и факторы накопления бенз(а)пирена в городских почвах (на примере ВАО Москвы) // Тр. 5-ой Всеросс. конф. «Экологические проблемы промышленных городов», Саратов, 12-14 апреля 2011 г. — Саратов: Изд-во СГТУ. — 2011. — С. 64-69.
65. Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М. Современное эколого-геохимическое состояние почв Москвы // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. — 2011. — № 2. — С. 25–35.
66. Кошелева Н.Е., Кузьминская Н.Ю., Терская Е.В. Засоление и осолонцевание городских почв из-за применения противогололедных реагентов (на примере Западного административного округа Москвы) // Инженерные изыскания. — 2017. — № 6-7. — С. 64–77.
67. Кошелева Н.Е., Дорохова М.Ф., Кузьминская Н.Ю., Рыжов А.В., Касимов Н.С. Влияние автотранспорта на экологическое состояние почв в западном административном округе Москвы // Вестник Московского университета. Серия 5: География. — 2018. — № 2. — С. 16–27.
68. Кошелева Н.Е., Цыхман А.Г. Пространственно-временные тренды и факторы загрязнения почвенного покрова Москвы // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. — 2018. — Т. 26, № 2. — С. 207–236.
69. Крамер Д.А. Оценка антропогенного воздействия на загрязнение донных отложений малых рек на примере г. Москвы: автореф. дис. ... кан. хим. наук. — М.. — 2015. — 17 с.
70. Кривцов В.А., Тобратов С.А., Возорезов А.В., Комаров М.М., Железнова О.С., Соловьева Е.А. Природный потенциал ландшафтов Рязанской области. Рязань: Ряз. гос. ун-т им. С.А. Есенина. — 2011. — 768 с.
71. Кузнецова И.Н., Глазкова А.А., Шалыгина И.Ю., Нахаев М.И., Архангельская А.А., Звягинцев А.М., Семутникова Е.Г., Захарова П.В., Лезина Е.А. Сезонная и суточная изменчивость концентраций взвешенных частиц в приземном воздухе жилых районов // Оптика атмосферы и океана. — 2014. — Т. 27. — № 6. — С. 473-482.

72. Курбатова А.С. Ландшафтно-экологический анализ формирования градостроительных структур. — Москва-Смоленск: Маджента. — 2004. — 398 с.
73. Ладонин Д.В., Пляскина О.В. Изотопный состав свинца в почвах и уличной пыли Юго-Восточного административного округа г. Москвы // Почвоведение. — 2009. — № 1. — С. 106-118.
74. Ладонин Д.В., Карпухин М.М. Фракционный состав соединений никеля, меди, цинка и свинца в почвах, загрязненных оксидами и растворимыми солями металлов // Почвоведение. — М.: Наука. — 2011. — № 8. — С. 953-965.
75. Ладонин Д.В. Формы соединений тяжелых металлов в техногенно-загрязненных почвах: автореф. дис. ... докт. биол. наук. — М.. — 2016. — 42 с.
76. Ладонин Д.В., Низиенко Е.А. Тяжёлые металлы в почвах и дорожной пыли в зоне воздействия Стойло-Лебединского горнодобывающего комплекса // Живые и биокосные системы. — 2017. — №22.
77. Ладонин Д.В., Михайлова А.П. Тяжелые металлы и мышьяк в почвах и уличной пыли Юго-Восточного административного округа: результаты многолетних исследований // Почвоведение. — М.: Наука. — 2020. — № 11. — С. 1401-1411.
78. Ладонина Н.Н., Ладонин Д.В., Наумов Е.М., Большаков В.А. Загрязнение тяжелыми металлами почв и травянистой растительности юго-восточного округа г. Москвы // Почвоведение. — 1999. — № 7. — С. 885-893.
79. Лепнева О.М., Обухов А.И. Тяжелые металлы в почвах и растениях территории Московского государственного университета // Вестник Моск. унта. Сер. 17, почв. — 1987. — № 1. — С. 36-43.
80. Лепнева О.М., Обухов А.И. Экологические последствия влияния урбанизации на состояние почв Москвы // Экология и охрана природы Москвы и Московского региона: Сб. науч. тр. / Под ред. В.А. Садовниченко, С.А. Ушакова. — М.: Изд-во МГУ. — 1990. — С. 63-69.
81. Линник, В.Г. Автоматизация построения карт для мониторинга окружающей среды (на примере геохимических карт Московской области): дис. ... канд. геогр. наук. — М., 1985. — 185 с.
82. Линник В.Г., Хорошавин В.Ю., Пологрудова О.А. Деграция природных ландшафтов и химическое загрязнение в ближней зоне влияния Карабашского медеплавильного

- комбината // Вестник Тюменского государственного университета. — 2013. — Т. 4. — С. 105-114.
83. Луценко Е.И., Станис, Е.В., Булдович С.Н. Основные черты эколого-геохимического состояния почв ландшафтного заказника "Теплый Стан" // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. — 2015. — № 2. — С. 47-53.
84. Лычагин М. Ю. Химический состав атмосферных осадков на территории СССР // Ландшафтно-геохимическое районирование и охрана среды. — Т. 120 из Вопросы географии. — Мысль Москва. — 1983. — С. 183–187.
85. Лычагин М.Ю., Исаченкова Л.Б. О методике гидрохимического опробования снежного покрова // Вестник Московского университета. Серия 5. География. — 1987.— №5 — 99 с.
86. Макаров А.О. Оценка экологического состояния почв некоторых железнодорожных объектов ЦАО г.Москвы. дис. ... канд. биол. Наук. — Москва. — 2014. — 292 с.
87. Макаров В.Н., Торговкин Н.В. Геохимия взвешенных веществ в зимней атмосфере Якутска (по снежному покрову) // Оптика атмосферы и океана. — 2021. — Т. 34. — № 10. — С. 765-768.
88. Мартыненко И.А., Прокофьева Т.В., Строганова М.Н. Состав и строение почвенного покрова лесных, лесопарковых и парковых территорий г. Москвы // Лесные экосистемы и урбанизация. — М.: Товарищество научных изданий КМК. — 2008. — С. 69-90.
89. Методические рекомендации по геохимической оценке источников загрязнения окружающей среды / Ю.Е. Саэт, И.Л. Башаркевич, Б.А. Ревич. — М.: ИМГРЭ. — 1982. — 66 с.
90. 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.
91. Миронов А., Евгеньев И. Автомобильные дороги и охрана окружающей среды. — Томск: Изд-во Том. Ун-та. — 1986. — 284 с.
92. Моисеенков, О.В. Эколого-геохимический анализ промышленного города (на примере г. Тольятти): дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.01 — М.. — 1989. — 243 с.

93. Москва: Геология и город / Гл. ред. В.И. Осипов, О.П. Медведев. М.: АО «Московские учебники и Картолитография». — 1997. — 400 с.
94. Московченко Д.В., Пожитков Р.Ю., Тигеев А.А. Оценка содержания металлов и металлоидов в снежном покрове на участках нефтедобычи Среднего Приобья. // Лёд и Снег. — 2022. — №62(4). — С.551-563. <https://doi.org/10.31857/S2076673422040151>
95. Набелкина К.С., Кошелева Н.Е. Свойства и состав дорожной пыли на территориях Москвы с разным антропогенным воздействием (на примере ЮВАО и ЗАО) // Материалы XII международного симпозиума проблемы экоинформатики Доклады Московского научно-технического общества радиотехники, электроники и связи имени А.С. Попова. Под редакцией Мкртчяна Ф.А. — 2018. — С. 222-228.
96. Негроров О.П., Астанин И.К., Стародубцев В.С. Снежный покров как индикатор состояния атмосферного воздуха в системе социально-гигиенического мониторинга // Вестн. ВГУ. Сер. Химия. Биология. Фармация. — 2005. — № 2. — С. 149–153.
97. Никифорова Е.М. Свинец в ландшафтах придорожных экосистем // Сборник "Техногенные потоки веществ в ландшафтах и состояние экосистем". — М.: Наука. — 1981. — С. 220-230.
98. Никифорова Е.М., Кошелева, Н.Е. Динамика загрязнения городских почв свинцом (на примере Восточного округа Москвы) // Почвоведение. — 2007. — № 8. — С. 984-997.
99. Никифорова Е.М., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Новикова О.В. Пространственновременные тренды загрязнения городских почв и растений соединениями свинца (на примере Восточного округа Москвы) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. — 2010. — № 1. — С. 11-20.
100. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Касимов Н.С. Оценка загрязнения тяжелыми металлами почв Восточного округа г. Москвы (по данным 1989-2010 гг.) // Инженерная геология. — 2011. — № 3. — С. 34-45.
101. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Власов Д.В. Мониторинг засоления снега и почв Восточного округа Москвы противогололедными смесями // Фундаментальные исследования. — 2014. — № 11-2. — С. 340-347.
102. Никифорова Е.М., Лазукова Г.Г. Геохимическая оценка загрязнения тяжелыми металлами почв и растений городских экосистем Перовского района Москвы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. — 1991. — № 3. — С. 44-53.

103. Никифорова Е.М., Лазукова Г.Г. Москва. Перовский район (машиностроение). Равнинные ландшафты // Экогеохимия городских ландшафтов. — М.: Изд-во Моск. унта. — 1995. — С. 57-90.
104. Обухов А.И., Бабьева И.П., Гринь А.В. Научные основы разработки ПДК тяжёлых металлов в почвах // Тяжёлые металлы в окружающей среде. — М.: Изд-во МГУ. — 1980. — С. 20-28.
105. Обухов А.И., Лепнева О.М. Состояние свинца в системе почва-растение в зонах влияния автомагистралей // Свинец в окружающей среде. — М.: Наука. — 1987.
106. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. — М.: Астрейя-2000. — 1999. — 768 с.
107. Пляскина О.В., Ладонин Д.В. Загрязнение городских почв тяжелыми металлами // Почвоведение. — 2009. — № 7. — С. 877-885.
108. Полякова Г.А., Гутников В.А. Парки Москвы: экология и флористическая характеристика. М.: ГЕОС. — 2000. — 406 с.
109. Побынов Б.Б. Избранные труды. — М.: Из-во АН СССР. — 1956. — 751 с.
110. Попутников В.О. Тенденции трансформации автоморфных почв территорий городских парков и прилегающих жилых кварталов. дис. ... канд. биол. наук. — Москва. — 2011. — 161 с.
111. Постановление Правительства Москвы от 10 сентября 2002 года N 743-ПП «Об утверждении правил создания, содержания и охраны зеленых насаждений и природных сообществ города Москвы. — 01.03.2023.
112. Прикладная геохимия. Вып. 6. Экологическая геохимия Москвы и Подмосковья / Гл. ред. Э.К. Буренков, А.А. Кременецкий. — М.: ИМГРЭ. — 2004. — 326 с.
113. Прожорина Т.И., Беспалова Е.В., Якунина Н.И. Оценка состояния снежного покрова г.Воронежа по данным химического анализа талой снеговой воды // Принципы экологии. — 2014. — №1. — С.53-58.
114. Прожорина Т.И., Якунина Н.И. Оценка загрязнения Атмосферного воздуха г.Воронежа по состоянию снежного покрова // Астраханский вестник экологического образования. — 2014. — №1 (27). — С.111-114.

115. Прокофьева, Т.В., Строганова, М.Н. Почвы Москвы (почвы в городской среде, их особенности и экологическое значение). — М.: ГЕОС. — 2004. — 60 с.
116. Прокофьева Т.В., Попутников В.О. Антропогенная трансформация почв парка «Покровское-Стрешнево» (Москва) и прилегающих жилых кварталов // Почвоведение. — 2010. — № 6. — С. 748-758.
117. Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С., Бахматова К.А., Гольева А.А., Горбов С.Н., Жарикова Е.А., Матинян Н.Н., Наквасина Е.Н., Сивцева Н.Е. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение. — 2014. — № 10. — С. 1155-1164.
118. Прокофьева Т.В., Мартыненко И.А., Иванников Ф.А. Систематика почв и почвообразующих пород Москвы и возможность их включения в общую классификацию // Почвоведение. — 2011. — № 5. — С. 611-623.
119. Прокофьева Т.В., Шишков В.А., Кирюшин А.В., Калущин И.Ю. Свойства твердых (пылеаэрозольных) выпадений придорожных территорий г. Москвы // Известия РАН. Сер. Геогр. — 2015. — № 3. — С. 107-120.
120. Ревич Б.А. Мелкодисперсные взвешенные частицы в атмосферном воздухе и их воздействие на здоровье жителей мегаполисов // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. — 2018. — Т. 29. — №3. — С. 53-78.
121. Рекомендации по технологии уборке проезжей части городских дорог с применением средств комплексной механизации. — М.: ОНТИ АКХ. — 1990.
122. Розанова М.С., Прокофьева Т.В., Лысак Л.В., Рахлеева А.А. Органическое вещество почв Ботанического сада МГУ им. М.В.Ломоносова на Ленинских Горах // Почвоведение. — 2016. — № 9. — С. 1079–1092.
123. Романовская А.Ю., Савин И.Ю. Аэрозольная пыль почвенного происхождения в атмосфере: источники, количество, свойства (обзор) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. — 2021. — Вып. 109. — С. 36-95. — doi: 10.19047/0136-1694-2021-109-36-95
124. Рыжов А.В., Касимов Н.С., Власов Д.В. Геохимия дорожной пыли (Западный округ Москвы) // Геохимия ландшафтов (к 100-летию А.И. Перельмана). Доклады Всероссийской научной конференции. — М.: Изд-во Моск. ун-та. — 2016.— С. 464-467.

125. Савич В.И., Парахин Н.В., Сычев В.Г., Степанова Л.П., Лобков В.Т., Амергужин Х.А., Щербаков А.Ю., Романчик Е.А. Почвенная экология. — Орел: Изд-во Орел ГАУ. — 2002. — 546 с.
126. Саэт Ю.Е., Ревич Б.А. Эколого-геохимические подходы к разработке критериев нормативной оценки состояния городской среды // Известия АН СССР, сер. геогр. — 1988. — № 4. — С. 37-46.
127. Саэт Ю.Е., Смирнова Р.С. Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях // Вопросы географии. Сб. 120. — М.: Мысль. — 1983. — С. 45-55.
128. Самонова О.А., Касимов Н.С., Асеева Е.Н. Подвижные формы металлов в почвах эрозионных форм в юго-восточной части Смоленско-Московской возвышенности // Вестник Московского университета. Серия 5. География. — 2011. — №. 6. — С. 67-75.
129. Самонова О.А., Асеева Е.Н., Касимов Н.С. Распределение металлов по гранулометрическим фракциям в балочной почвенно-геохимической системе (Юго-Восточная часть Смоленско-Московской возвышенности) // Вестник Московского университета. Серия 5. География. — 2018. — №. 6. — С. 34-46
130. Селезнев А.А. Тяжелые металлы в поверхностном грязевом осадке города Екатеринбурга // Известия УГГУ. — 2018. — Вып. 49. — С. 46-54.
131. Селезнев А.А., Климшин А.В. Тяжелые металлы в грунтах на территории г. Екатеринбурга // Известия УГГУ. — 2020. — Вып. 57. — С. 96-104.
132. Середа Л.О. Геоэкологическая оценка техногенного загрязнения почвенного покрова города Воронежа: дис. ... канд. геогр. Наук. — Воронеж. — 2017. — 209 с.
133. Систер В.Г., Корецкий В.Е. Инженерно-экологическая защита водной системы северного мегаполиса в зимний период. М.: Центр МГУИЭ. — 2004. — 159 с.
134. Соколов Л.С., Астрахан Е.Д. Загрязнение территории Москвы металлами // Природа. — 1993. — № 7. — С. 68-73.
135. Сорокина Е.П., Кулачкова О.Г., Онищенко Т.Л. Сравнительный геохимический анализ воздействия на окружающую среду промышленных предприятий различного типа // Методы изучения техногенных геохимических аномалий. — М.: ИМГРЭ. — 1984. — С. 9-20.

136. Сорокина О.И. Тяжелые металлы в ландшафтах г. Улан-Батора: дис. ... канд. геогр. наук: 25.00.23 — М. — 2013. — 144 с.
137. СП 42.13330.2011: Градостроительство. Планировка и застройка городских и сельских поселений. Актуализированная редакция СНиП 2.07.01-89. — утв. Приказом Минрегиона РФ от 28.12.2010 N 820. — 2011. — 86 с.
138. Стульцев Ю.К. Эколого-геохимическая оценка территории республики Мордовия: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 25.00.23 — М. — 2002. — 20 с.
139. Таловская А.В. Экогеохимия атмосферных аэрозолей на урбанизированных территориях юга Сибири (по данным изучения состава нерастворимого осадка снегового покрова). дис... д-ра геол.-минер наук: 25.00.36. — Томск — 2022. — 373 с.
140. Тишкина, Э.В., Парамонова, Т.А., Краснов, С.Ф., Толстихин, Д.О. Оценка современного уровня загрязнения почв природного парка Воробьевы горы приоритетными экотоксикантами // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почв. — 2010. — № 1. — С. 43-51.
141. Федорова А.И., Шунелько Е.В. Загрязнение поверхностных горизонтов почв г. Воронежа тяжелыми металлами // Вестник ВГУ, Серия: География и геоэкология. — 2003. — № 1. — С. 74-82.
142. Флора Москвы. Под общей ред. В.С. Новикова. — М.: Голден-Би, 2007. — 512 с.
143. Фонова С.И. Научно-методический аппарат оценки геоэкологического риска загрязнения тяжелыми металлами в зоне автодорог первой категории: дис. ... к.г.н. — Воронеж. — 2017. — 135 с.
144. Фурсов В.З. Виды нахождения ртути в горных породах, ореолах месторождений и на участках антропогенного загрязнения // Экологогеохимические проблемы ртути (сборник научных статей). — М.: ИМГРЭ. — 2000. — С. 109-124.
145. Хайрулина Е. А., Тимофеев И. В., Кошелева Н. Е. Потенциально токсичные элементы в почвах индустриального района г. Перми // Географический вестник Пермского государственного национального исследовательского университета. — 2019. — Т. 49, № 2. — С. 80–100.
146. Шкинев В.М., Линник В.Г., Дину М.И., Данилова Т.В., Иваницкая Н.В. Методические аспекты изучения распределения химических элементов между

- почвенными микро и наночастицами // Вестник Тюменского государственного университета. — 2012. — Т. 12. — С. 109-118.
147. Шумилова М.А., Саидуллина О.В., Петров В.Г. Исследование загрязненности снежного покрова на примере города Ижевска // Вестник Удмуртского университета. 2. — 2012. — С. 83-89.
148. Экологические функции городских почв. Отв.ред. А.С. Курбатова, В.Н. Башкин. — М. - Смоленск: Маджента. — 2004. — 232 с.
149. Экологический атлас Москвы. – М.:Изд-во «АБФ/АВФ», 2000. – 96 с.
150. Эколого-геохимическая оценка состояния окружающей среды г. Саранска / Э.К. Буренков, Е.П. Янин, С.А. Кижаккин, Л.И. Кашина и др. — М.: ИМГРЭ. — 1993. — 115 с.
151. Экогеохимия городских ландшафтов. Под. ред. Н.С. Касимова. — М.: Изд-во Моск. унта. — 1995. — 336 с.
152. Юмвихозе Э. Эколого-биологическая оценка использования осадков сточных вод в качестве удобрения: дис. ... к. б. н. — М.: МГУ. — 1999. — 136 с.
153. Янин Е.П. Ртуть в окружающей среде промышленного города. — М.: ИМГРЭ. — 1992. — 169 с.
154. Янин Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). — М.: НП «АРСО», 2018. — 415 с.
155. Янченко Н.И. Особенности изменения величины рН и электропроводности снежного покрова в Братске. // Известия Томского политехнического университета. Химия и химические технологии. — 2014. — Т.325. — №3. — С.23-30.
156. Яшин И.М., Когут Л.П., Прохоров И.С., Васенев И.И. Экологическое состояние почв в условиях полевых и лесопарковых экосистем московского мегаполиса // Агрохимический вестник. — 2014. — Т. 2. — С. 17–21.
157. Abbasi G., Li L., Breivik K. Global Historical Stocks and Emissions of PBDEs // Environmental Science & Technology. — 2019. — Vol. 53(11). — P. 6330-6340.
158. Achad M., Caumo S., Vasconcellos P.D.C., Bajano H., Gomez D., Smichowski P. Chemical markers of biomass burning: Determination of levoglucosan, and potassium in size-classified atmospheric aerosols collected in Buenos Aires, Argentina by different analytical

- techniques // *Microchemical Journal*. — 2018. — Vol. 139. — P. 181-187. — doi: 10.1016/j.microc.2018.02.016
159. Acosta J.A., Faz, A., Kalbitz K., Jansen B., Martinez-Martinez S. Heavy metal concentrations in particle size fractions from street dust of Murcia (Spain) as the basis for risk assessment // *Journal of Environmental Monitoring*. — 2011. — Vol. 13. — P. 3087-3096.
160. Acosta J.A., Jansen B., Kalbitz K., Faz A., Martinez-Martinez S. Salinity increases mobility of heavy metals in soils // *Chemosphere*. — 2011. — Vol. 85. — P. 1318-1324. — doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.07.046
161. Adachi K., Tainosho Y. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust // *Environment International*. — 2004. — Vol. 30. — P. 1009–1017.
162. Adamiec E., Wieszała R., Strzebońska M., Jarosz-Krzemińska E. An attempt to identify traffic related elements in snow // *Geology, Geophysics & Environment*. — 2013. — Vol. 39. — No. 4. — P. 317–329. — doi: 10.7494/geol.2013.39.4.317
163. Adamiec E., Jarosz-Krzemińska E., Wieszała R. Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts // *Environmental Monitoring and Assessment*. — 2016. — Vol. 188. — Article ID: 369. — doi: 10.1007/s10661-016-5377-1
164. Adewumi A.J. Heavy Metals in Soils and Road Dust in Akure City, Southwest Nigeria: Pollution, Sources, and Ecological and Health Risks // *Exposure and Health*. — 2022. Vol. 14. — P.375–392. <https://doi.org/10.1007/s12403-021-00456-y>
165. *Aerosol chemical processes in the environment* / Ed. by K.R. Spurny. — Boca Raton: CRC Press. — 2000. — 600 p.
166. Ajmone-Marsan F., Biasioli M., Kralj T., Grčman H., Davidson C.M., Hursthouse A.S., Madrid L., Rodrigues S. Metals in particle-size fractions of the soils of five European cities // *Environmental Pollution*. — 2008. — Vol. 152. — P. 73-81.
167. Ahilan, S., Guan, M., Sleigh, A., Wright, N., Chang, H.. The influence of floodplain restoration on flow and sediment dynamics in an urban river // *Journal of Flood Risk Management*. —2018. —Vol.11. — P.S986-S1001. — doi: 10.1111/jfr3.12251
168. Ahmed F., Ishiga H. Trace metal concentrations in street dusts of Dhaka city, Bangladesh // *Atmospheric Environment*. — 2006. — Vol. 40. — P. 3835-3844.

169. Ahmed T.M., Bergvall C., Westerholm R. Emissions of particulate associated oxygenated and native polycyclic aromatic hydrocarbons from vehicles powered by ethanol/gasoline fuel blends // *Fuel*. — 2018. — Vol. 214. — P. 381-385. — doi: 10.1016/j.fuel.2017.11.059
170. Air Quality Expert Group. Non-Exhaust Emissions from Road Traffic. Prepared for: Department for Environment, Food and Rural Affairs; Scottish Government; Welsh Government; and Department of the Environment in Northern Ireland. — 2019. — <http://uk-air.defra.gov.uk>. — 93 p
171. Al-Khashman O.A. Determination of metal accumulation in deposited street dusts in Amman, Jordan // *Environmental Geochemistry and Health*. — 2007. — Vol. 29. — P. 1-10.
172. Alastuey, A., Querol, X., Aas, W., Lucarelli, F., Pérez, N., Moreno, T., Cavalli, F., Areskoug, H., Balan, V., Catrambone, M., Ceburnis, D., Cerro, J. C., Conil, S., Gevorgyan, L., Hueglin, C., Imre, K., Jaffrezo, J.-L., Leeson, S. R., Mihalopoulos, N., Mitosinkova, M., O'Dowd, C. D., Pey, J., Putaud, J.-P., Riffault, V., Ripoll, A., Sciare, J., Sellegri, K., Spindler, G., and Yttri, K. E.: Geochemistry of PM<sub>10</sub> over Europe during the EMEP intensive measurement periods in summer 2012 and winter 2013 // *Atmos. Chem. Phys.* — 2016. — Vol.16. — P. 6107–6129. — <https://doi.org/10.5194/acp-16-6107-2016>, 2016.
173. Albanese S., Sadheghi M., Lima A., Cicchella D., Dinelli E., Valera P., Falconi M., Demetriades A., Benedetto D.V., et al. GEMAS: Cobalt, Cr, Cu and Ni distribution in agricultural and grazing land soil of Europe // *Journal of Geochemical Exploration* — 2015. — doi: 10.1016/j.gexplo.2015.01.004
174. Ali M.U., Liu G., Yousaf B., Abbas Q., Ullah H., Munir M.A.M., Fu B. Pollution characteristics and human health risks of potentially (eco)toxic elements (PTEs) in road dust from metropolitan area of Hefei, China // *Chemosphere*. — 2017. — Vol. 181. — P. 111–121. — doi:10.1016/j.chemosphere.2017.04.061
175. Ali M.U., Liu G., Yousaf B., Ullah H., Abbas Q., Munir M.A.M., Irshad S. Biomonitoring and health risks assessment of trace elements in various age- and gender-groups exposed to road dust in habitable urban-industrial areas of Hefei, China // *Environmental Pollution*. — 2018. — doi:10.1016/j.envpol.2018.10.084
176. Alloway B.J. Cadmium. In: Alloway B.J., Ed., *Heavy Metals in Soils*, Blackie and Son Ltd., Glasgow. — 1990. — P. 100-124.

177. Almeida S.M., Pio C.A., Freitas M.C., Reis M.A., Trancoso M.A. Source apportionment of fine and coarse particulate matter in a sub-urban area at the Western European Coast // *Atmospheric Environment*. — 2005. — Vol. 39. — P. 3127-3138. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2005.01.048
178. Al-Momani I.F. Trace elements in atmospheric precipitation at Northern Jordan measured by ICP-MS: acidity and possible sources // *Atmospheric Environment*. — 2003. — Vol. 37. — P. 4507-4515. — doi: 10.1016/S1352-2310(03)00562-4
179. Alves C.A., Barbosa C., Rocha S., Calvo A., Nunes T., Cerqueira M., Pio C., Karanasiou A., Querol X. Elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in exhaust particles emitted by light-duty vehicles // *Environmental Science and Pollution Research*. — 2015. — Vol. 22. — P. 11526-11542. — doi: 10.1007/s11356-015-4394-x
180. Alves C.A., Vicente E.D., Vicente A.M.P., Rienda I.C., Tomé M., Querol X., Amato F. Loadings, chemical patterns and risks of inhalable road dust particles in an Atlantic city in the north of Portugal // *Science of The Total Environment*. — 2020. — doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139596
181. Amato F., Pandolfi M., Viana M., Querol X., Alastuey A., Moreno T. Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment // *Atmospheric Environment*. — 2009. — Vol. 43. — P. 1650-1659.
182. Amato F., Pandolfi M., Moreno T., Furger M., Pey J., Alastuey A., Bukowiecki N., Prevot A.S.H., Baltensperger U., Querol X. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities // *Atmospheric Environment*. — 2011. — Vol. 45. — P. 6777-6787. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.06.003
183. Arnous, M.O., Hassan, M.A.A. Heavy metals risk assessment in water and bottom sediments of the eastern part of Lake Manzala, Egypt, based on remote sensing and GIS // *Arab J Geosci*. — 2015. — Vol.8. — P.7899–7918. — <https://doi.org/10.1007/s12517-014-1763-6>
184. Apeageyi E., Bank M.S., Spengler J.D. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts // *Atmospheric Environment*. — 2011. — Vol. 45. — P. 2310-2323. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2010.11.015
185. Arimoto R., Ray B., Lewis N., Tomza U., Duce R. Mass-particle size distributions of atmospheric dust and the dry deposition of dust to the remote ocean // *Papers on Atmospheric Chemistry*. — 1997. — Vol. 102. — P. 15867-15874.

186. Bencharif-Madani F., Ali-Khodja H., Kemmouche A., Terrouche A., Lokorai K., Naidja L., Bouziane M. Mass concentrations, seasonal variations, chemical compositions and element sources of PM<sub>10</sub> at an urban site in Constantine, northeast Algeria // *Journal of Geochemical Exploration*. — 2019. — Vol. 206. — Article ID: 106356. — doi: 10.1016/j.gexplo.2019.106356
187. Berhanu M., Bruen M., Higgins N., Johnston P. Highway runoff quality in Ireland. *Journal of Environmental Monitoring*. — 2007. — Vol. 9. — Issue 4. — P. 366–371.
188. Birke M., Reimann C., Rauch U., Ladenberger A., Demetriades A., Jahne-Klingberg F., Oorts K., Gosar M., Dinelli E., Halamirc J., GEMAS: Cadmium distribution and its sources in agricultural and grazing land soil of Europe — Original data versus clr-transformed data // *Journal of Geochemical Exploration* — 2016. — doi: 10.1016/j.gexplo.2016.11.007
189. Borsato A., Johnston V.E., Frisia S., Miorandi R., Corradini F. Temperature and altitudinal influence on karst dripwater chemistry: Implications for regional-scale palaeoclimate reconstructions from speleothems // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. — 2016. — Vol. 177. — P. 275-297. — doi: 10.1016/j.gca.2015.11.043
190. Cadle S.H., Mulawa P.A., Hunsanger E.C., Nelson K., Ragazzi R.A., Barrett R., Snow R. Composition of Light-Duty Motor Vehicle Exhaust Particulate Matter in the Denver, Colorado Area // *Environmental Science & Technology*. — 1999. — Vol. 14. — P. 2328–2339. — doi: 10.1021/es9810843
191. Cal-Prieto M.J., Carlosena A., Andrade J.M., Martínez M.L., Muniategui S., López-Mahía P., Prada D. Antimony as a Tracer of the Anthropogenic Influence on Soils and Estuarine Sediments // *Water, Air, and Soil Pollution*. — 2001. — Vol. 129. — P. 333–348. — doi: 10.1023/a:1010360518054
192. Cai L., Wang Q., Wen H., Luo J., Wang. S. Heavy metals in agricultural soils from a typical township in Guangdong Province, China: Occurrences and spatial distribution // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. — 2019. — Vol. 168. — P. 184-191.
193. Candeias, C.; Vicente, E.; Tomé, M.; Rocha, F.; Ávila, P.; Célia, A. Geochemical, Mineralogical and Morphological Characterisation of Road Dust and Associated Health Risks // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. — 2020. — Vol. 17. — Article ID:1563. — <https://doi.org/10.3390/ijerph17051563>

194. Carling G.T., Fernandez D.P., Johnson W.P. Dust-mediated loading of trace and major elements to Wasatch Mountain snowpack // *Science of the Total Environment*. — 2012. — Vol. 432. — P. 65–77. — doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.05.077
195. Casotti Rienda I., Alves C.A., Nunes T., Soares, M., Amato, F., Sánchez de la Campa A., Kováts N., Hubai K., Teke G. PM<sub>10</sub> Resuspension of Road Dust in Different Types of Parking Lots: Emissions, Chemical Characterisation and Ecotoxicity // *Atmosphere*. — 2023. — Vol. 14, 305. — doi: <https://doi.org/10.3390/atmos14020305>
196. Chabukdhara M., Munjal A., Nema A.K., Gupta S.K., Kaushal R.K. Heavy metal contamination in vegetables grown around peri-urban and urban-industrial clusters in Ghaziabad, India // *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. — 2015. — Vol. 22(3). — P. 736–752. — doi:10.1080/10807039.2015.110572
197. Charlesworth S.M., Lees J.A. The distribution of heavy metals in deposited urban dusts and sediments, Coventry, England // *Environmental Geochemistry and Health*. — 1999. — Vol. 21. — P. 97-115.
198. Charola A.E., Rousset B., Bläuer C. Deicing salts: an overview // In: Laue, Steffen (eds.): *Proceedings of SWBSS 2017. Fourth International Conference on Salt Weathering of Buildings and Stone Sculptures*, University of Applied Sciences Potsdam, Germany, 20-22 September 2017. Verlag der Fachhochschule Potsdam. — 2017. — P. 16-23. — doi: 10.5165/hawk-hhg/316
199. Chen G., Li S., Zhang Y., Zhang W., Li D., Wei X., He Y., Bell L.M., Williams B.G., Marks G., Jalaludin B., Abramson J.M., Guo Y. Effects of ambient PM<sub>1</sub> air pollution on daily emergency hospital visits in China: an epidemiological study // *Lancet Planet Health*. — 2017. — Vol. 6. — P. 221-229. — doi: 10.1016/S2542-5196(17)30100-6
200. Chen J., Wang W., Liu H., Ren L. Determination of road dust loadings and chemical characteristics using resuspension // *Environmental Monitoring and Assessment*. — 2012. — Vol. 184. — P. 1693-1709.
201. Chen L., Zhi X., Shen Z., Dai Y., Aini G. Comparison between snowmelt-runoff and rainfall-runoff nonpoint source pollution in a typical urban catchment in Beijing, China // *Environmental Science and Pollution Research*. — 2018. — Vol. 25. — P. 2377-2388. — doi:10.1007/s11356-017-0576-z
202. Chen T-B., Zheng Y-M., Lei M., Huang Z-C., Wu H-T., Chen H., Fan K-K., Yu K., Wu X., Tian Q-Z. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing,

- China // *Chemosphere*. — 2005. — Vol. 60. — P. 542-551. — doi:  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.12.072>
203. Chen, Z., Li, Z., Xu, L., Zhou X., Zhang X., Wang, F., Luo, Y. Gaseous and Particulate Pollution in the Wu-Chang-Shi Urban Agglomeration on the Northern Slope of Tianshan Mountains from 2017 to 2021 // *Atmosphere*. — 2023. — Vol. 14, 91. — doi:  
<https://doi.org/10.3390/atmos14010091>
204. Chen, L., Liu, M., Bi, N., Yang, Y., Wu, X., Fan, D., Wang, H. Variability of heavy metal transport during the water–sediment regulation period of the Yellow River in 2018// *Science of The Total Environment*. — 2021. — Vol. 798. — Article ID: 149061. —  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149061>.
205. Cheng X., Huang Y., Zhang S-P., Ni S-J., Long Z-J. Characteristics, sources, and health risk assessment of trace elements in PM<sub>10</sub> at an urban site in Chengdu, Southwest China // *Aerosol Air Qual Res*. — 2018. — Vol. 18. — P. 357–370. — doi:  
<https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.03.0112>
206. Chiang H.L., Lai Y.M., Chang S.Y. Pollutant constituents of exhaust emitted from light-duty diesel vehicles // *Atmospheric Environment*. — 2012. — Vol. 47. — P. 399–406. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.10.045
207. Christoforidis A., Stamatis N. Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala’s region, Greece. *Geoderma*. — 2009. — Vol. 151. — P. 257–263.
208. Cross E.S., Sappok A., Fortner E.C., Hunter J.F., Jayne J.T., Brooks W.A., Onasch T.B., Wong V.W., Trimborn A., Worsnop D.R., Kroll J.H. Real-time measurements of engine-out trace elements: application of a novel soot particle aerosol mass spectrometer for emissions characterization // *Journal of Engineering for Gas Turbines and Power*. — 2012. — Vol. 134. Article ID: 072801. — doi: 10.1115/1.4005992
209. Cui X., Wang X., Liu B. The characteristics of heavy metal pollution in surface dust in Tangshan, a heavily industrialized city in North China, and an assessment of associated health risks // *Journal of Geochemical Exploration*. — 2019. — doi:10.1016/j.gexplo.2019.106432
210. Deng, Wenbo; Liu, Wenjuan; Li, Xuxiang; Yang, Yonggang. Source apportionment of and potential health risks posed by trace elements in agricultural soils: A case study of the Guanzhong Plain, northwest China // *Chemosphere*. — 2020. — Article ID:127317. — doi:10.1016/j.chemosphere.2020.127317

211. Dinu M., Moiseenko T., Baranov D. Snowpack as indicators of atmospheric pollution: the Valday upland // *Atmosphere*. — 2020. — Vol. 11. — Article ID: 462. — doi: 10.3390/atmos11050462
212. Dockery D., Pope A. Particles in our air. – Concentration and Health effects. // Ed. R. Wilson, J. Spengler-Boston. – Harvard University Press, Boston. – 1996. – P. 123-148.
213. Dryabzhinskiy O., Zubkova V., Lebedeva M. The chemical composition of snow as a component of the environment in the South-Western administrative district of Moscow // 25th International Scientific Conference on Economic and Social Development – XVII International Social Congress (ISC-2017), Moscow, 30-31 October 2017. Moscow: Varazdin Development and Entrepreneurship Agency (VADEA). — 2017. — P. 58-68.
214. Duan J., Tan J. Atmospheric heavy metals and arsenic in China: Situation, sources and control policies // *Atmos Environ*. — 2013. — Vol. 74. — P. 93–101.
215. Duong T.T.T., Lee B.K. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics // *Journal of Environment Management*. — 2011. — Vol. 92. — P. 554-562.
216. DUST 2014: Book of abstracts. International conference on atmospheric dust. Catellaneta-Marina (Taranto), Italy. 1–6 June, 2014 [Электронный ресурс] // Catellaneta-Marina. — 2014. — Режим доступа: <http://www.dust2014.org/download/BoA.pdf> (дата обращения 20.08.2020).
217. Elansky N.F., Ponomarev N.A., Verevkin Y.M. Air quality and pollutant emissions in the Moscow megacity in 2005–2014 // *Atmospheric Environment*. — 2018. — Vol. 175. — P. 54-64. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2017.11.057
218. Elansky N.F., Shilkin A.V., Ponomarev N.A., Semutnikova E.G., Zakharova P.V. Weekly patterns and weekend effects of air pollution in the Moscow megacity // *Atmospheric Environment*. — 2020. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.117303
219. Engelhard C., De Toffol S., Lek I., Rauch W., Dallinger R. Environmental impacts of urban snow management – The alpine case study of Innsbruck // *Science of the Total Environment*. — 2007. — Vol. 382. Iss. 2-3. — P. 286-294. — doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.04.008
220. Eremina I., Vasil'chuk J. Temporal variations in chemical composition of snow cover in Moscow // *Geography, Environment, Sustainability*. — 2019. — Vol. 12, no. 4. — P. 148–158.

221. Erina O., Sokolov D., Tereshina M., Vasil'chuk J, Kasimov N. Seasonal dynamics of nutrients and organic matter in urban stream // E3S Web of Conferences. — Vol. 163 — 2020. — P. 03004.
222. Ermakov A., Karpova E., Malysheva A., Mikhaylova R., Ryzhova I. Monitoring of the chemical composition of snow cover pollution in the Moscow region // *Gigiena i Sanitariia*. — 2014. — Vol. 5. — P. 88-94.
223. Ermakov A., Karpova E., Malysheva A., Mikhaylova R., Ryzhova I. Monitoring of the content of heavy metals and elements in the snow cover in agricultural soils at the territory of the Moscow region // *Gigiena i Sanitariia*. — 2015. — Vol. 94(5). — P. 31-36.
224. Ermolin M., Fedotov P. Separation and characterization of environmental nano- and submicron particles // *Reviews in Analytical Chemistry*. — 2016. — Vol. 35. — № 4. — P. 185–199.
225. Ermolin M., Fedotov P., Ivaneev A., Karandashev V., Fedyunina N., Burmistrov A. A contribution of nanoscale particles of road-deposited sediments to the pollution of urban runoff by heavy metals // *Chemosphere*. — Vol. 210. — 2018. — P. 65-75. — doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.06.150
226. Ermolin M., Ivaneev A., Brzhezinsky A., Karandashev V, Mokhov A., Fedotov P. Anthropogenic Source of Gold in Moscow Urban Dust // *Journal of Analytical Chemistry*. — Vol. 77(10). — 2022. — P. 1340-1348. — doi: 10.1134/S1061934822100045
227. Fabretti J.-F., Sauret N., Gal J.-F., Maria P.-C., Schärer U. Elemental characterization and source identification of PM<sub>2.5</sub> using Positive Matrix Factorization: The Malraux Road tunnel, Nice, France // *Atmospheric Research*. — 2009. — Vol. 94. — P. 320-329. — doi: 10.1016/j.atmosres.2009.06.010
228. Fedotov P., Vanifatova N., Shkinev V., Spivakov B. Fractionation and characterization of nano- and microparticles in liquid media // *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. — 2011. — Vol. 400. — № 6. — P. 1787–1804.
229. Fedotov P., Ermolin M., Karandashev V., Ladonin D. Characterization of size, morphology and elemental composition of nano-, submicron, and micron particles of street dust separated using field-flow fractionation in a rotating coiled column // *Talanta*. — 2014. — Vol. 130 — P. 1–7. — doi:10.1016/j.talanta.2014.06.040

230. Fergusson J.E., Hayes R.W., Yong T.S., Thiew S.H. Heavy metal pollution by traffic in Christchurch, New Zealand: lead and cadmium content of dust and soil, and plant samples // *New Zealand Journal of Science*. — 1980. — Vol. 23. — P. 293-310.
231. Faiz Y., Tufail M., Javed M. T., Chaudhry M. M., Naila-Siddique. Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan // *Microchemical Journal*. — 2019. — Vol. 92(2). — P. 186–192. — doi:10.1016/j.microc.2009.03.009
232. Ferreira-Baptista L., De Miguel E. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment // *Atmospheric Environment*. — 2005. — Vol. 39. — P. 4501-4512.
233. Frank J.J., Poulakos A.G., Tornero-Velez R., Xue J. Systematic review and meta-analyses of lead (Pb) concentrations in environmental media (soil, dust, water, food, and air) reported in the United States from 1996 to 2016 // *Science of The Total Environment*. — 2019. — P. 694. — doi:10.1016/j.scitotenv.2019.07.295
234. Fukuzaki N., Yanaka T., Urushiyama Y. Effects of studded tires on roadside airborne dust pollution in Niigata, Japan // *Atmospheric Environment (1967)*. — 1986. — Vol. 20. — P. 377–386. — doi: 10.1016/0004-6981(86)90041-7
235. Galfi H., Österlund H., Marsalek J., Viklander M. Mineral and anthropogenic indicator inorganics in urban stormwater and snowmelt runoff: Sources and mobility patterns // *Water, Air, and Soil Pollution*. — 2017. — Vol. 228. — Article ID: 263. — doi: 10.1007/s11270-017-3438-x
236. Galitskaya I., Rummyantseva N. Snow-cover contamination in urban territories (Lefortovo district, Moscow) // *Annals of Glaciology*. — 2012. — Vol. 53(61). — P. 23-26. — doi: 10.3189/2012AoG61A009
237. Gao, Q., Zhu, S., Zhou, K., Zhai, J., Chen, S., Wang, Q., Wang, S., Han, J., Lu, X., Chen, H., Zhang, L., Wang, L., Wang, Z., Yang, X., Ying, Q., Zhang, H., Chen, J., and Wang, X.: High Enrichment of Heavy Metals in Fine Particulate Matter through Dust Aerosol Generation // *Atmos. Chem. Phys.* —23.— 2023. — 13049–13060 — <https://doi.org/10.5194/acp-2022-802>
238. Gao Y., Yang C., Ma J., Yin M. Characteristics of the trace elements and arsenic, iodine and bromine species in snow in east-central China // *Atmospheric Environment*. — 2018. — Vol. 174. — P. 43-53. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2017.11.015

239. Garg, B.D., Cadle, S.H., Mulawa, P.A., Groblicki, P.J., Laroo, C., Parr, G.A. Brake Wear Particulate Matter Emissions // *Environmental Science & Technology*. — 2000. — Vol. 34. — P. 4463–4469. — doi:10.1021/es001108h
240. Gibson M., Farmer J. Multi-Step Chemical Extraction of Heavy Metals from Urban Soils. *Environmental Pollution*. — 1986. — Vol. 11, — P. 117-135.
241. Gietl J.K., Lawrence R., Thorpe A.J., Harrison R.M. Identification of brake wear particles and derivation of a quantitative tracer for brake dust at a major road // *Atmospheric Environment*. — 2010. — Vol. 44. — P. 141-146.
242. Gobel P., Dierkes C., Coldewey W.G. Storm water runoff concentration matrix for urban areas // *Journal of Contaminant Hydrology*. — Vol. 91. — P. 26–42. — doi: 10.1016/j.jconhyd.2006.08.008
243. Goddard S.L., Williams K.R., Robins C., Brown R.J.C. Determination of antimony and barium in UK air quality samples as indicators of non-exhaust traffic emissions // *Environmental Monitoring and Assessment*. — 2019. — Vol. 191. — Article ID: 641. — doi: 10.1007/s10661-019-7774-8
244. Golokhvast K., Manakov Yu., Bykov A., Chayka V., Nikiforov P., Rogulin R., Romanova T., Karabtsov A., Semenikhin V. Some characteristics of dust particles in atmosphere of Kemerovo city according to pollution data of snow cover // *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. — 2017. — Vol. 87. — Article ID: 042005. — doi: 10.1088/1755-1315/87/4/042005
245. Greinert A., Fruzińska R., Kostecki J. Urban soils in Zielona Góra // In: Charzyński, P., Hulisz, P., Bednarek, R. (Eds.). *Technogenic soils of Poland*. Toruń, Polish Society of Soil Science. — 2013. — P. 31-54.
246. Grigoratos T., Samara C., Voutsas D., Manoli E., Kouras A. Chemical composition and mass closure of ambient coarse particles at traffic and urban-background sites in Thessaloniki, Greece // *Environmental Science and Pollution Research*. — 2014. — Vol. 21. — P. 7708-7722.
247. Grigoratos T., Martini G. Brake wear particle emissions: a review // *Environmental Science and Pollution Research*. — 2015. — Vol. 22. — Iss. 4. — P. 2491-2504. — doi: 10.1007/s11356-014-3696-8

248. Grivas G., Cheristanidis S., Chaloulakou A., Koutrakis P., Mihalopoulos N. Elemental composition and source apportionment of fine and coarse particles at traffic and urban background locations in Athens, Greece // *Aerosol and Air Quality Research*. — 2018. — Vol. 18. — P. 1642-1659. — doi: 10.4209/aaqr.2017.12.0567
249. Grotti M., Soggia F., Ardini F., Magi E. Major and trace element partitioning between dissolved and particulate phases in Antarctic surface snow // *J. Environment Monitoring*. — 2011. — Vol. 13. — P. 2511-2520.
250. Gunawardana C., Egodawatta P., Goonetilleke A. Role of particle size and composition in metal adsorption by solids deposited on urban road surfaces // *Environ. Pollut.* – 2014. – Vol. 184. – P. 44–53. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.010>
251. Gustaytis M., Myagkaya I., Chumbaev A. Hg in snow cover and snowmelt waters in high-sulfide tailing regions (Ursk tailing dump site, Kemerovo region, Russia) // *Chemosphere*. — 2018. — Vol. 202. — P. 446-459. — doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.03.076
252. Han, J., Lee, S., Mammadov, Z., Kim, M., Mammadov, G., & Ro, H.-M. (2021). Source apportionment and human health risk assessment of trace metals and metalloids in surface soils of the Mugan Plain, the Republic of Azerbaijan // *Environmental Pollution*. — 2021.— Vol.290. — Article ID:118058. — doi:10.1016/j.envpol.2021.118058
253. Harrison R.M., Laxen D.P., Wilson S.J. Chemical associations of Lead, Cadmium, Copper, and Zinc in street dusts and roadside soils // *Environ. Sci. Technol.* — 1981. — Vol. 15 (11). — P. 1378-1383.
254. He, W., Li, F., Yu, J. et al. Risk assessment and source apportionment of trace elements in multiple compartments in the lower reach of the Jinsha River, China // *Sci Rep*. — 2021. — Vol. 11. — Article ID:20041. — <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99626-w>
255. Herath H.M.D.V., Pitawala H.M.T.G.A., Gunathilake J., Dalugoda T.Y.S. Heavy metal contamination in road deposited sediments in Colombo urban area // *Proc. to 29th Technical Sessions of Geological Society of Sri Lanka*. — 2013. — P. 127-130.
256. Hernandez L., Probst A., Probst J.L., Ulrich E. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination // *Science of the Total Environment*. — 2003. — Vol. 312. — P. 195-219.
257. Hidy G.M. Snowpack and precipitation chemistry at high altitudes // *Ibid.* — 2003. — Vol. 37. — N 9–10. — P. 1231–1242.

258. Hou S., Zheng N., Tang L., Ji X., Li Y., Hua X. Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of human exposure to Cu, Zn, Cd and Pb pollution in urban street dust across China between 2009 and 2018 // *Environment International*. — 2019. — Vol. 128. — P. 430-437. — doi:10.1016/j.envint.2019.04.046
259. Howard J.L., Olszewska D. Pedogenesis, geochemical forms of heavy metals, and artifact weathering in an urban soil chronosequence, Detroit, Michigan // *Environmental Pollution*. — Vol. 159, Is. 3. — 2011. — P. 754-761.
260. Hu X., Zhang Y., Luo J., Wang T., Lian H., Ding Z. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a mega-city, Nanjing, China // *Environmental Pollution*. — 2011. — Vol. 159. — P. 1215-1221.
261. Hu B., Shao S., Ni H., Fu Z., Hu L., Zhou Y., Shi Z. Current status, spatial features, health risks, and potential driving factors of soil heavy metal pollution in China at province level. // *Environmental Pollution*. — 2020. — P. 114961. — doi:10.1016/j.envpol.2020.114961.
262. Huang L., Mao F., Zang L., Zhang Y., Zhang Y., Zhang T. Estimation of hourly PM1 concentration in China and its application in population exposure analysis // *Environmental Pollution*. — 2021. — Vol. 273. — doi: 10.1016/j.envpol.2020.115720
263. Huber M., Welker A., Helmreich B. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning // *Science of the Total Environment*. — 2016. — Vol. 541. — P. 895-919. — doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.033
264. Hui L., Zhiliang Y., Mingwei D., Xinyue D., Shunli D., Ting F., Xinju D, Input of Cd from agriculture phosphate fertilizer application in China during 2006–2016 // *Science of The Total Environment*. — Vol. 698. — 2020. — P. 134149. — doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134149>
265. Hulskotte J.H.J., Roskam G.D., Denier van der Gon H.A.C. Elemental composition of current automotive braking materials and derived air emission factors // *Atmospheric Environment*. — 2014. — Vol. 99. — P. 436-445. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.10.007
266. Hung-Lung C., Yao-Sheng H. Particulate matter emissions from on-road vehicles in a freeway tunnel study // *Atmospheric Environment*. — 2009. — Vol. 43. — P. 4014-4022. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2009.05.015

267. Iijima K. Sato K. Yano H. Tago M. Kato H. Kimura N. Furuta Particle size and composition distribution analysis of automotive brake abrasion dusts for the evaluation of antimony sources of airborne particulate matter // *Atmospheric Environment*. — 2007. — Vol. 41. — P. 4908–4919.
268. Indris, S. N., Rudolph, D. L., Glass, B. K., & Cappellen, P. V. Evaluating phosphorous from vehicular emissions as a potential source of contamination to ground and surface water // *Cogent Environmental Science*. — 2020. — Vol. 6(1). — doi: 10.1080/23311843.2020.1794702
269. Ingersoll G.P., Mast M.A., Campbell D.H. et al. Trends in snowpack chemistry and comparison to National Atmospheric Deposition Program results for the Rocky Mountains, US, 1993–2004 // *Atmospheric Environ.* — 2008. — Vol. 42. — N 24. — P. 6098–6113.
270. Ioannidou, E.; Papagiannis, S.; Manousakas, M.I.; Betsou, C.; Eleftheriadis, K.; Paatero, J.; Papadopoulou, L.; Ioannidou, A. Trace Elements Concentrations in Urban Air in Helsinki, Finland during a 44-Year Period. // *Atmosphere*. — 2023. — Vol.14, Article ID: 1430. — <https://doi.org/10.3390/atmos14091430>
271. Irvine K.N., Perrelli, M.F., Ngoen-klan, R., Droppo I.G. Metal levels in street sediment from an industrial city: spatial trends, chemical fractionation, and management implications // *Journal of Soils and Se-diments*. — 2009. — Vol. 9. — P. 328–341.
272. Jarzyna K., Kozłowski R., Szwed M. (2017). Chemical properties of snow cover as an impact indicator for local air pollution sources. // *Infrastructure and ecology of rural areas*. — 2017. Vol.4. —1591-1607. — 10.14597/infraeco.2017.4.2.120
273. Jaskuła J., Sojka M., Fiedler M., Wróżyński R. Analysis of Spatial Variability of River Bottom Sediment Pollution with Heavy Metals and Assessment of Potential Ecological Hazard for the Warta River, Poland // *Minerals*. — 2021. — Vol. 11. — P. 327. — doi:10.3390/min11030327
274. Jayarathne A., Egodawatta P., Ayoko G. A., Goonetilleke A. Role of residence time on the transformation of Zn, Cu, Pb and Cd attached to road dust in different land uses // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. — 2018. — Vol. 153. — P. 195–203. — doi:10.1016/j.ecoenv.2018.02.007
275. Jianfei C, Chunfang L, Lixia Z, Quanyuan W, Jianshu L. Source apportionment of potentially toxic elements in soils using APCS/MLR, PMF and geostatistics in a typical

- industrial and mining city in Eastern China // PLoS ONE. — 2020. — Vol.15(9). — Article ID: e0238513. — <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238513>
276. Jiang S.Y., Kaul D.S., Yang F., Sun L., Ning Z. Source apportionment and water solubility of metals in size segregated particles in urban environments // *Science of the Total Environment*. — 2015. — Vol. 533. — P. 347-355. — doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.146
277. Jiries A. Vehicular contamination of dust in Amman, Jordan // *The Environmentalist*. — 2003. — Vol. 23. — P. 205-210.
278. Kasimov N., Kosheleva N., Vlasov D., Nabelkina K., Ryzhov A. Physicochemical Properties of Road Dust in Moscow // *Geography, environment, sustainability*. — 2019. — Vol.12(4). — P. 96-113. — <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-55>
279. Kasimov N., Vlasov, D., Kosheleva N. Enrichment of road dust particles and adjacent environments with metals and metalloids in eastern Moscow // *Urban Climate*. — 2020. — Vol. 32. — doi:10.1016/j.uclim.2020.100638
280. Karim Z., Qureshi B.A., Mumtaz M. Geochemical baseline determination and pollution assessment of heavy metals in urban soils of Karachi, Pakistan. // *Ecological Indicators*. — Vol. 48 — 2015. — P. 358–364.
281. Ke G., Zhang J., Tian B. Evaluation and selection of de-icing salt based on multi-factor // *Materials*. — 2019. — Vol. 12(6). — Article ID: 912. — doi: 10.3390/ma12060912
282. Kelepertzis E., Argyraki A., Chrastný V., Botsou F., Skordas K., Komárek M., Fouskas A. Metal(loid) and isotopic tracing of Pb in soils, road and house dusts from the industrial area of Volos (central Greece) // *Science of The Total Environment*. — 2020. — doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138300
283. Kelly J., Thornton I., Simpson P.R. Urban geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Applied Geochem.*, 11. — 1996. — P. 363-370.
284. Kępski D., Błaś M., Sobik M., Polkowska Z., Grudzinska K. Progressing Pollutant Elution from Snowpack and Evolution of its Physicochemical Properties During Melting Period—a Case Study From the Sudetes, Poland // *Water Air & Soil Pollut.* — 2016. — Vol. 227. Article number: 112. — <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2797-z>
285. Khan R.K., Strand, M.A. Road dust and its effect on human health: a literature review // *Epidemiology and Health*. — 2018. — Vol. 40. — e2018013. doi:10.4178/epih.e2018013

286. Klimenko I., Polyakov V., Sokolovsky L., Aksenova O., Skvortsova O., Okhrimenko S. The sanitary status of natural waters on the territory of Moscow // *Gigiena i Sanitariia*. — 2003. — Vol. 5. — P. 7-11.
287. Kolesnikova, V.M., Salimgareeva, O.A., Ladonin, D.V., Vertyankina, V.Y., Shelegina, A.S. Morphological and Mineralogical Characteristics of Atmospheric Microparticles and Chemical Pollution of Street Dust in the Moscow Region // *Atmosphere*. — 2023. — Vol. 14. — P. 403. <https://doi.org/10.3390/atmos14020403>
288. Konstantinov A., Novoselov A., Konstantinova E., Loiko S., Kurasova A., Minkina T. Composition and properties of soils developed within the ash disposal areas originated from peat combustion (Tyumen, Russia) // *Soil Science Annual*. — 2020. — Vol. 7. — P. 3-14. — doi: 10.37501/soilsa/121487
289. Konstantinova E., Minkina T., Sushkova S., Konstantinov A., Rajput V.D., Sherstnev A. Urban soil geochemistry of an intensively developing Siberian city: a case study of Tyumen, Russia // *Journal of Environmental Management*. — 2019. — Vol. 239. — P. 366-375. — doi: 10.1016/j.jenvman.2019.03.095
290. Konstantinova E., Minkina T., Konstantinov A., Sushkova S., Antonenko E., Kurasova A., Loiko S. Pollution status and human health risk assessment of potentially toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust of Tyumen city, Russia // *Environmental Geochemistry and Health*. — 2020. — Vol. 44. — doi: 10.1007/s10653-020-00692-2.
291. Kosheleva N., Nikiforova E. Long-term dynamics of urban soil pollution with heavy metals in Moscow // *Applied and Environmental Soil Science*. — 2016. — Vol. 2016. — P. 1–10.
292. Kosheleva N., Vlasov D., Korlyakov I., Kasimov N. Contamination of urban soils with heavy metals in Moscow as affected by building development // *Science of the Total Environment*. — 2018. — Vol. 636. — P. 854-863. — doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.308
293. Koziol K, Uszczyk A, Pawlak F, Frankowski M Polkowska Z. Seasonal and Spatial Differences in Metal and Metalloid Concentrations in the Snow Cover of Hansbreen, Svalbard // *Front. Earth Sci*. — 2021. — Vol. 8. — P. 538762. — doi: 10.3389/feart.2020.538762
294. Krupnova T., Rakova O., Gavrilkina S., Antoshkina E., Baranov E., Yakimova, O. Road dust trace elements contamination, sources, dispersed composition, and human health risk

- in Chelyabinsk, Russia // *Chemosphere*. — 2020. — Vol. 261. — 127799. — doi:10.1016/j.chemosphere.2020.127799
295. Kumar V, Yadav M and Behera S.N. Characterization of PM<sub>2.5</sub>-bound trace elements, source apportionment, and assessment of associated human health risks during summer and winter in Greater Noida, the National Capital Region of India // *Front. Environ. Sci.* — 2022. — Vol.10. — Article ID:949913. — doi: 10.3389/fenvs.2022.949913
296. Kuoppamäki K., Setälä H., Rantalainen A.-L., Kotze D.J. Urban snow indicates pollution originating from road traffic // *Environmental Pollution*. — 2014. — Vol. 195. — P. 56-63. — 10.1016/j.envpol.2014.08.019
297. Kuzmanoski M., Todorović M., Urošević M., Rajsic S. Heavy metal content of soil in urban parks of Belgrade // *Hemijska Industrija*. — 2014. — Vol. 68(5). — P. 643-651. — doi: 10.2298/HEMIND131105001K
298. Kupiainen, K.J., Tervahattu, H., Räisänen, M., Mäkelä, T., Aurela, M., Hillamo, R. Size and Composition of Airborne Particles from Pavement Wear, Tires, and Traction Sanding // *Environmental Science & Technology*. — 2005. — Vol. 3. — P. 699–706. — doi: 10.1021/es035419e
299. Lawrence S., Sokhi R., Ravindra K., Mao H., Prain H.D., Bull I.D. Source apportionment of traffic emissions of particulate matter using tunnel measurements // *Atmospheric Environment*. — 2013. — Vol. 77. — P. 548-557. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2013.03.040
300. Lee, S., Moon, J. W., Moon, H. S. Heavy metals in the bed and suspended sediments of Anyang River, Korea: implications for water quality // *Environmental geochemistry and health*. — 2003. — Vol.25. — P.433-452.
301. Lebedev A., Polyakova O., Mazur D., Bol'shov M., Seregina I. Estimation of contamination of atmosphere of Moscow in winter // *Journal of Analytical Chemistry*. — 2012. — Vol. 67. Iss. 14. — P. 1039-1049. — doi: 10.1134/S1061934812140079
302. Lenschow P., Abraham H.-J., Kutzner K., Lutz M., Preu J.-D., Reichenbacher W. Some ideas about the sources of PM<sub>10</sub> // *Atmos. Environ.* — Vol. 35. — Supplement 1. — 2001. — P. 23–33. — doi: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00122-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00122-4)
303. Li F.J., Yang H.W., Ayyamperumal R., Liu Y. Pollution, sources, and human health risk assessment of heavy metals in urban areas around industrialization and urbanization-

Northwest China // *Chemosphere*. — 2022. — Vol.308. — Article ID: 136936. — doi:10.1016/j.chemosphere.2022.136936.

304. Li F., Zhang Y., Fan Z., Oh K. Accumulation of de-icing salts and its short-term effect on metal mobility in urban roadside soils // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. — 2015. — Vol. 94. — P. 525-531. — doi: 10.1007/s00128-015-1481-0
305. Li X., Poon C., Liu P.S. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong // *Applied Geochemistry*. — Vol. 16(11-12) — 2001. — P. 1361–1368. — P. doi:10.1016/s0883-2927(01)00045-2
306. Liang S.-Y., Cui J.-L., Bi X.-Y., Luo X.-S., Li X.-D. Deciphering source contributions of trace metal contamination in urban soil, road dust, and foliar dust of Guangzhou, southern China // *Science of The Total Environment*. — 2019. — doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133596
307. Limbeck A., Puls C. Particulate emissions from on-road vehicles. Urban airborne particulate matter: origin, chemistry, fate and health impacts// Ed. by F. Zereini, C. L. S. Wiseman. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin. — 2010. — P.63–79. — doi: 10.1007/978-3-642-12278-1\_4
308. Liu G., Wang J., Xue W., Zhao J., Wang J., Liu X. Effect of the size of variable charge soil particles on cadmium accumulation and adsorption // *J. Soils Sediments*. — 2017. — Vol. 17. — № 12. — P. 2810–2821.
309. Liu G., Wang J., Liu X., Liu X., Li X., Ren Y., Wang J., Dong L. Partitioning and geochemical fractions of heavy metals from geogenic and anthropogenic sources in various soil particle size fractions // *Geoderma*. — 2018. — Vol. 312. — P. 104–113.
310. Liu P., Lei Y., Ren H., Gao J., Xu H., Shen Z., Zhang Q., Zheng C., Liu H., Zhang R., Pan H. Seasonal Variation and Health Risk Assessment of Heavy Metals in PM<sub>2.5</sub> during Winter and Summer over Xi'an, China // *Atmosphere*. — 2017. — Vol. 8(5). — P. 91. — doi: <https://doi.org/10.3390/atmos8050091>
311. Lokoshchenko M. Urban heat island and urban dry island in Moscow and their centennial changes // *Journal of Applied Meteorology and Climatology*. — 2017. — Vol. 56. — N. 10. — P. 2729–2745.
312. Lough G.C., Schauer J.J., Park J.-S., Shafer M.M., De Minter J.T., Weinstein J.P. Emissions of Metals Associated with Motor Vehicle Roadways // *Environmental Science & Technology*. — 2005. — Vol. 3. — P. 826–836. — doi: 10.1021/es048715f

313. Mapping the chemical environment of urban areas / Ed. by C.C. Johnson, A. Demetriades, J. Locutura, R.T. Ottesen. — Oxford: Wiley-Blackwell. — 2011. — 616 p.
314. Ma Y., Gong M., Zhao H., Li X. Contribution of road dust from Low Impact Development (LID) construction sites to atmospheric pollution from heavy metals // *Science of The Total Environment*. — 2019. — Vol. 698. — doi:10.1016/j.scitotenv.2019.134243
315. Meinander O. et al. Newly identified climatically and environmentally significant high-latitude dust sources // *Atmospheric Chemistry and Physics*. — 2022. — Vol. 22. — I. 17. — doi: 22:11889–11930.
316. Men C., Liu R., Xu L., Wang Q., Guo L., Miao Y., Shen Z. Source-specific ecological risk analysis and critical source identification of heavy metals in road dust in Beijing, China // *Journal of Hazardous Materials*. — 2019. — doi:10.1016/j.jhazmat.2019.121763
317. Mihailović A., Budinski-Petković Lj., Popov S., Ninkov J., Vasin J., Ralević N.M., Vučinić Vasić M. Spatial distribution of metals in urban soil of Novi Sad, Serbia: GIS based approach // *Journal of Geochemical Exploration* — Vol. 150, March — 2015. — P. 104-114.
318. Miller-Schulze, J.P., Shafer, M., Schauer, J.J., Heo, J., Solomon, P.A., Lantz, J., Artamonova, M., Chen, B., Imashev, S., Sverdlik, L., Carmichael, G., DeMinter, J., Seasonal Contribution of Mineral Dust and Other Major Components to Particulate Matter at Two Remote Sites in Central Asia // *Atmospheric Environment*. — 2015. — Vol.119. — P.11–20. doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.07.011.
319. Minkina T., Konstantinova E., Bauer T., Mandzhieva S., Sushkova S., Chaplygin V., Maksimov A. Environmental and human health risk assessment of potentially toxic elements in soils around the largest coal-fired power station in Southern Russia // *Environmental Geochemistry and Health*. — 2020. — doi:10.1007/s10653-020-00666-4
320. Moghadas S., Paus K.H., Muthanna T.M., Herrmann I., Marsalek J., Viklander M. Accumulation of traffic-related trace metals in urban winter-long roadside snowbanks // *Water, Air, and Soil Pollution*. — 2015. — Vol. 226. — Article ID: 404. — doi:10.1007/s11270-015-2660-7
321. Morera-Gómez Y., Alonso-Hernández C.M., Santamaria J.M., Elustondo D., Lasheras E., Widory D. Levels, spatial distribution, risk assessment, and sources of environmental contamination vectored by road dust in Cienfuegos (Cuba) revealed by chemical and C and N stable isotope compositions // *Environmental Science and Pollution Research*. — 2020. — doi: 10.1007/s11356-019-06783-7

322. Motuzova G., Minkina T., Karpova E., Barsova N., Mandzhieva S. Soil contamination with heavy metals as a potential and real risk to the environment // *Journal of Geochemical Exploration*. — 2014. — Vol. 144. — P. 241–246. — doi:10.1016/j.gexplo.2014.01.026
323. Murakami M., Nakajima F., Furumai H., Tomiyasu B., Owari M. Identification of particles containing chromium and lead in road dust and soakaway sediment by electron probe microanalyser // *Chemosphere*. — 2007. — Vol. 67. — Issue 10. — P. 2000–2010.
324. Nawrot A.P., Migala K., Luks B., Pakszys P., Giowacky P. Chemistry of snow cover and acidic snowfall during a season with a high level of air pollution on the Hans Glacier, Spibergen. // *Polar Science*. — 2016. — Vol. 10 — P. 249-261.
325. Nawrot N., Wojciechowska E., Mohsin M., Kuittinen S., Pappinen A., Rezanian S. Trace Metal Contamination of Bottom Sediments: A Review of Assessment Measures and Geochemical Background Determination Methods // *Minerals*. — 2021. — Vol. 11. — P. 872. — doi: 10.3390/min11080872
326. Nazarenko Y., Fournier S., Kurien U., Rangel-Alvarado R.B., Nepotchatykh O., Seers P., Ariya P.A. Role of snow in the fate of gaseous and particulate exhaust pollutants from gasoline-powered vehicles // *Environmental Pollution*. — 2017. — Vol. 223. — P. 665-675. — doi: 10.1016/j.envpol.2017.01.082
327. Nazriddinzoda K., Udachin V., Blinov I., Shtenberg M., Aminov P., Udachin N. Pollution of potentially toxic metals in urban road dust in Dushanbe (Tajikistan) // *E3S Web of Conferences*. — 2019. — 99.04004. — doi: 10.1051/e3sconf/20199904004
328. Nazzal Y., Rosen M. A., Al-Rawabden A. M. Assessment of metal pollution in urban road dusts from selected highways of the Greater Toronto Area in Canada // *Environmental Monitoring & Assessment*. — 2013. — Vol. 185. — P. 1847 – 1858.
329. Nelson S.S., Yonge D.R., Barber M.E. Effects of road salts on heavy metal mobility in two Eastern Washington soils // *Journal of Environmental Engineering*. — 2009. — Vol. 135. — P. 505-510. — doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:7(505)
330. Nikiforova E., Kasimov N., Kosheleva N. Long-term dynamics of the anthropogenic salinization of soils in Moscow (by the example of the Eastern district) // *Eurasian Soil Science*. — 2014. — Vol. 47. No. 3. — P. 203-215.
331. Nikiforova E., Kasimov N., Kosheleva N. Long-term dynamics of anthropogenic solonchicity in soils of the Eastern Okrug of Moscow under the impact of deicing salts //

- Eurasian Soil Science. — 2017. — Vol. 50. No. 1. — P. 84-94. — doi:  
10.1134/S1064229317010100
332. Nikolaeva O., Tikhonov V., Vecherskii M., Kostina N., Fedoseeva E., Astaikina A. Ecotoxicological effects of traffic-related pollutants in roadside soils of Moscow // Ecotoxicology and Environmental Safety. — 2019. — Vol. 172. — P. 538–546. — doi:10.1016/j.ecoenv.2019.01.068
333. Novotny E.V., Murphy D., Stefan H.G. Increase of urban lake salinity by road deicing salt // Science of the Total Environment. — 2008. — Vol. 406. — P. 131-144. — doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.07.037
334. Okuda T., Nakao S., Katsuno M., Tanaka S. Source identification of nickel in TSP and PM<sub>2.5</sub> in Tokyo, Japan. Atmos // Environ. — 2007. — Vol. 41. — P. 7642–7648. — doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.08.050>
335. Ordóñez-Barona C., Sabetski V., Millward A.A., Steenberg J. De-icing salt contamination reduces urban tree performance in structural soil cells // Environmental Pollution. — 2018. — Vol. 234. — P. 562-571. — doi: 10.1016/j.envpol.2017.11.101
336. Padoan E., Romè C., Ajmone-Marsan F. Bioaccessibility and size distribution of metals in road dust and roadside soils along a peri-urban transect // Sci. Total Environ. — 2017. — Vol. 601–602. — P. 89–98.
337. Pagotto, C.; Rémy, N.; Legret, M.; Le Cloirec, P.. Heavy Metal Pollution of Road Dust and Roadside Soil near a Major Rural Highway // Environmental Technology. — 2001. — Vol.22(3). — P.307–319. doi:10.1080/09593332208618280
338. Pal S.K., Wallis S.G., Arthur S. Assessment of heavy metals emission from traffic on road surfaces // Central European Journal of Chemistry. — 2011. — Vol. 9. — Issue 2. — P. 314–319.
339. Pant P., Harrison R.M. Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review // Atmospheric Environment. — 2013. — Vol. 77. — P. 78-97. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2013.04.028
340. Penkała M., Ogrodnik P., Rogula-Kozłowska W. Particulate matter from the road surface abrasion as a problem of non-exhaust emission control // Environments. — 2018. — Vol. 5. — Article ID: 9. — doi: 10.3390/environments5010009

341. Pernigotti D., Belis C.A., Spanò L. SPECIEUROPE: The European data base for PM source profiles // *Atmospheric Pollution Research*. — 2016. — Vol. 2. — P. 307–314. — doi: 10.1016/j.apr.2015.10.007
342. Petrotou A. Skordas K. Papastergios G. Filippidis A. Factors affecting the distribution of potentially toxic elements in surface soils around an industrialized area of northwestern Greece // *Environmental Earth Sciences*. — 2012. — Vol. 65. — P. 823–833.
343. Pio C., Mirante F., Oliveira C., Matos M., Caseiro A., Oliveira C., Querol X., Alves C., Martins N., Cerqueira M., Camões F., Silva H., Plana F. Size-segregated chemical composition of aerosol emissions in an urban road tunnel in Portugal // *Atmospheric Environment*. — 2013. — Vol. 71. — P. 15-25. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2013.01.037
344. Popovicheva O., Kireeva E., Persiantseva N., Timofeev M., Bladt H., Ivleva N., Niessner R., Moldanová J. Microscopic characterization of individual particles from multicomponent ship exhaust // *Journal of Environmental Monitoring*. — Vol. 14(12). — 2012. — P. 3101. — doi: 10.1039/c2em30338h
345. Qadeer A., Saqib Z.A., Ajmal Z., Xing C., Khan Khalil S., Usman M., Liu M. Concentrations, pollution indices and health risk assessment of heavy metals in road dust from two urbanized cities of Pakistan: Comparing two sampling methods for heavy metals concentration // *Sustainable Cities and Society*. — 2019. — doi:10.1016/j.scs.2019.101959
346. Qi L., Chen M., Ge X., Zhang Y., Guo B. Seasonal Variations and Sources of 17 Aerosol Metal Elements in Suburban Nanjing, China // *Atmosphere*. — 2016. — Vol. 7(12). — P. 153. — doi: <https://doi.org/10.3390/atmos7120153>
347. Quiroz W., Cortes M., Astudillo F., Bravo M., Cereceda F., Vidal V., Lobos M.G. Antimony speciation in road dust and urban particulate matter in Valparaiso, Chile: analytical and environmental considerations // *Microchemical Journal*. — 2013. — Vol. 110. — P. 266-272.
348. Raaschou-Nielsen O., Andersen J.Z., Beelen R., Samoli E., Stafoggia E., Weinmayr G., Hoffmann B., Fischer P. et al. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: Prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE) // *Lancet Oncology*. — 2013. — Vol. 14. — P. 813-822. — doi: 10.1016/S1470-2045(13)70279-1
349. Rangel-Alvarado R.B., Nazarenko Y., Ariya P.A. Snow-borne nanosized particles: Abundance, distribution, composition, and significance in ice nucleation processes // *Journal of*

- Geophysical Research: Atmospheres. — 2015. — Vol. 120. — P. 11760-11774. — doi: 10.1002/2015JD023773
350. Reid J.S., Koppmann R., Eck T.F., Eleuterio D.P. A review of biomass burning emissions part II: intensive physical properties of biomass burning particles // *Atmospheric Chemistry and Physics*. — 2005. — Vol. 5. — P. 799-825. — doi: 10.5194/acp-5-799-2005
351. Reimann C., Birke M., Demetriades A., Filzmoser P., O'Connor P. Chemistry of Europe's agricultural soils – Part B: General background information and further analysis of the GEMAS data set // *Geologisches Jahrbuch (Reihe B 103)*, Schweizerbarth, Hannover. — 2014. — 352 pp.
352. Rendina A., Fabrizio de Iorio A. Heavy Metal Partitioning in Bottom Sediments of the Matanza-Riachuelo River and Main Tributary Streams // *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. — 2012. — Vol. 21. — P. 62-81.
353. Robson A.D. Zinc in soil and plants. // *Australia: Kluwer Acad. Publ.* — 1993. — P. 320.
354. Romzaykina, O. N. Vasenev, V. I. Paltseva, A., Kuzyakov, Y. V. Neaman, A., Dovletyarova, E. A. Assessing and mapping urban soils as geochemical barriers for contamination by heavy metal(loid)s in Moscow megapolis // *Journal of Environmental Quality*. 2020. — Vol.50(1). — P. 22-37. — doi: <https://doi.org/10.1002/jeq2.20142>
355. Rudnick R., Gao S. Composition of the Continental Crust // *Treatise on Geochemistry (Second Edition)*. — 2014. — Vol. 4. — P. 1-51.
356. Saraga D., Maggos T., Degrendele C., Klánová J., Horvat M., Kocman D. et al. Multi-city comparative PM2.5 source apportionment for fifteen sites in Europe: The ICARUS project // *Science of The Total Environment*. — 2021. — Vol. 751. — P. 141855. — doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141855
357. Samonova O., Aseyeva E. Particle size partitioning of metals in humus horizons of two small erosional landforms in the middle Protva basin – a comparative study // *GEOGRAPHY, ENVIRONMENT, SUSTAINABILITY*. — 2020. — Vol. 13(1). — P. 260-271. —doi: <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-116>, 2020
358. Sanders P.G., Xu N., Dalka T.M., Maricq M.M. Airborne brake wear debris: size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle tests // *Environmental Science & Technology*. — 2003. — Vol. 37. — P. 4060-4069. — doi: 10.1021/es034145s

359. Seleznev A., Yarmoshenko I., Malinovsky G., Ilgasheva E., Baglaeva E., Ryamskaya A., Kiseleva D., Gulyaeva T. Snow-dirt sludge as an indicator of environmental and sedimentation processes in the urban environment // *Scientific Reports*. — 2019. — Vol. 9. — Article ID: 17241. — doi: 10.1038/s41598-019-53793-z
360. Seleznev A., Yarmoshenko I., Savast'yanova A., Makarov A. Modern anthropogenic deposits and their usage for the assessment of environmental status of urban areas // *News of the Ural State Mining University*. — 2020. — I. 57. — P. 96-104.
361. Seleznev A., Yarmoshenko I., Malinovsky G. Urban geochemical changes and pollution with potentially harmful elements in seven Russian cities // *Scientific Reports*. — 2020. — Vol. 10. — Article Id: 1668.
362. Serdyukova A.D., Vlasov D.V., Popovicheva O.B., Kosheleva N.E., Chichaeva M.A., Kasimov N.S. Elemental composition of atmospheric PM10 during COVID-19 lockdown and recovery periods in Moscow (April-July 2020) // *Environ Geochem Health*. — 2023. — Vol. 27. doi: 10.1007/s10653-023-01698-2
363. Shao, S., Hu, B., Fu, Z., Wang, J., Lou, G., Zhou, Y., Jin, B., Li, Y., Shi, Z. Source Identification and Apportionment of Trace Elements in Soils in the Yangtze River Delta, China // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. — 2018. — Vol.15. — Article ID:1240. — <https://doi.org/10.3390/ijerph15061240>
364. Shevchenko V., Lisitzin A., Vinogradova A., Stein R. Heavy metals in aerosols over the seas of the Russian Arctic // *The Science of the Total Environment*. — 2003. — Vol. 306. — P. 11–25
365. Siddiqui Z., Khillare P., Jyethi D., Aithani D., Yadar A. Pollution characteristics and human health risk from trace metals in roadside soil and road dust around major urban parks in Delhi city // *Air Quality Atmosphere & Health*. — 2020. — Vol. 13(11). — doi: 10.1007/s11869-020-00874-y
366. Sillanpää N., Koivusalo H. Catchment-scale evaluation of pollution potential of urban snow at two residential catchments in southern Finland // *Water Science & Technology*. — 2013. — Vol. 68. — P. 2164-2170. — doi: 10.2166/wst.2013.466
367. Smichowski P., Gómez D. R. An overview of natural and anthropogenic sources of ultrafine airborne particles: analytical determination to assess the multielemental profiles // *Applied Spectroscopy Reviews*. — 2023. — doi: 10.1080/05704928.2023.2166522

368. Snieškienė V., Baležentienė L., Stankevičienė A. Urban salt contamination impact on tree health and the prevalence of fungi agent in cities of the central Lithuania // *Urban Forestry & Urban Greening*. — 2016. — Vol. 19. — P. 13-19. — doi: 10.1016/j.ufug.2016.05.015
369. Sojka M., Jaskula J. Heavy Metals in River Sediments: Contamination, Toxicity, and Source Identification - A Case Study from Poland // *International Journal of Environmental Research and Public*. — 2022. — Vol. 19. — Issue 7. — doi: 10.3390/ijerph191710502
370. Song F., Gao Y. Size distributions of trace elements associated with ambient particular matter in the affinity of a major highway in the New Jersey–New York metropolitan area // *Atmospheric Environment*. — 2011. — Vol. 45. — P. 6714-6723. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.08.031
371. Sorooshian A., Csavina J., Shingler T., Dey S., Brechtel F., Sáez A., Betterton E. Hygroscopic and chemical properties of aerosols collected near a copper smelter: implications for public and environmental health // *Environmental Science & Technology*. — 2012. — Vol. 46(17). — P. 9473-9480. — doi: 10.1021/es302275k
372. Spencer M.T., Shields L.G., Sodeman D.A., Toner S.M., Prather K.A. Comparison of oil and fuel particle chemical signatures with particle emissions from heavy and light duty vehicles // *Atmospheric Environment*. — 2006. — Vol. 40. — P. 5224-5235. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2006.04.011
373. Sternbeck J., Sjödin Å., Andréasson K. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies. // *Atmospheric Environment*. — 2002. — Vol.30. — P. 4735–4744. — doi: 10.1016/s1352-2310(02)00561-7
374. Stroganova M. Myagkova A., Prokofieva T. The role of Soils in Urban Ecosystems // *Eurasian Soil Science*. — 1997. — Vol. 30. — № 1. — P. 82-86.
375. Sutherland R. Bed Sediment-Associated Trace Metals in an Urban Stream, Oahu, Hawaii // *Environmental Geology*. — 2000. — Vol. 39. — P. 611-627. — doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s002540050473>
376. Stroganova M., Miagkova A., Prokofieva T., Skvortsova I. Soils of Moscow and Urban Environment // *ПАИМС Москва*. — 1998. — 178 p.
377. Škrbić B., Milovac S., Matavulj M. Multielement profiles of soil, road dust, tree bark and wood-rotten fungi collected at various distances from high-frequency road in urban area // *Ecological Indicators*. — 2012. — Vol. 13. — P. 168-177.

378. Tager I.B. Health effects of aerosols: Mechanisms and epidemiology // *Aerosols Handbook: Measurement, dosimetry, and health effects* / Ed. by L.S. Ruzer, N.H. Harley. — Boca Raton: CRC Press. — 2005. — P. 619-696.
379. Talovskaya A., Yazikov E., Filimonenko E., Lata J.-C., Kim J., Shakhova T. Characterization of solid airborne particles deposited in snow in the vicinity of urban fossil fuel thermal power plant (Western Siberia) // *Environmental Technology*. — 2018. — Vol. 39. No. 18. — P. 2288-2303. — doi: 10.1080/09593330.2017.1354075
380. Tang J., McNabola A., Misstear B., Pilla F., Alam S. Assessing the impact of vehicle speed limits and fleet composition on air quality near a school // *IJERPH*. — Vol. 16. — P. 149. — doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph16010149>
381. Tanner P.A., Ma H.-L., Yu P.K.N. Fingerprinting metals in urban street dust of Beijing, Shanghai, and Hong Kong // *Environmental Science & Technology*. — 2008. — Vol. 42. — P. 7111-7117. — doi: 10.1021/es8007613
382. Technogenic soils of Poland / Ed. by P. Charzyński, P. Hulisz, R. Bednarek. — Toruń: Polish Society of Soil Science. — 2013. — 357 p.
383. Tegen I., Werner M., Harrison S. P., Kohfeld K. E. Relative importance of climate and land use in determining present and future global soil dust emission // *Geophysical Research Letters*. — 2004. — Vol. 31(5). — doi: 10.1029/2003gl019216
384. Telloli C. Metal concentrations in snow samples in an urban area in the Po valley // *International Journal of Geosciences*. — 2014. — Vol. 5. — P. 1116-1136. — doi: 10.4236/ijg.2014.510095
385. Telmer K., Bonham-Carter G.F., Kliza D.A., Hall G.E.M. The atmospheric transport and deposition of smelter emissions: evidence from the multi-element geochemistry of snow, Quebec, Canada. // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. — 2004. — Vol. 14. — P. 2961-2980. — doi: 10.1016/j.gca.2003.12.022
386. Tereshina M., Erina O., Sokolov D., Shinkareva G., Vasil'chuk J. Longitudinal patterns of different pollutant concentrations in the Setun River // *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. — 2021. — Vol. 834. — Article ID: 012051. — doi:10.1088/1755-1315/834/1/012051
387. Thornton I. Metal Contamination of Soils in Urban Areas. In: Bullock, P. and Gregory, P.J., Eds., *Soils in the Urban Environment*, Blackwell, Oxford. — 1991. — P. 47-75.

388. Thunis P., Clappier A., Pirovano G. Source apportionment to support air quality management practices. A fitness-for-purpose guide (V 3.1) // Publications Office of the European Union. — 2020. — ISBN 978-92-76-19744-7. — doi:10.2760/47145, JRC120764.
389. Tiller K., Smith L., Merry R., Clayton P. The dispersal of automotive lead from metropolitan Adelaide into adjacent rural areas // Australian Journal of soil Science. — 1987. — Vol. 25. — P. 155-166.
390. Tiller K. Heavy metals in soils and their environmental significance // Advances in soil science. — 1989. — Vol. 9. — P. 113-142.
391. Thorpe A., Harrison R.M. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review // Science of the Total Environment. — 2008. — Vol. 400. Iss. 1-3. — P. 270-282. — doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.06.007
392. Varrica D., Dongarra G., Sabatino G., Monna F. Inorganic geochemistry of roadway dust from the metropolitan area of Palermo, Italy // Environmental Geology. — 2003. — Vol. 44. — P. 222–230.
393. Vasenev V.I., Yaroslavtsev A.M., Vasenev I.I., Demina S.A., Dovltetyarova E.A. Land-Use Change in New Moscow: First Outcomes after Five Years of Urbanization // Geography, environment, sustainability. — 2019. — Vol. 12(4) — P.24-34. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-89>
394. Vasić M.V., Mihailović A., Kozmidis-Luburić U., Nemes T., Ninkov J., Zeremski-Škorić, Antić B. Metal contamination of short-term snow cover near urban crossroads: Correlation analysis of metal content and fine particles distribution // Chemosphere. — 2012. — Vol. 86. — P. 585-592. — doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.10.023
395. Veremchuk L.V., Tsarouhas K., Vitkina T.I., Mineeva E.E., Gvozdenko T.A., Antonyuk M.V., Rakitski V.N., Sidletskaya K.A., Tsatsakis A.M., Golokhvast K.S. Impact evaluation of environmental factors on respiratory function of asthma patients living in urban territory // Environmental Pollution. — 2018. — Vol. 235. — P. 489-496. — doi: 10.1016/j.envpol.2017.12.122
396. Vijayan A., Österlund H., Marsalek J., Viklander M. Laboratory melting of late-winter urban snow samples: the magnitude and dynamics of releases of heavy metals and PAHs // Water, Air, and Soil Pollution. — 2019. — Vol. 230. — Article ID: 182. — doi: 10.1007/s11270-019-4201-2

397. Viklander M. Substances in Urban Snow. A comparison of the contamination of snow in different parts of the city of Luleå, Sweden // *Water, Air, and Soil Pollution*. — 1999. — Vol. 114. — P. 377-394.
398. Viklander M. Urban snow deposits—pathways of pollutants // *Science of The Total Environment*. — 1996. — Vol. 189-190. — P. 379-384.
399. Vinokurov S.F., Tarasova N.P., Trunova A.N., Sychkova V.A. A comprehensive analysis of the content of heavy rare-earth elements and platinum in snow samples to assess the ecological hazard of air pollution in urban areas // *Doklady Earth Sciences*. — 2017. — Vol. 475. — P. 771-774. — doi: 10.1134/S1028334X17070108
400. Vlasov D., Vasil'chuk J., Kosheleva N., Kasimov N. Dissolved and Suspended Forms of Metals and Metalloids in Snow Cover of Megacity: Partitioning and Deposition Rates in Western Moscow // *Atmosphere*. — 2020. — Vol. 11. — Article ID: 907. — <https://doi.org/10.3390/atmos11090907>
401. Vlasov D., Kosheleva N., Kasimov N. Spatial distribution and sources of potentially toxic elements in road dust and its PM10 fraction of Moscow megacity // *Sci Total Environ*. — 2021. — 761:143267. — doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143267
402. Vlasov D., Eremina I., Shinkareva G., Chubarova N., Kasimov N. Daily Variations In Wet Deposition And Washout Rates Of Potentially Toxic Elements In Moscow During Spring Season // *Geography, Environment, Sustainability*. — 2021. — Vol. 14(1). — P. 219-233. — doi: 10.24057/2071-9388-2020-162
403. Vlasov D., Kasimov N., Eremina I., Shinkareva G., Chubarova N. Major ions and potentially toxic elements in atmospheric precipitation during the COVID-19 lockdown in Moscow megacity // *Urban Climate*. — 2023. — Vol. 48. — P. 101422. — doi: 10.1016/j.uclim.2023.101422
404. Vlasov D., Vasil'chuk, Jю, Kosheleva, N. et al. Contamination levels and source apportionment of potentially toxic elements in size-fractionated road dust of Moscow // *Environ Sci Pollut*. — 2023. — Res 30. — P. 38099–38120. — doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24934-1>
405. Voronina L., Morachevskaya E., Akishina M., Kozlova O. Evaluation of environmental health of the Kolomenskoye Park under anthropogenic pressure from Moscow City // *Journal of Soils and Sediments*. — 2019. — Vol. 19. — P. 3226-3234. — doi: 10.1007/s11368-018-1985-4

406. Wåhlin P., Berkowicz R., Palmgren F. Characterisation of traffic-generated particulate matter in Copenhagen // *Atmospheric Environment*. — 2006. — Vol. 40. — P. 2151-2159. — doi: 10.1016/j.atmosenv.2005.11.049
407. Wang X.-S., Qin Y. Leaching characteristics of heavy metals and As from two urban roadside soils // *Environmental Monitoring and Assessment*. — 2007. — Vol. 132. — P. 83–92.
408. Wang Y.Q., Zhang X.Y., Sun J.Y., Zhang X.C., Che H.Z., Li Y. Spatial and temporal variations of the concentrations of PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>1</sub> in China. // *Atmos Chem Phys*. — 2015. — Vol. 15. — P. 13585-13598. — doi: 10.5194/acp-15-13585-2015
409. Wei B., Jiang F., Li X., Mu S. Contamination level assessment of potential toxic metals in road dust deposited in different types of urban environment // *Environmental Earth Sciences*. — 2010. — Vol. 61. — P. 1187–119.
410. Westerlund C., Viklander M., Bäckström M. Seasonal variations in road runoff quality in Luleå, Sweden // *Water Science & Technology*. — 2003. — Vol. 48. — P. 93–101. — doi: 10.2166/wst.2003.0501
411. Wiechuła, D., Loska, K., Korus, I. Lead Partitioning in the Bottom Sediment of Rybnik Reservoir (Southern Poland) // *Water, Air, and Soil Pollution*. — 2005. — Vol. 164. — P. 315–327. — doi:10.1007/s11270-005-4771-z
412. Wong C.S.C., Li X., Thornton I. Urban environmental geochemistry of trace metals // *Environmental Pollution*. — 2006. — Vol. 142. — P. 1-16.
413. World Health Organization (WHO). Burden of disease from ambient air pollution for 2012—summary of results. Geneva: World Health Organization. — 2014.
414. Xia X., Chen X., Liu R., Liu H. Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China // *J Hazard Mater*. — Vol. 186. — 2011. — P. 2043–2050. — doi:10.1016/j.jhazmat.2010.12.104
415. Yanchenko N., Sukhodolov A., Slutskii S. Improving the monitoring of the snow cover for emission components from primary aluminum production // *Metallurgist*. — 2015. — Vol. 59. — P. 187-192. — doi: 10.1007/s11015-015-0082-9
416. Yao W., Zhao Y., Chen R., Wang M., Song W., Yu D. Emissions of Toxic Substances from Biomass Burning: A Review of Methods and Technical Influencing Factors // *Processes*. — 2023. — Vol. 11(3). — P. 853. — doi: <https://doi.org/10.3390/pr11030853>

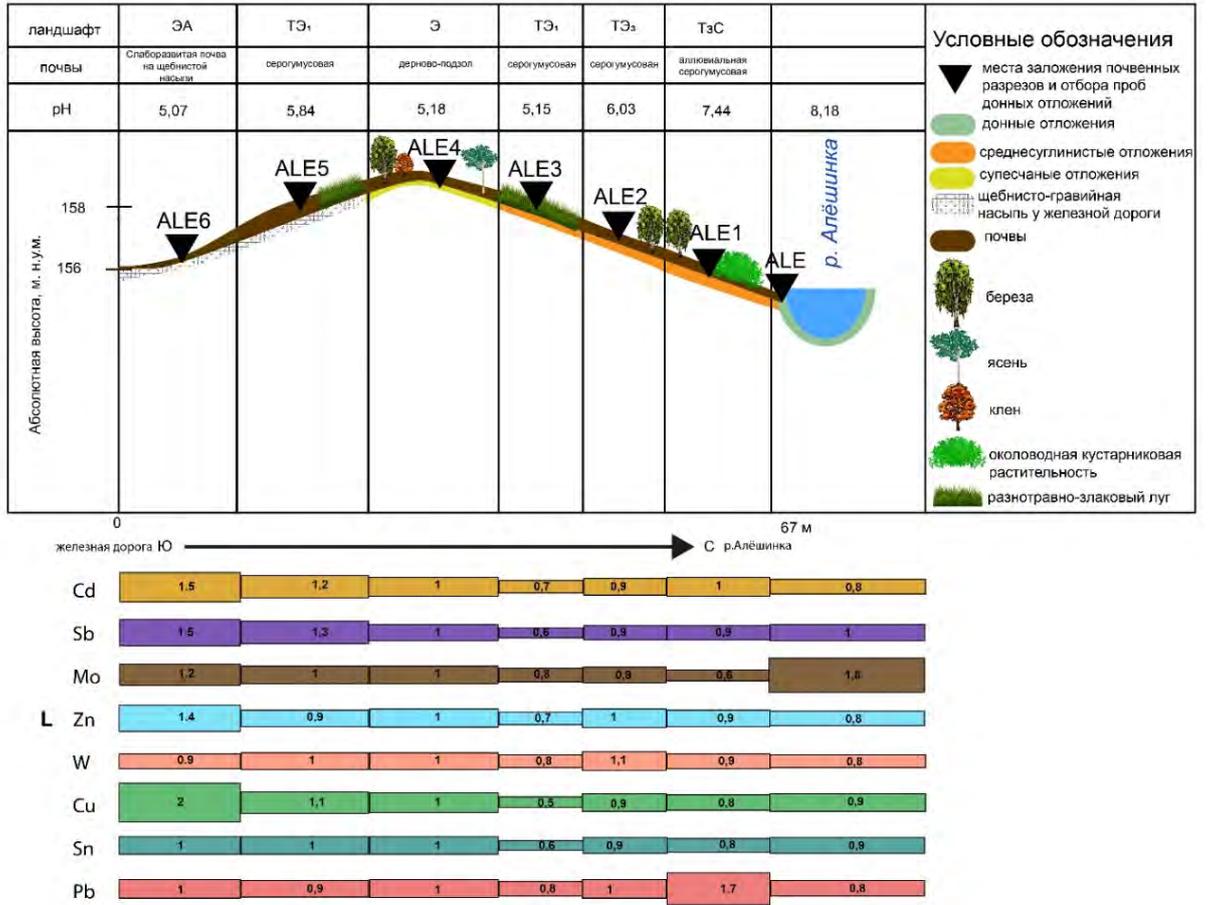
417. Yu H., Zhao X., Wang J., Yin B., Geng C., Wang X., Bai Z. Chemical characteristics of road dust PM<sub>2.5</sub> fraction in oasis cities at the margin of Tarim Basin // *Journal of Environmental Sciences*. — 2020. — doi:10.1016/j.jes.2020.03.030
418. Yuan D., Liu Y., Guo X., Liu J. Characteristic contaminants in snowpack and snowmelt surface runoff from different functional areas in Beijing, China // *Environmental Science and Pollution Research*. — 2018. — Vol. 25. — P. 36256–36266. — doi: 10.1007/s11356-018-3501-1
419. Zappi A., Popovicheva O., Tositti L., Chichaeva M., Eremina I., Kasper-Giebl A., Tsai Y., Vlasov D., Kasimov N. Factors influencing aerosol and precipitation ion chemistry in urban background of Moscow megacity // *Atmospheric Environment*. — 2023. — Vol. 294. — doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119458>.
420. Zeng, J., Han, G., Wu, Q., & Tang, Y. Heavy metals in suspended particulate matter of the Zhujiang River, southwest China: contents, sources, and health risks. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. — 2019. — Vol.16(10). — Article ID:1843.
421. Zhang L., Michelangeli D.V., Taylor P.A. Numerical studies of aerosol scavenging by low-level, warm stratiform clouds and precipitation // *Atmospheric Environment*. — 2004. — Vol. 38. — P. 4653-4665.
422. Zhang J., Wu L., Zhang Y., Li F., Fang X., Mao H. Elemental composition and risk assessment of heavy metals in the PM<sub>10</sub> fractions of road dust and roadside soil // *Particuology*. — 2019. — doi:10.1016/j.partic.2018.09.003
423. Zhao H., Yin C., Chen M., Wang W. Risk assessment of heavy metals in street dust particles to a stream network // *Soil & Sediment Contaminatio*. — 2009 — Vol. 18. — P. 173–183.
424. Zhao X., Guo X., Mao Y., Yan H., Li M., Zhao L. Chemical and mineral characteristics of melted snow-water in the Jilin Province, North-East China // *Journal of Civil & Environmental Engineering*. — 2016. — Vol. 6. — Iss. 5. Article ID: 248. — doi: 10.4172/216

**Приложение 1. Список промышленных предприятий в бассейне р. Сетунь**

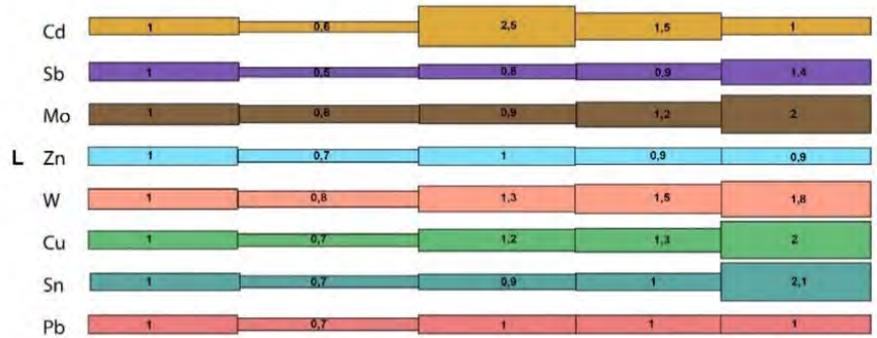
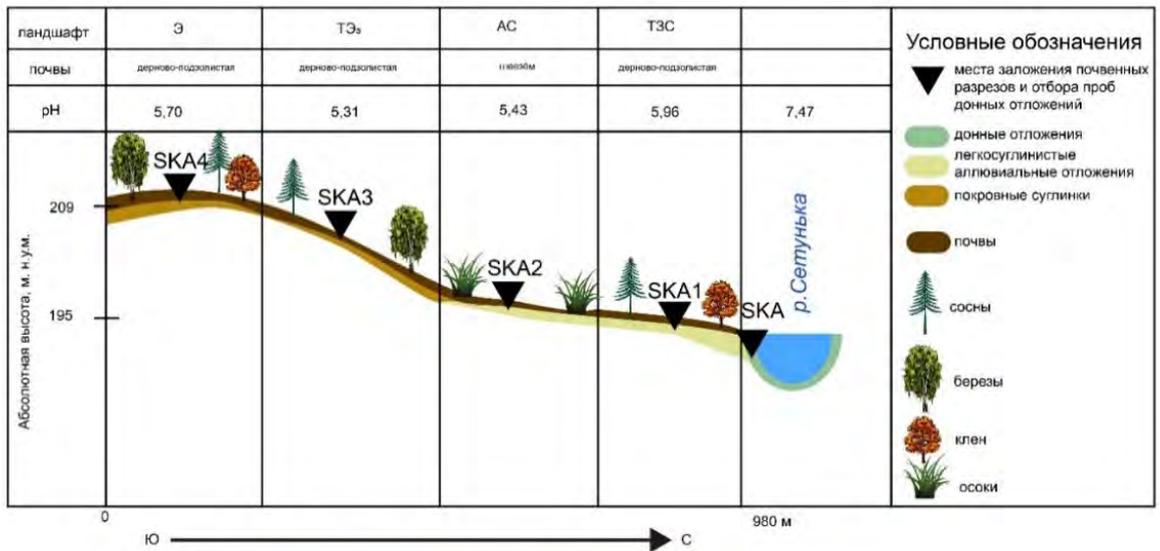
Номер на рис.1.3	Наименование предприятия	Отрасль промышленности
1	ООО «ДЫМОВСКОЕ КОЛБАСНОЕ ПРОИЗВОДСТВО»	Пищевая промышленность
2	ООО «МПЗ «СЕТУНЬ»	Пищевая промышленность
3	ООО «МПЗ «Рублевский»	Пищевая промышленность
4	ЗАО «ХЛЕБОЗАВОД № 22»	Пищевая промышленность
5	ООО «ФИЛИ-БЕЙКЕР»	Пищевая промышленность
6	АО «ФАБРИКА «РУССКИЙ ШОКОЛАД»	Пищевая промышленность
7	ОАО «МКШВ»	Пищевая промышленность
8	ЗАО МПБК «ОЧАКОВО»	Пищевая промышленность
9	ООО «Термопол»	Легкая промышленность
10	ЗАО «ЛАМБУМИЗ»	Целлюлозно-бумажная промышленность, издательская и полиграфическая деятельность
11	ЗАО «ГАЗЕТА «НОВЫЕ ИЗВЕСТИЯ»	Целлюлозно-бумажная промышленность, издательская и полиграфическая деятельность
12	ООО «НПП «ПОЛИПЛАСТИК»	Химическая промышленность
13	ООО «Завод РТИ-КАУЧУК»	Резиновые и пластмассовые изделия
14	ООО «ПИК-ПРОФИЛЬ»	Резиновые и пластмассовые изделия
15	АО «ВОЗДУХОТЕХНИКА»	Металлообрабатывающая промышленность
16	АО «НАВИС-ЭЛЕКТРОНИКА»	Машины и оборудование
17	ПАО «Мосточлегмаш»	Машины и оборудование
18	АО «ОБОРОНИТЕЛЬНЫЕ СИСТЕМЫ»	Машины и оборудование
19	ООО «ПК АКВАРИУС»	Производство компьютеров, электронных и оптических изделий
20	ОАО «Мосэлектроцит»	Производство электрического оборудования
21	ООО «КУНЦЕВО - ЭЛЕКТРО»	Производство электрического оборудования
22	ООО НПП «СПЕЦКАБЕЛЬ»	Производство электрического оборудования

23	АО «ГПТП»ГРАНИТ»	Ремонт машин и оборудования
24	АО «КБ НАВИС»	Электрооборудование, электронное и оптическое оборудование, мед. оборудование
25	АО «ЛАЗЕРСЕРВИС»	Транспортные средства
26	АО "ГТП"	Производство резиновых и пластмассовых изделий
27	ТЭЦ №25	Электроэнергетика
28	Мосэнерго, ТЭЦ-12	Электроэнергетика
29	ООО «КОКА-КОЛА ЭЙЧБИСИ ЕВРАЗИЯ» ФЛ Г МОСКВА	Пищевая промышленность
30	ООО «ИЗВАРИНО ФАРМА»	Химическая промышленность, Производство лекарственных препаратов
31	ООО "Ист Болт Рус"	Пищевая промышленность
32	ФГБНУ "ФНЦИРИП ИМ. М.П. ЧУМАКОВА РАН"	Химическая промышленность, Производство лекарственных препаратов
33	ООО «Фратти НВ»	Химическая промышленность, Производство парфюмерных и косметических средств
34	ООО «ОКОННАЯ МАНУФАКТУРА»	Производство резиновых и пластмассовых изделий
35	АО «Одилак»	Производство химических веществ и химических продуктов
36	ООО «ОДМЗ»	Машиностроение и металлообработка
37	ООО «АГАТЕС»	Производство товарного бетона
38	ООО «Стандарт Бетон»	Производство товарного бетона
39	ОАО «ВЗОИ»	Производство прочных деревянных изделий
40	ЗАО «ОЗЛК»	Металлообрабатывающая промышленность

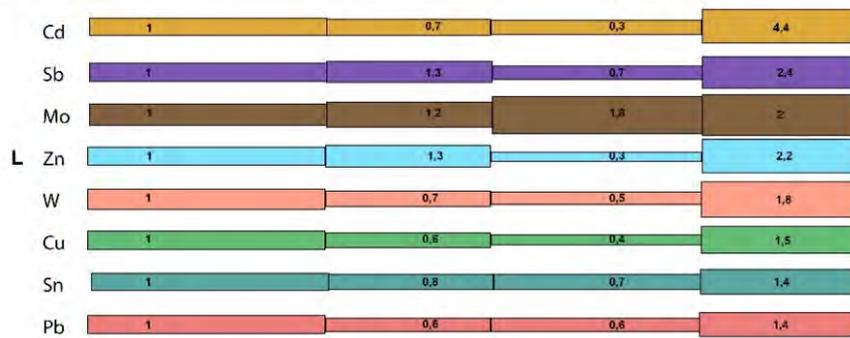
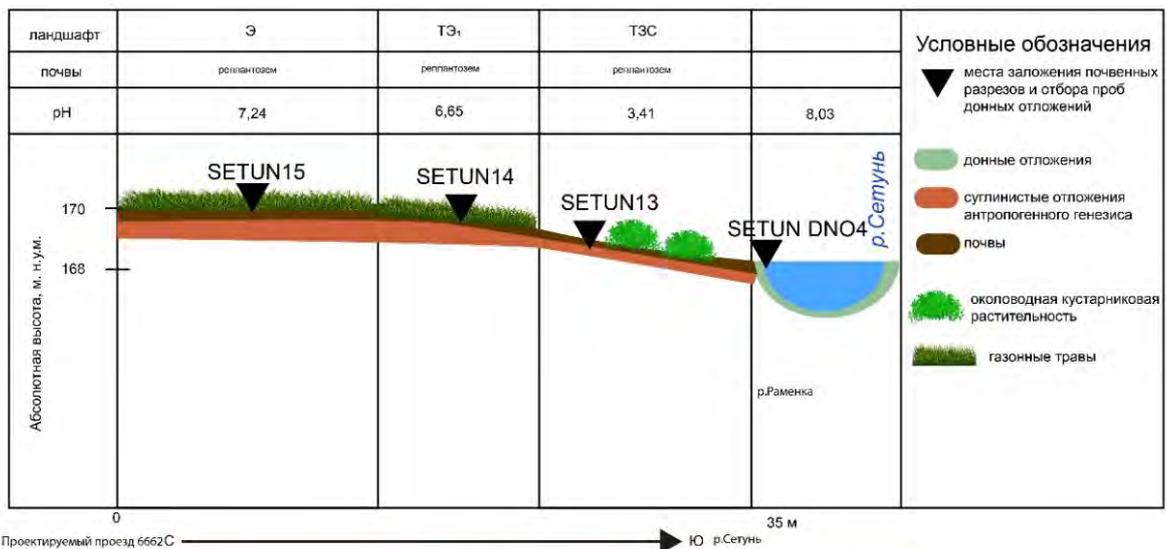
## Приложение 2. Почвенно-геохимические катены



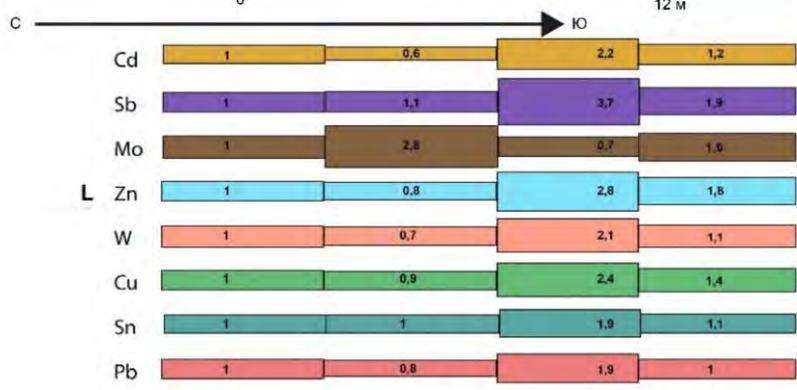
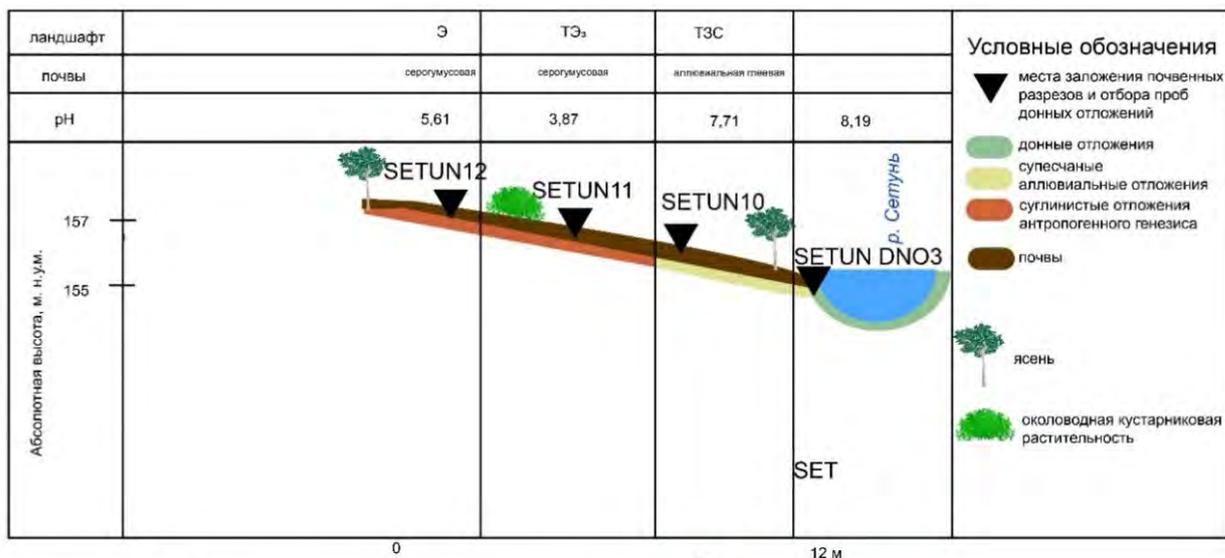
Коэффициенты латеральной дифференциации ТММ в транспортно-железнодорожной катене в долине р. Алёшинка вблизи железнодорожных путей



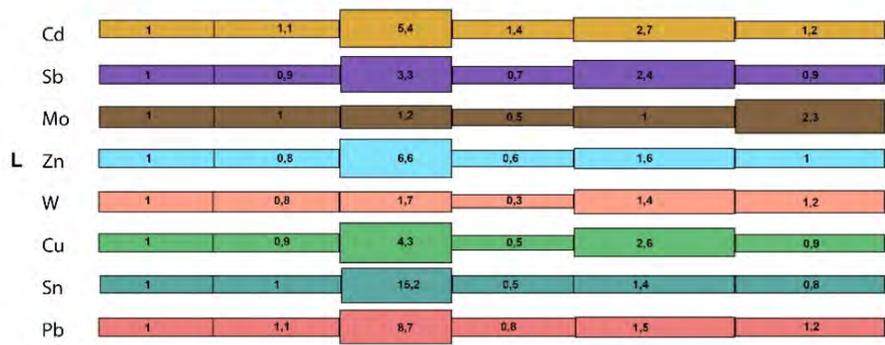
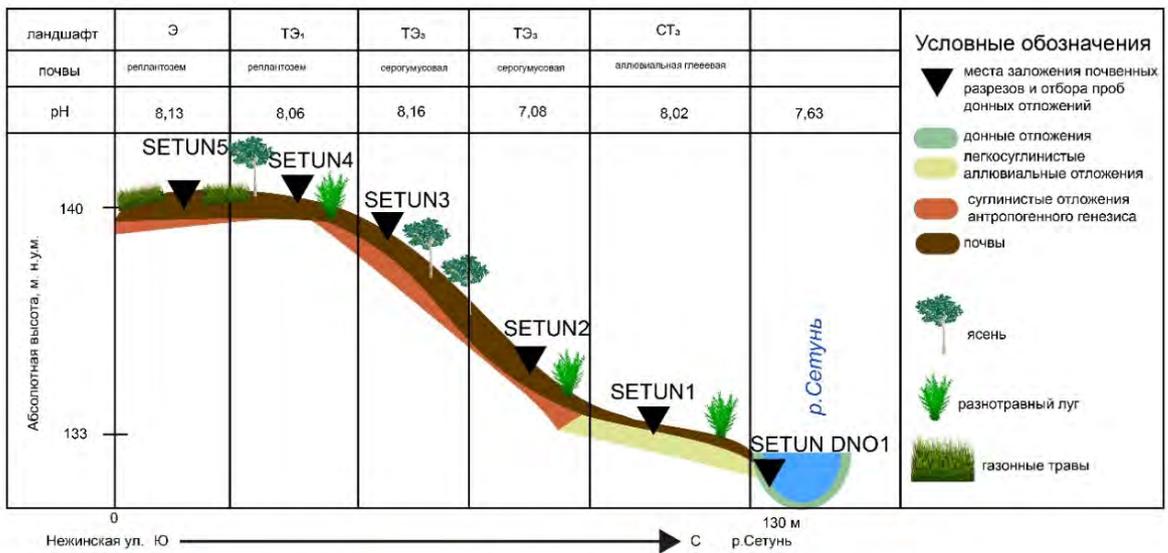
Коэффициенты латеральной дифференциации ТММ в рекреационной катене в долине р. Сетунька в Тропарёвском парке



Коэффициенты латеральной дифференциации ТММ в транспортно-рекреационной катене в верхнем течении р. Сегушь

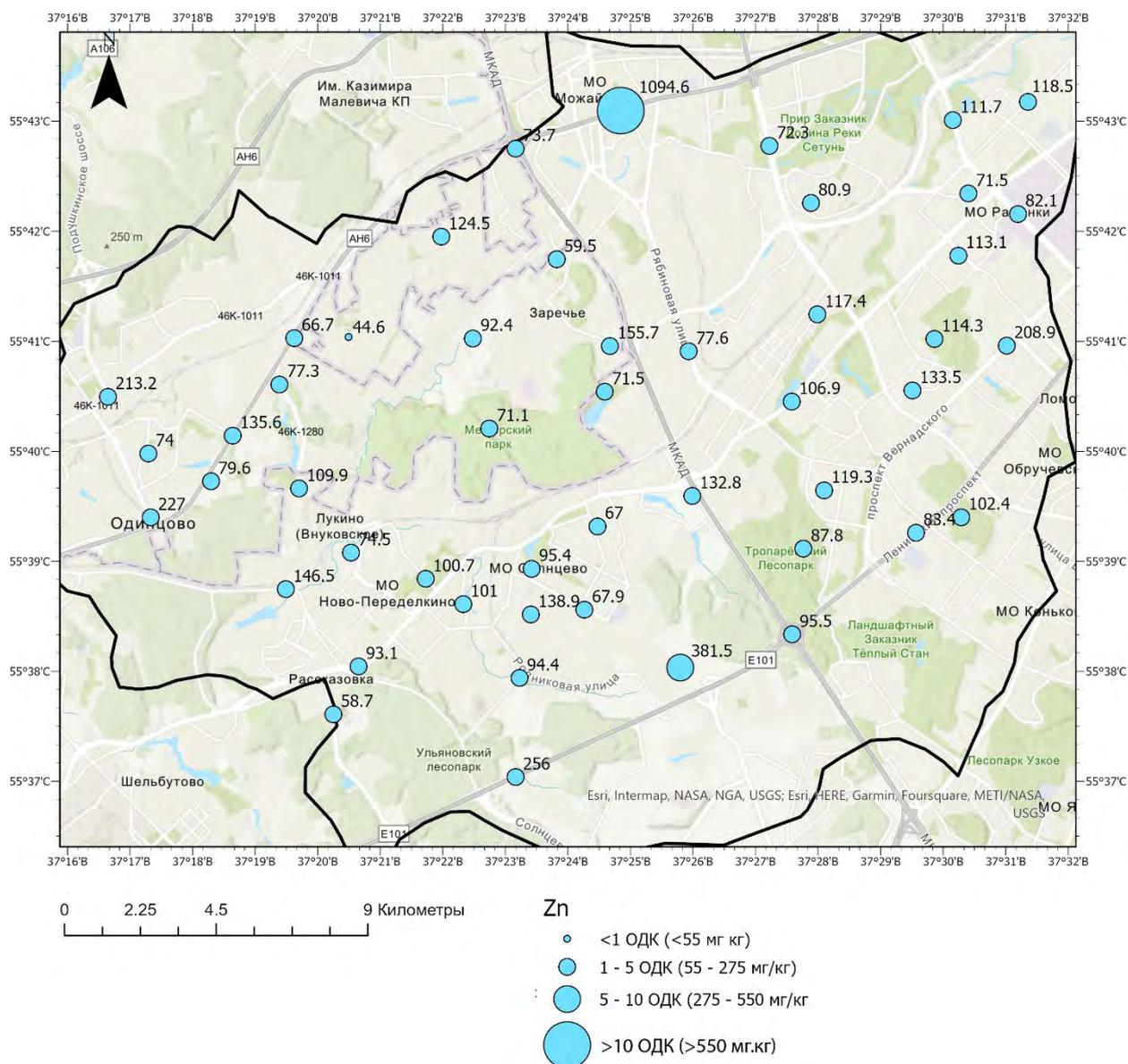


Коэффициенты латеральной дифференциации ТММ в селитебно-рекреационной катене в среднем течении р. Сетунь в Мещёрском парке

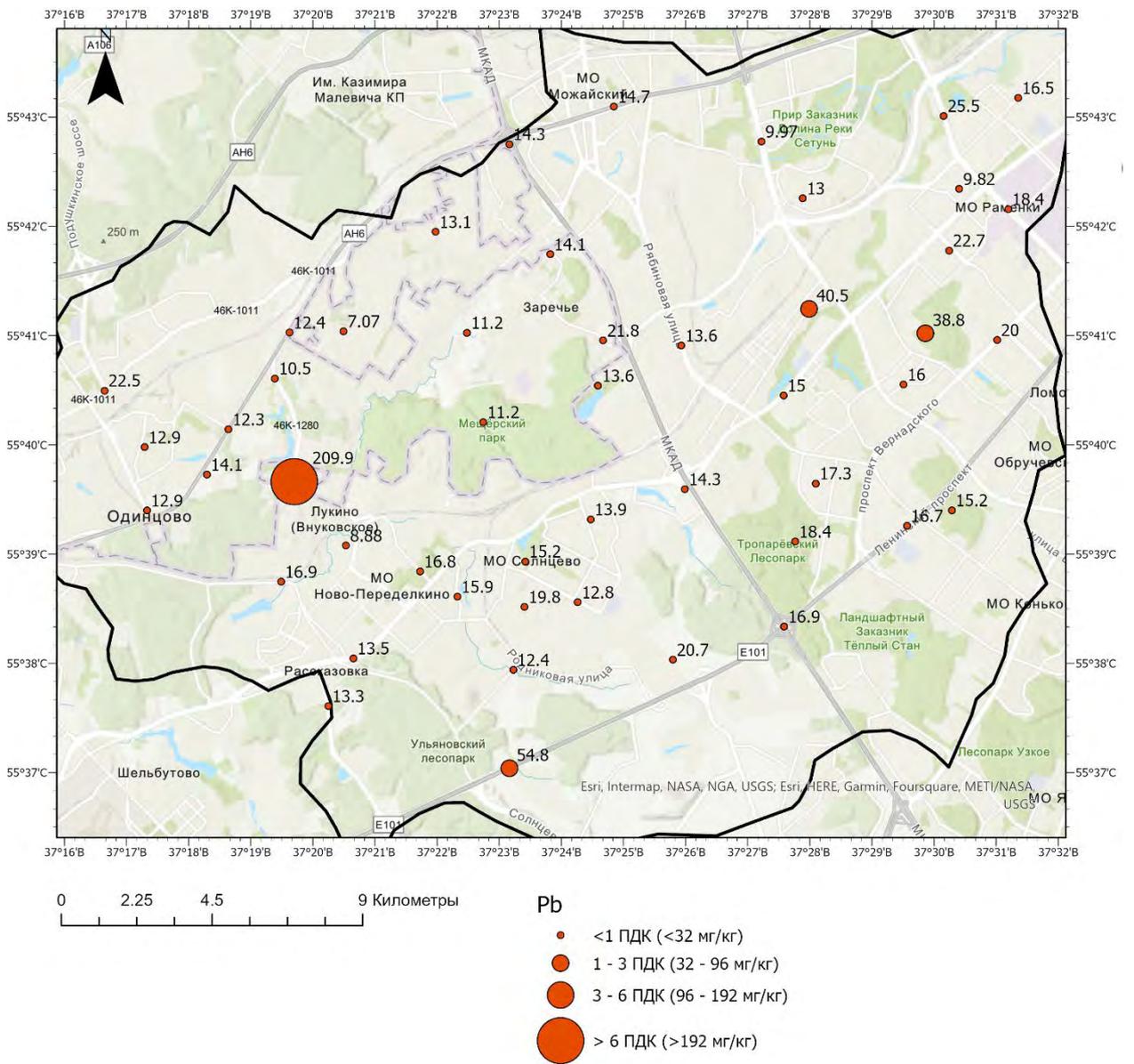


Коэффициенты латеральной дифференциации ТММ в транспортно-рекреационной катене в среднем течении р. Сетунь

### Приложение 3. Карты пространственного распределения отдельных ТММ в придорожных почвах

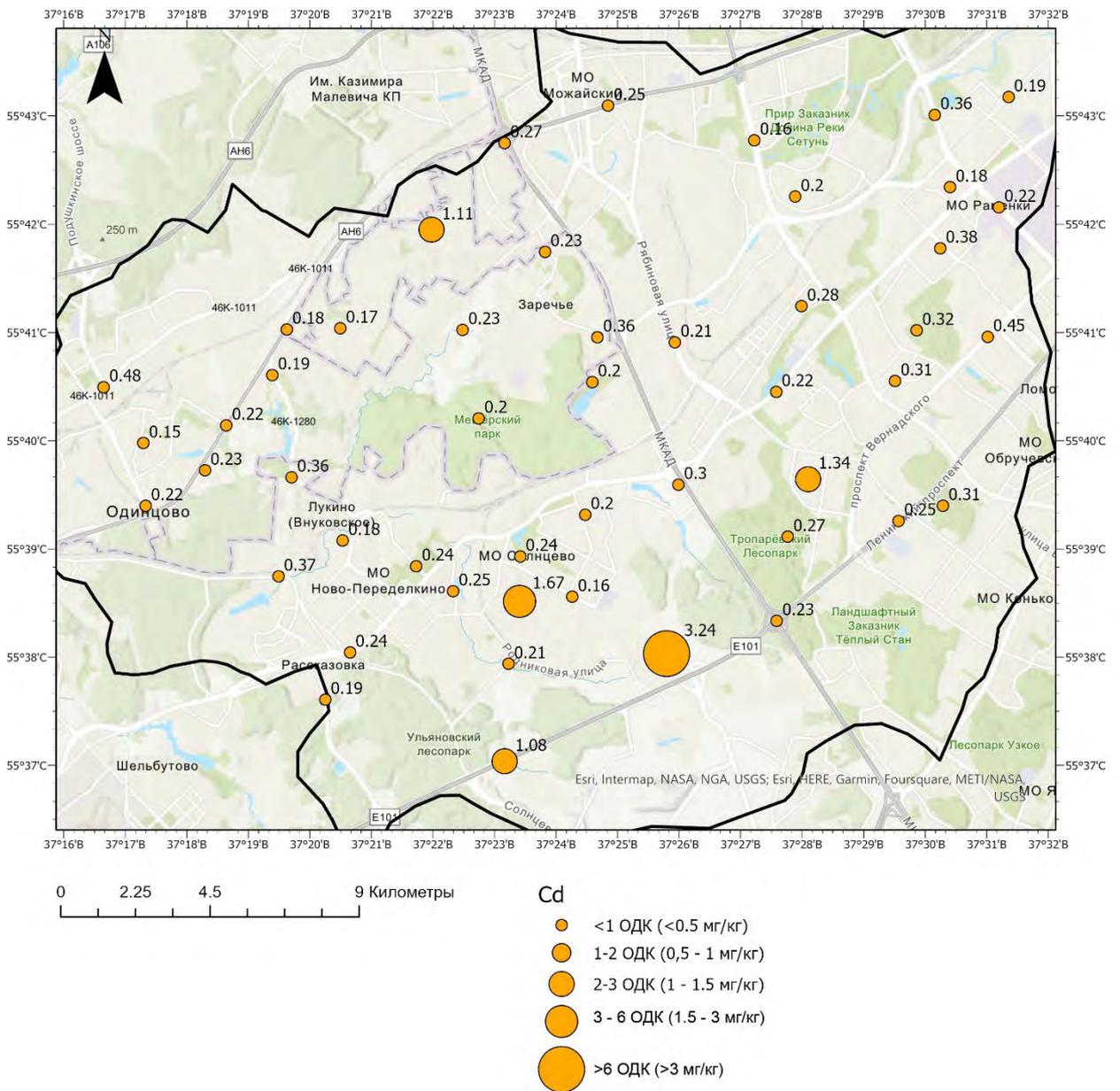


Распределение Zn в придорожных почвах бассейна р. Сетунь

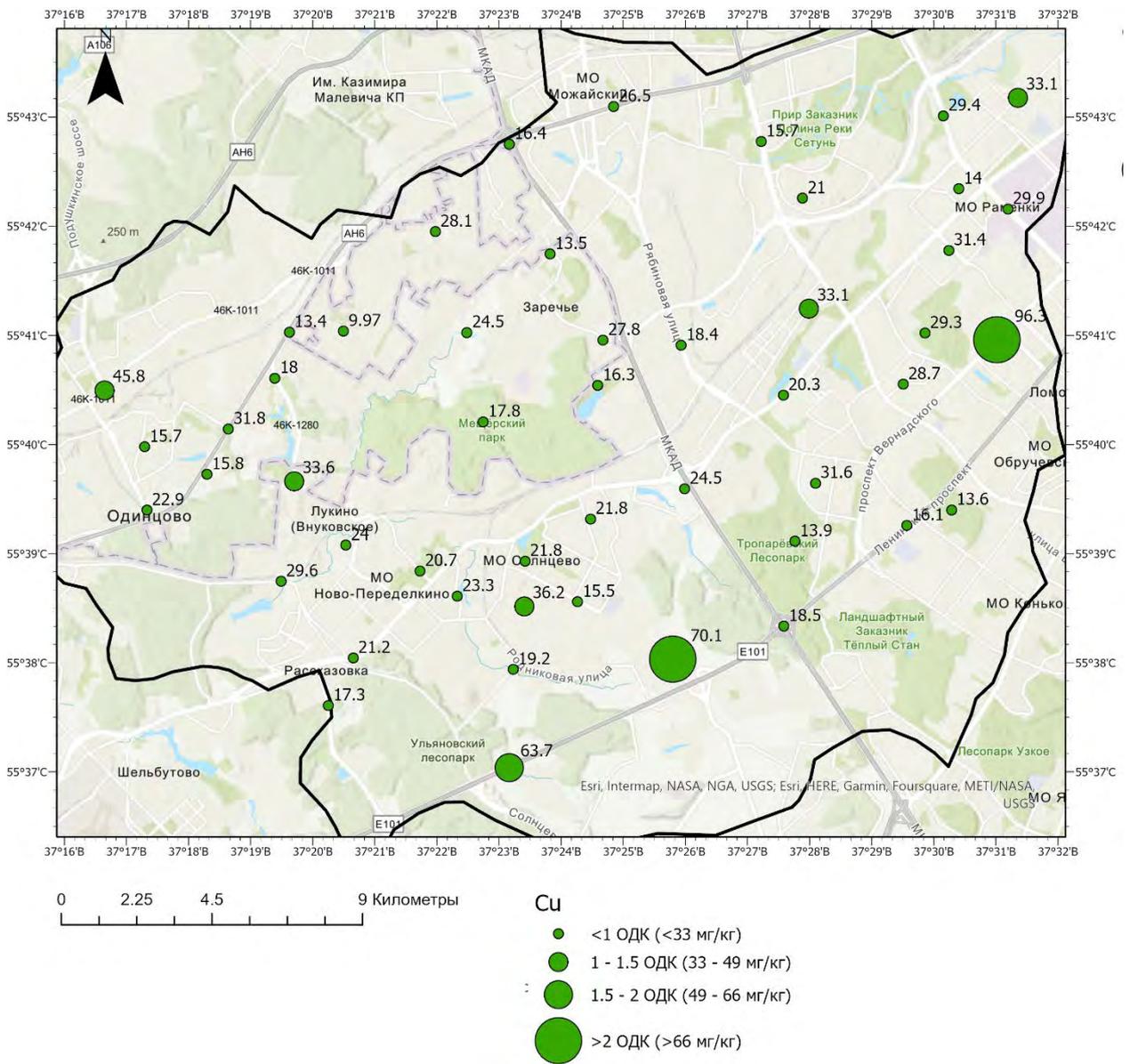


Распределение Рb в придорожных почвах бассейна р. Сетунь



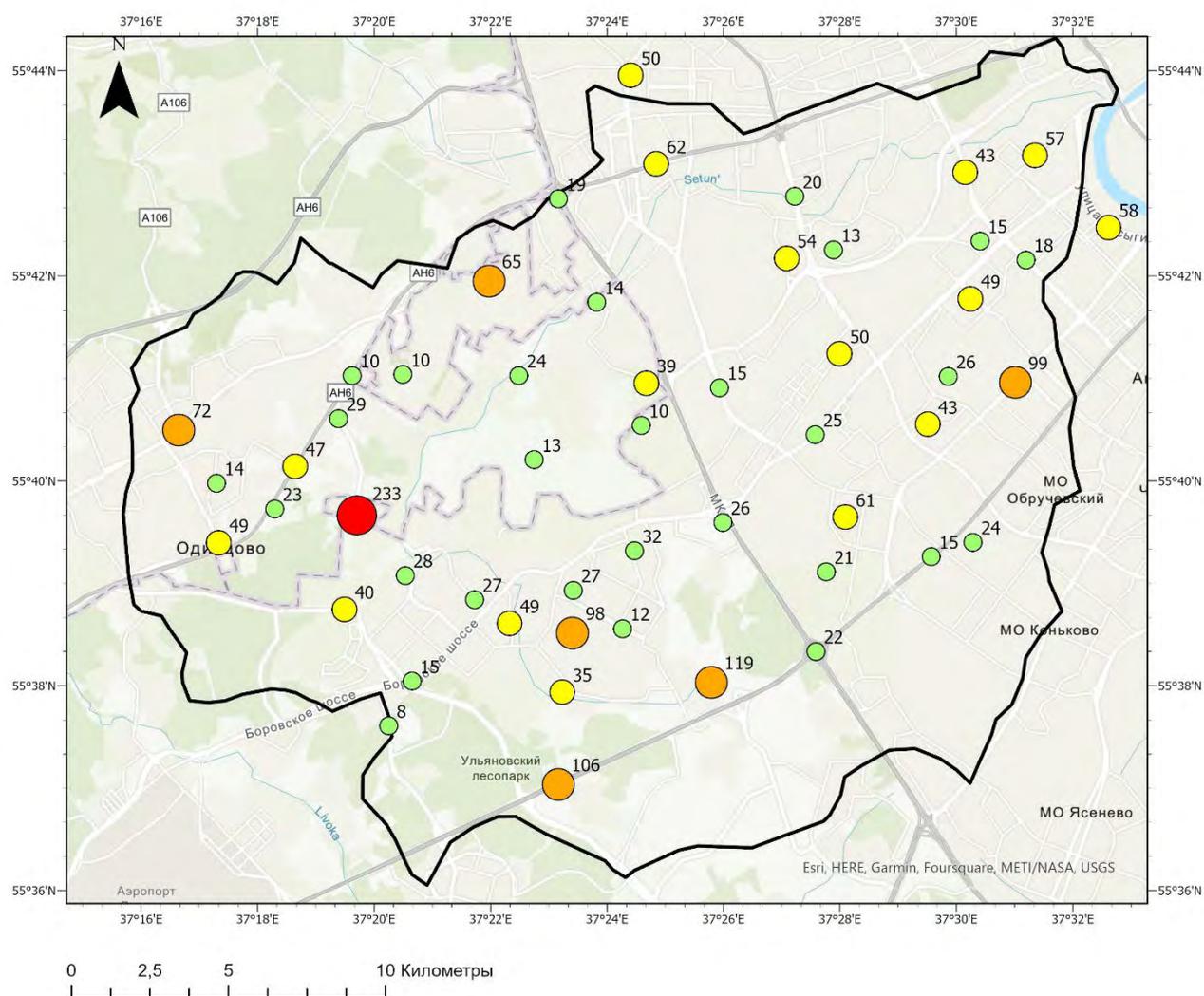


Распределение Cd в придорожных почвах бассейна р. Сетунь



Распределение Cu в придорожных почвах бассейна р. Сетушь

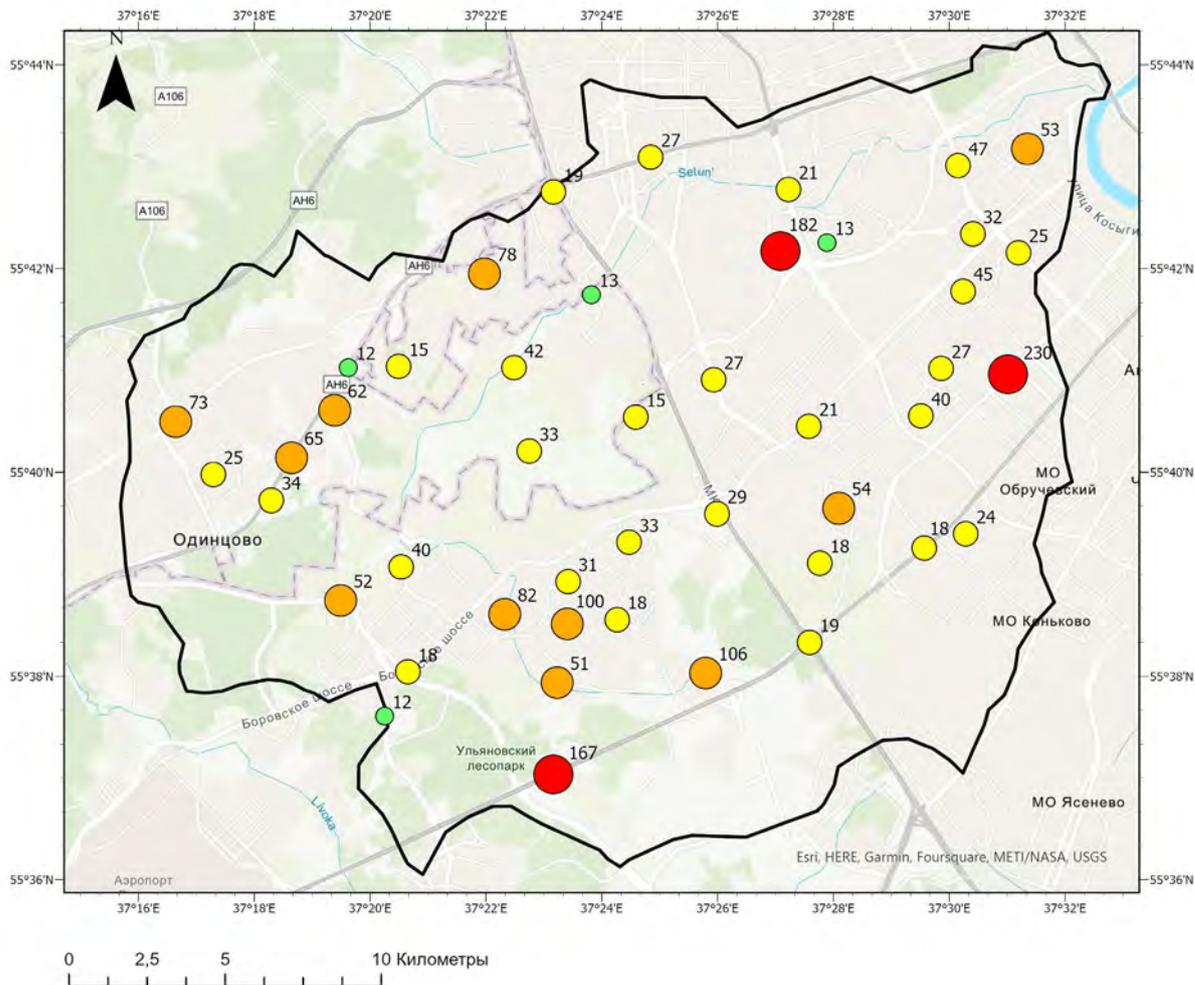
## Приложение 4. Карты распределения показателя TEF в почвах



### TEF

- <32 (низкий, неопасный)
- 32 - 64 (средний, умеренно-опасный)
- 64 - 128 (высокий, опасный)
- 128 - 256 (очень высокий, очень опасный)
- >256 (максимальный, чрезвычайно опасный)

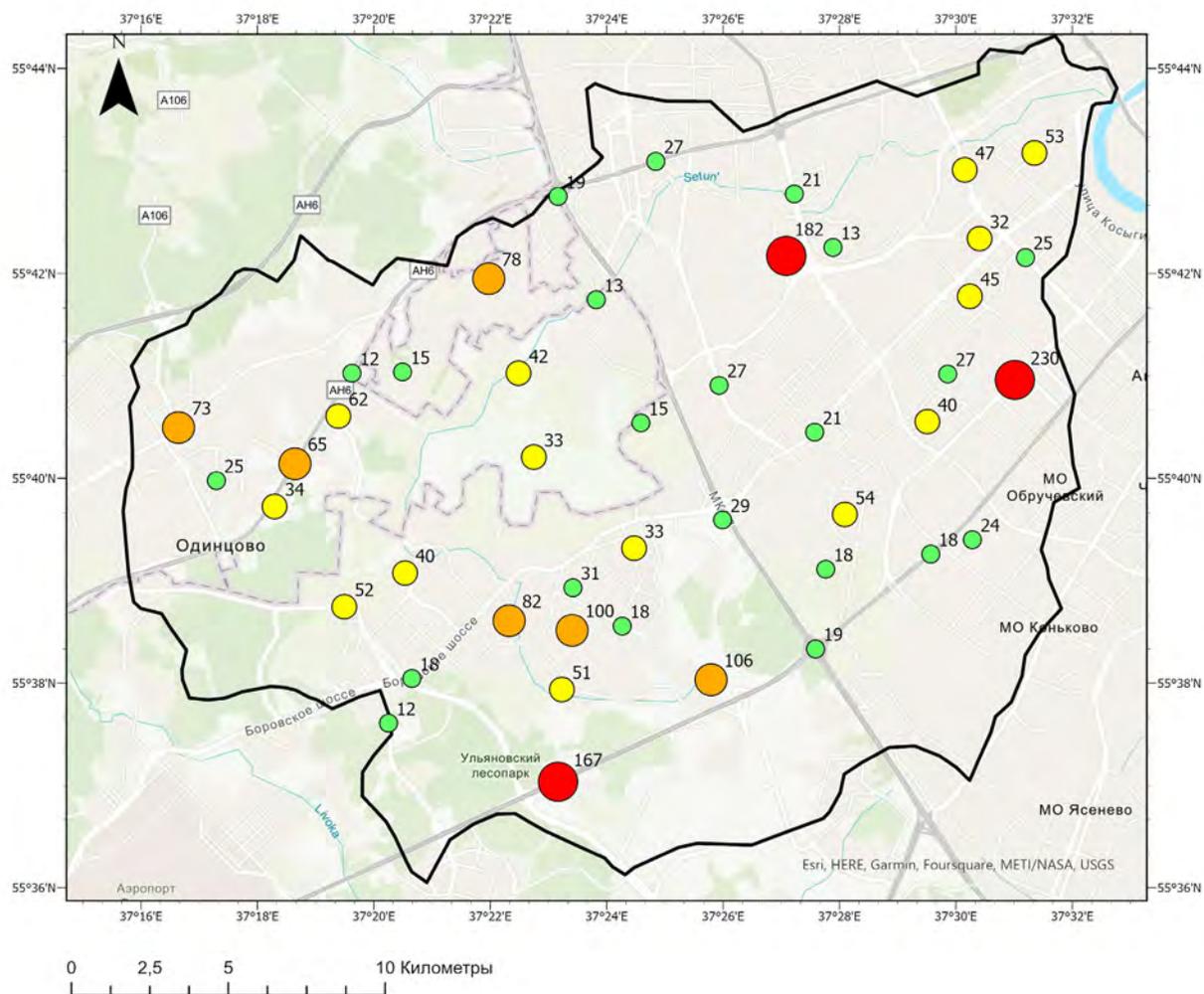
Распределение значений TEF во фракции PM<sub>1000</sub> почв



### ТЕФ

- <32 (низкий, неопасный)
- 32 - 64 (средний, умеренно-опасный)
- 64 - 128 (высокий, опасный)
- 128 - 256 (очень высокий, очень опасный)
- >256 (максимальный, чрезвычайно опасный)

Распределение значений ТЕФ во фракции РМ<sub>1-10</sub> почв

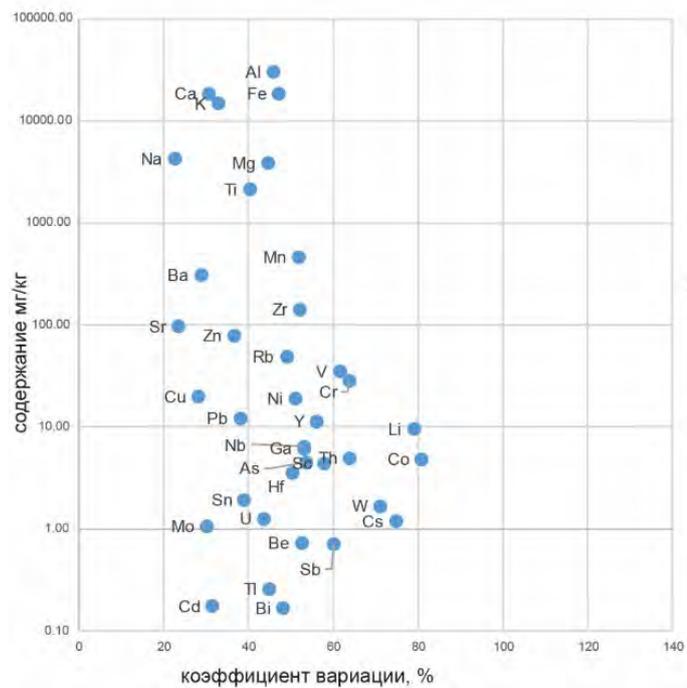


### ТЕФ

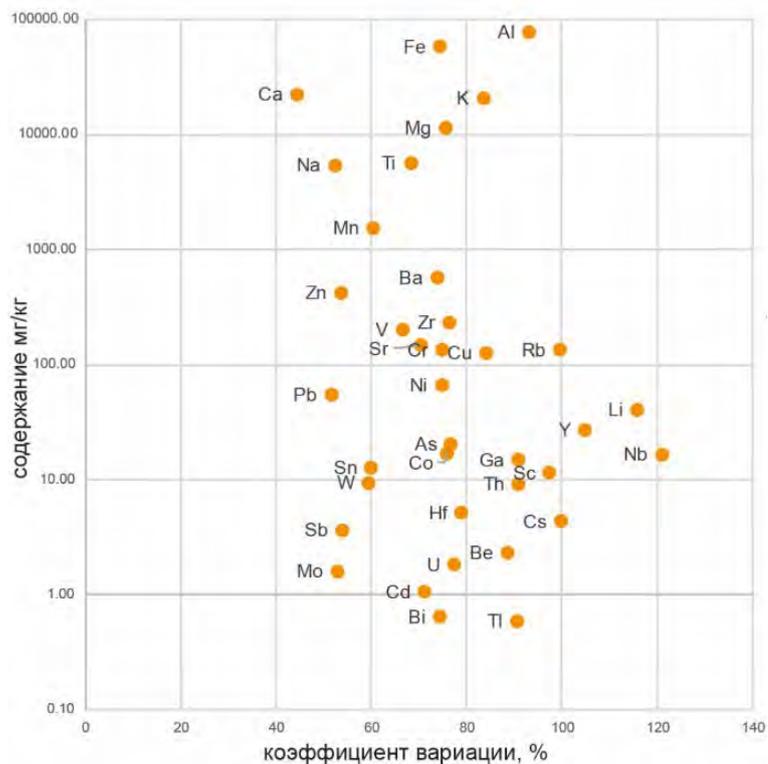
- <32 (низкий, неопасный)
- 32 - 64 (средний, умеренно-опасный)
- 64 - 128 (высокий, опасный)
- 128 - 256 (очень высокий, очень опасный)
- >256 (максимальный, чрезвычайно опасный)

Распределение значений ТЕФ во фракции РМ<sub>1</sub> почв

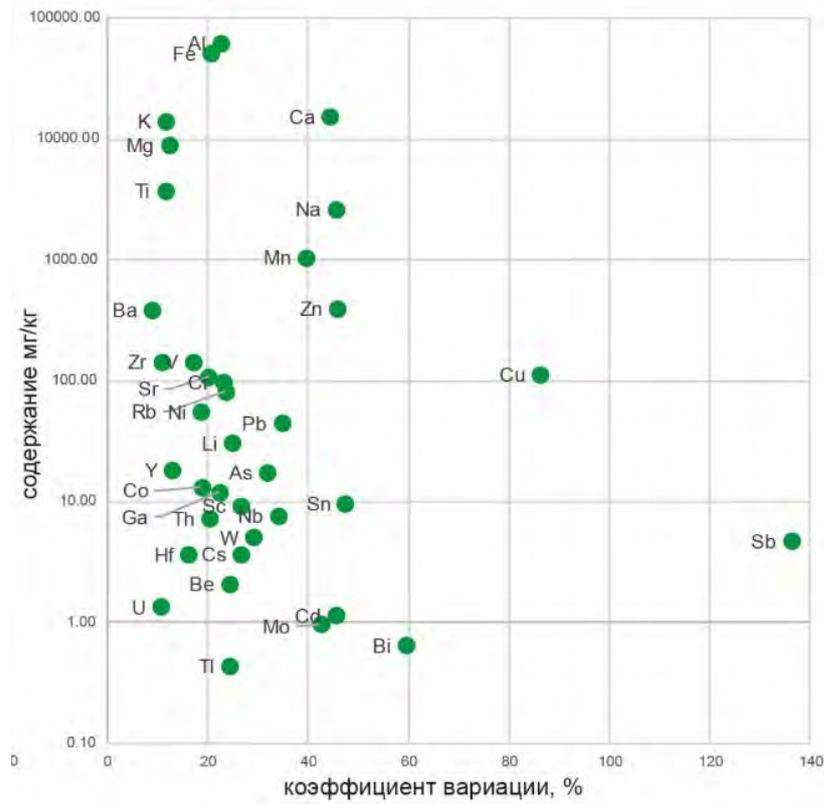




Соотношение содержания ТММ и коэффициента вариации во фракции PM<sub>1000</sub> донных отложений



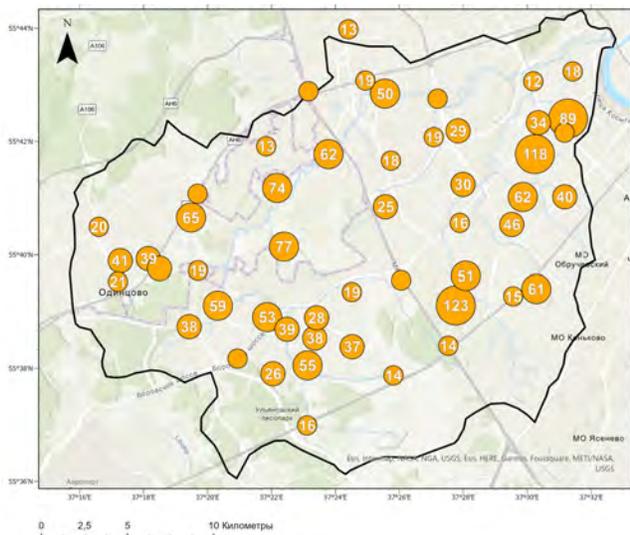
Соотношение содержания ТММ и коэффициента вариации во фракции PM<sub>1-10</sub> донных отложений



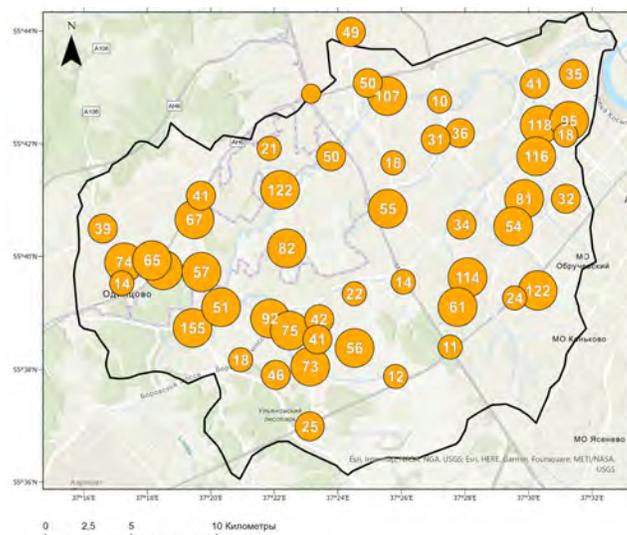
Соотношение содержания ТММ и коэффициента вариации во фракции PM<sub>1</sub> донных отложений

## Приложение 6. Карты распределения коэффициентов EF Cd, Sb и Zn в снеговой и дорожной пыли, почвах и донных отложениях бассейна р. Сетунь

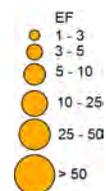
Cd, Sb и Zn - универсальные индикаторы техногенного воздействия в бассейне р. Сетунь, их распределение снеговой и дорожной пыли, а также в почвах и донных отложениях отражает поступление ТММ в эти среды с промышленными и транспортными источниками. Используются градации EF по обогащению (Sutherland 2000) измененные для антропогенно-преобразованных почв (Chabukdhara et al 2016): <1 – нет обогащения; 1–3 – слабое; 3–5 среднее; 5–10 – выше среднего; 10–25 – сильное; 25– 50 – очень сильное; >50 – чрезвычайно сильное.



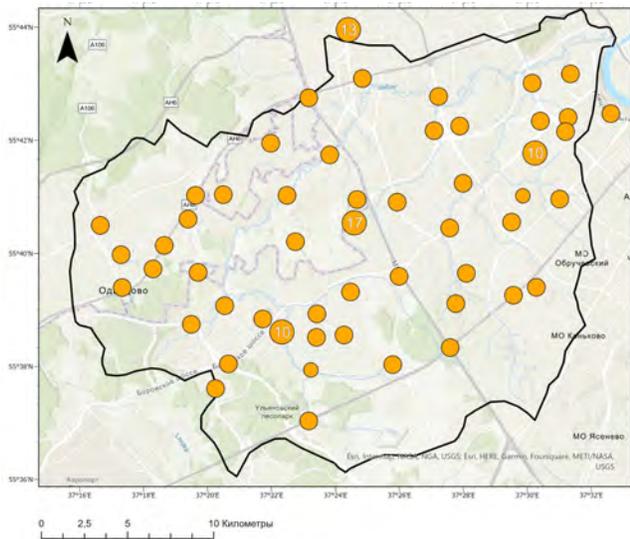
PM<sub>1000</sub>



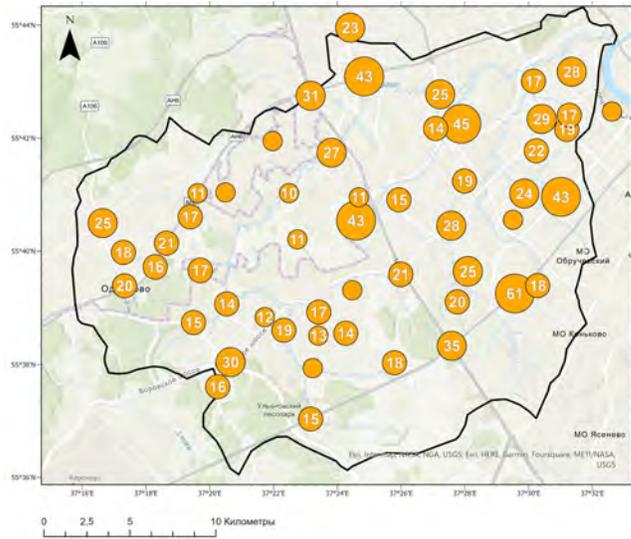
PM<sub>1</sub>



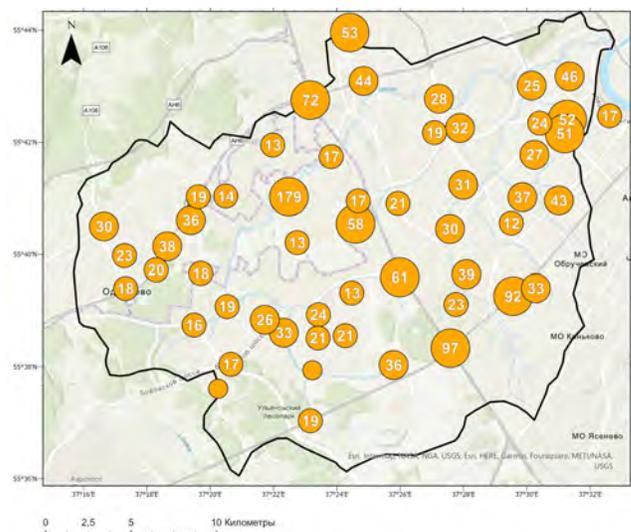
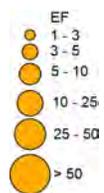
EF Cd в частицах снеговой пыли



PM<sub>1000</sub>

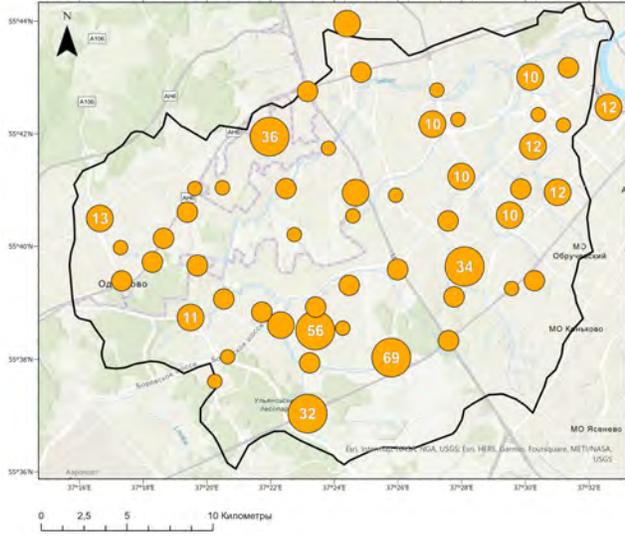


PM<sub>1-10</sub>

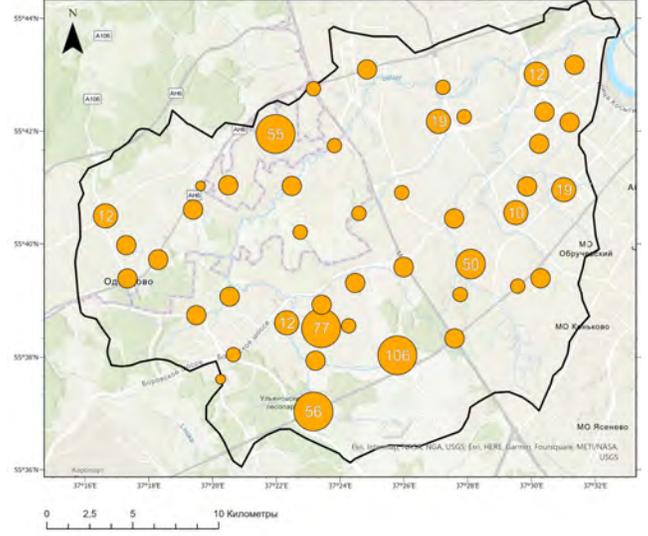


PM<sub>1</sub>

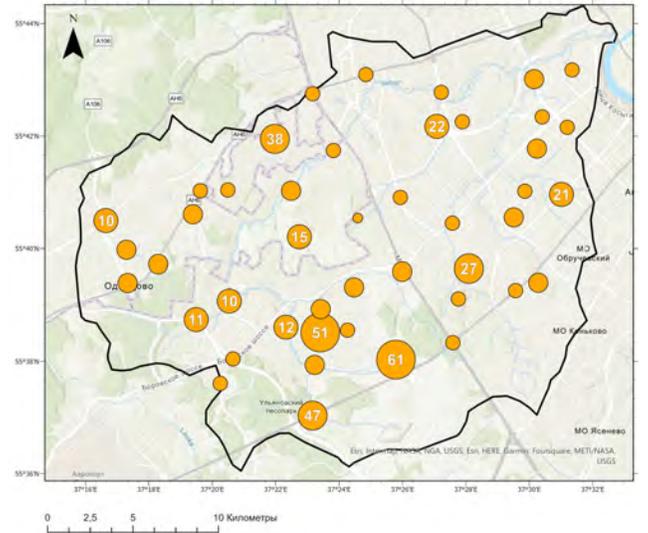
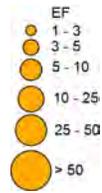
EF Cd в частицах дорожной пыли



PM<sub>1000</sub>

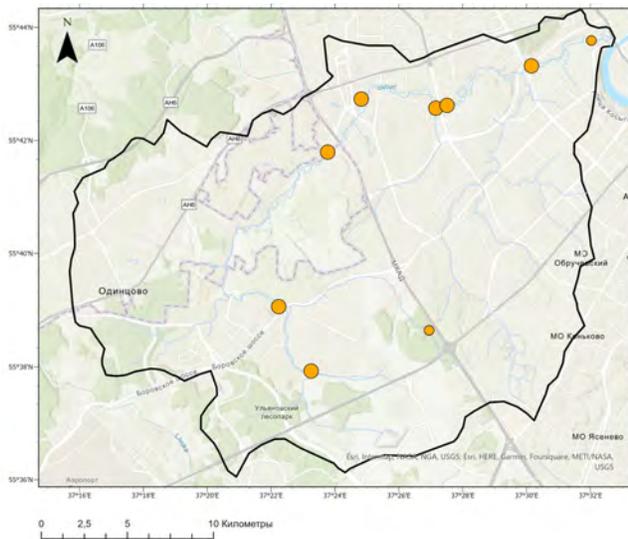


PM<sub>1-10</sub>

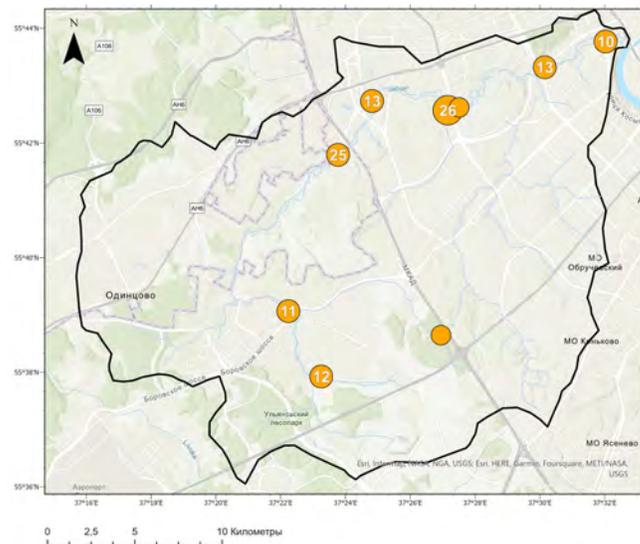


PM<sub>1</sub>

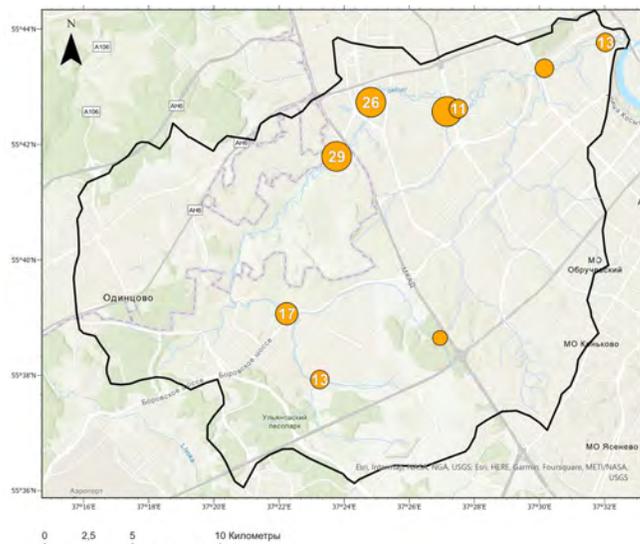
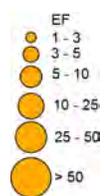
EF Cd в частицах придорожных почв



PM<sub>1000</sub>

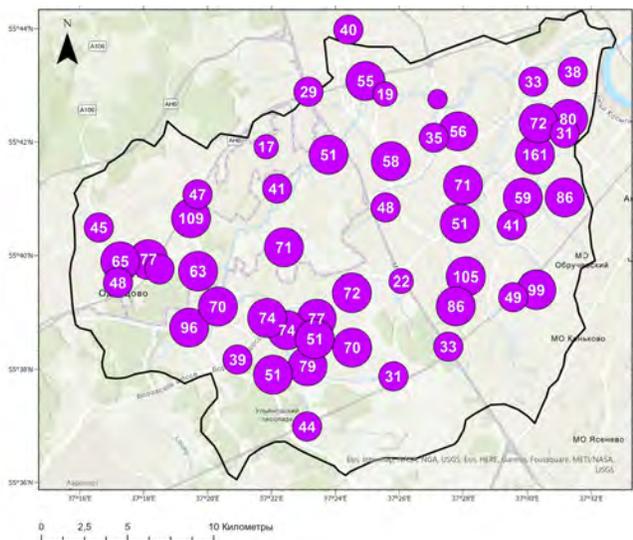


PM<sub>1-10</sub>

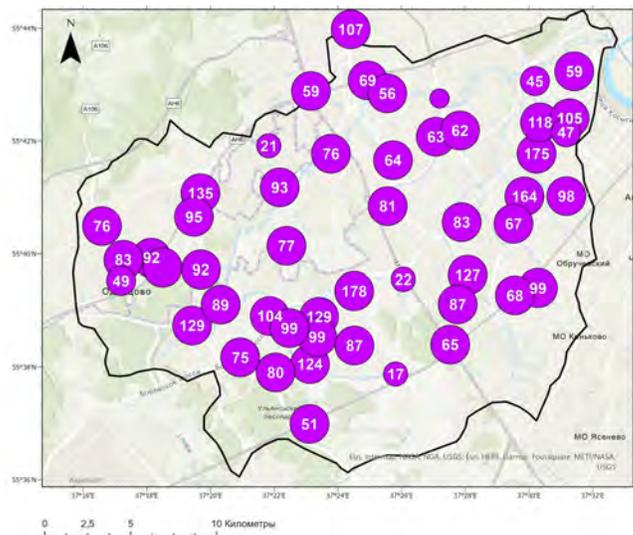


PM<sub>1</sub>

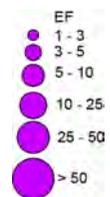
EF Cd в частицах донных отложений



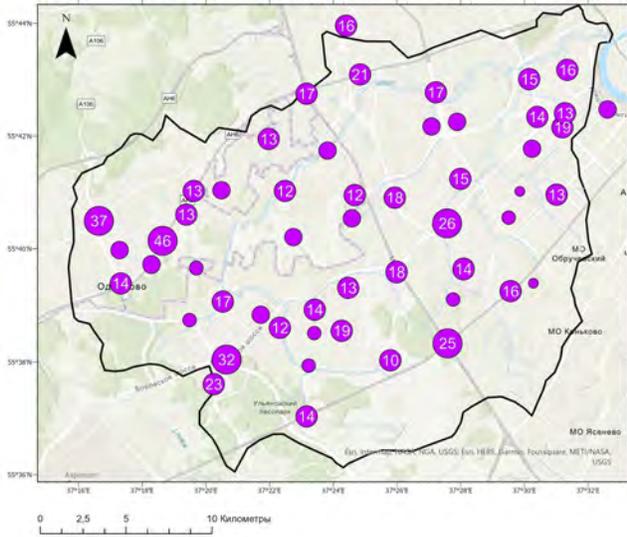
PM<sub>1000</sub>



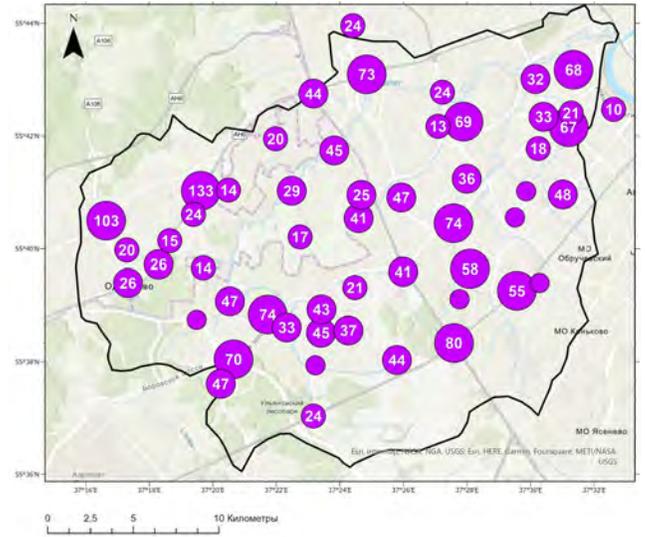
PM<sub>1-10</sub>



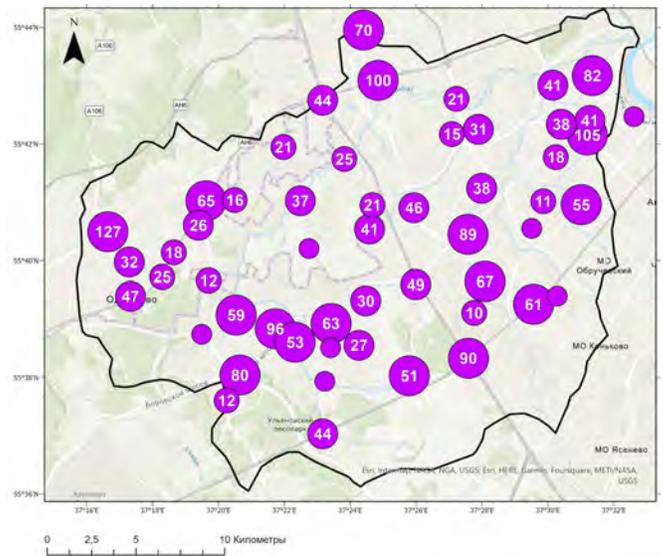
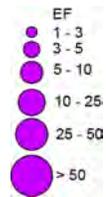
EF Sb в частицах снеговой пыли



PM<sub>1000</sub>

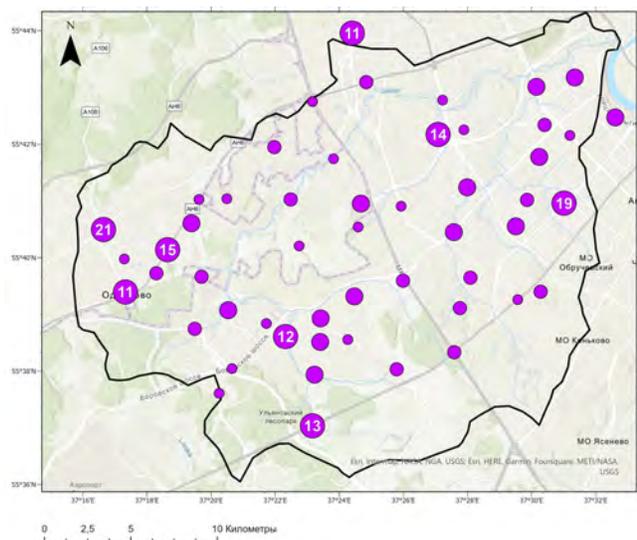


PM<sub>1-10</sub>

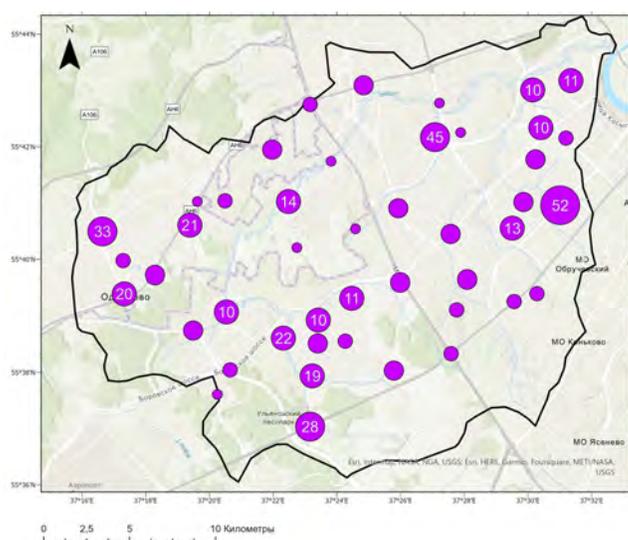


PM<sub>1</sub>

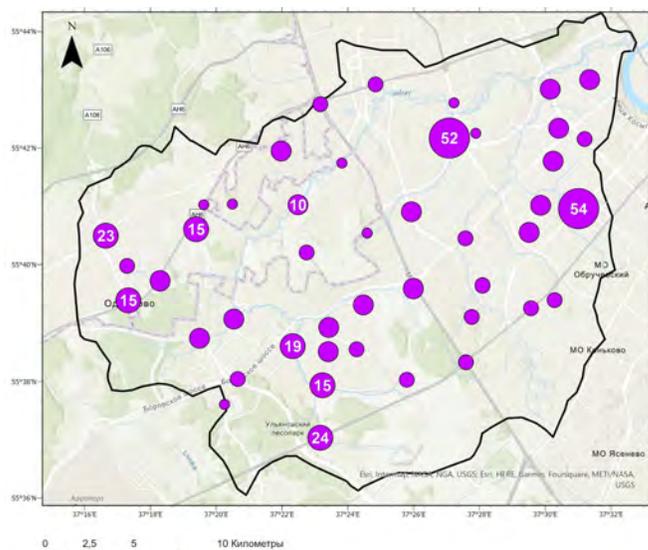
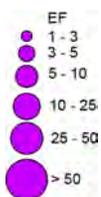
EF Sb в частицах дорожной пыли



PM<sub>1000</sub>

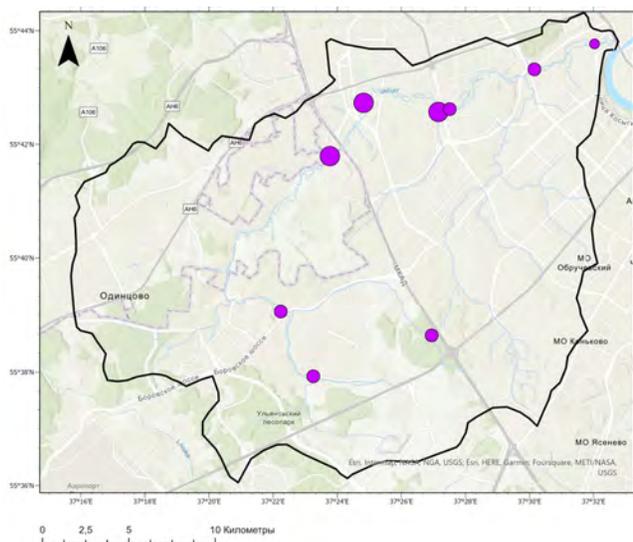


PM<sub>1-10</sub>

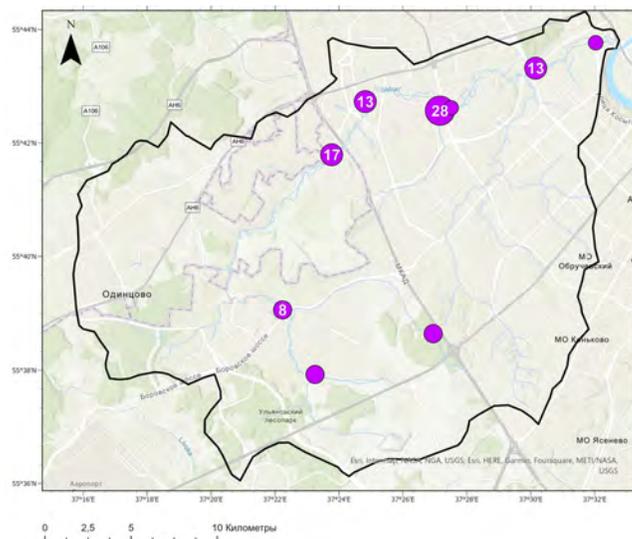


PM<sub>1</sub>

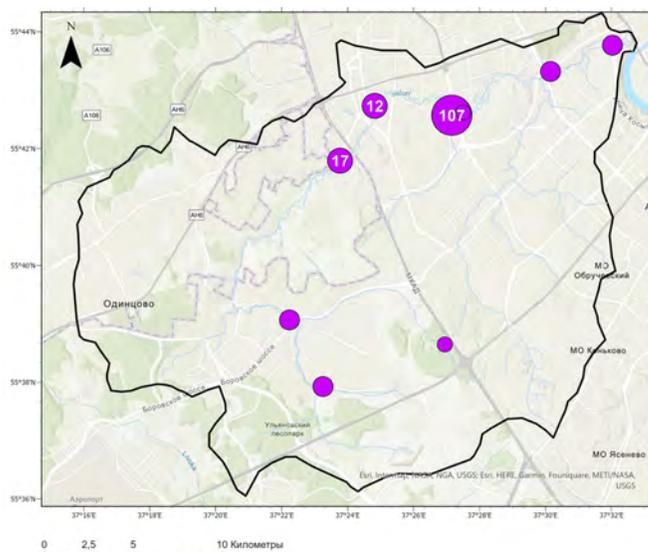
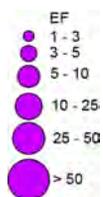
EF Sb в частицах придорожных почв



PM<sub>1000</sub>

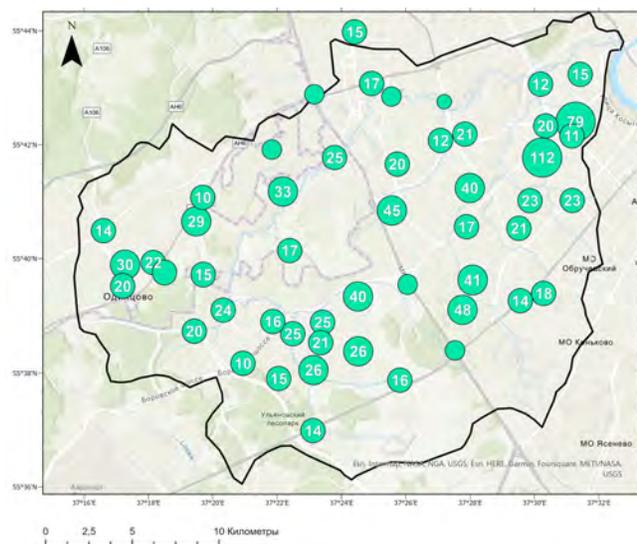


PM<sub>1-10</sub>

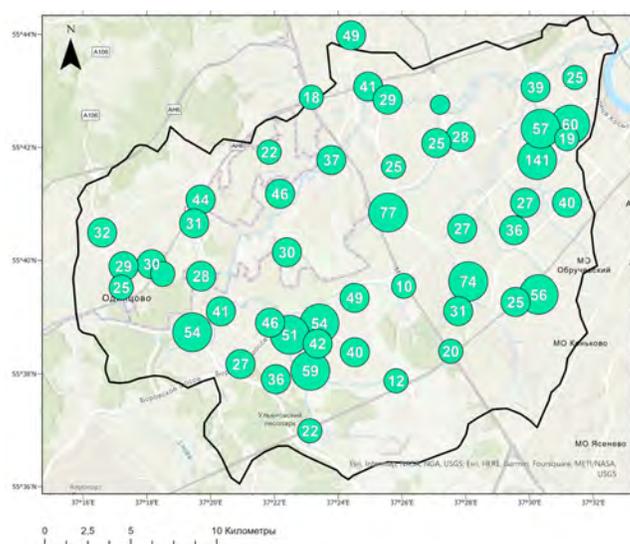


PM<sub>1</sub>

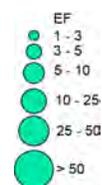
EF Sb в частицах донных отложений



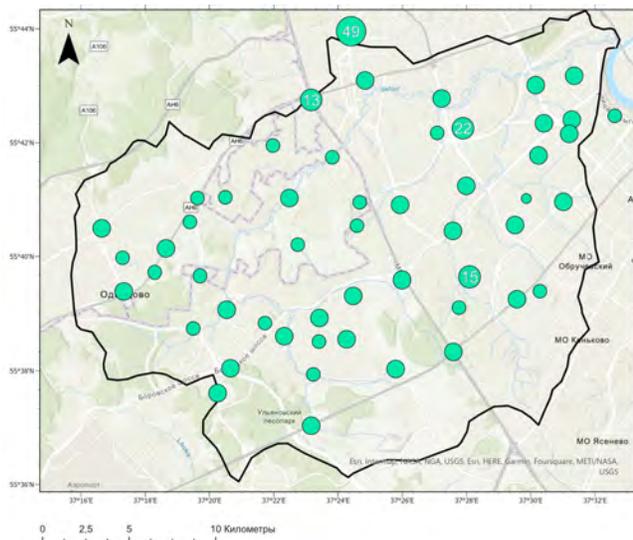
PM<sub>1000</sub>



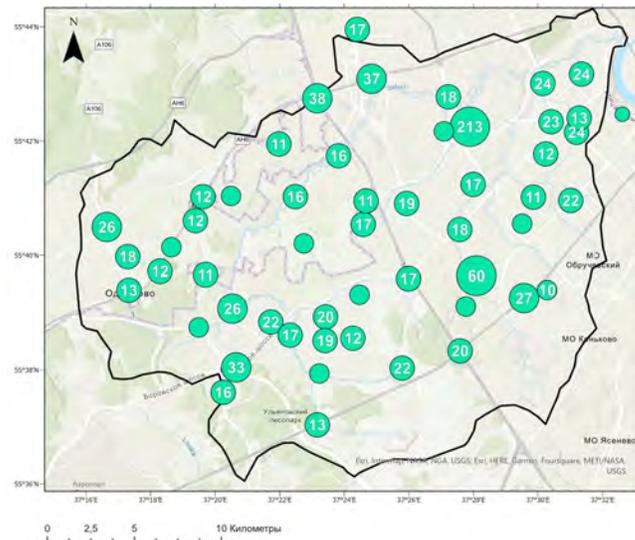
PM<sub>1-10</sub>



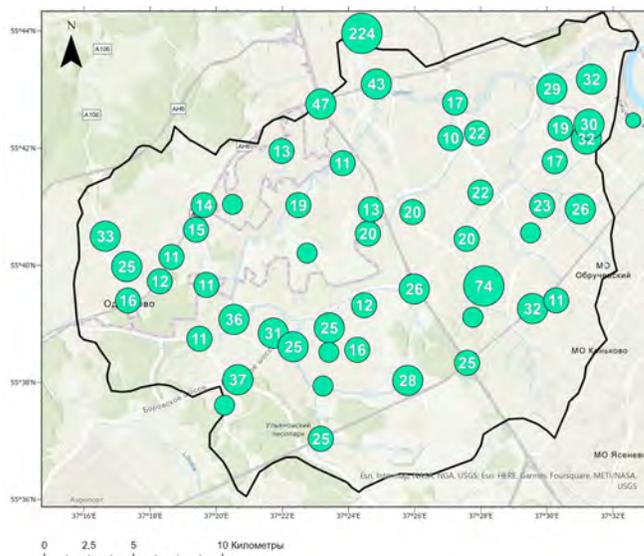
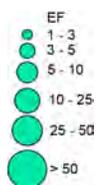
EF Zn в частицах снеговой пыли



PM<sub>1000</sub>

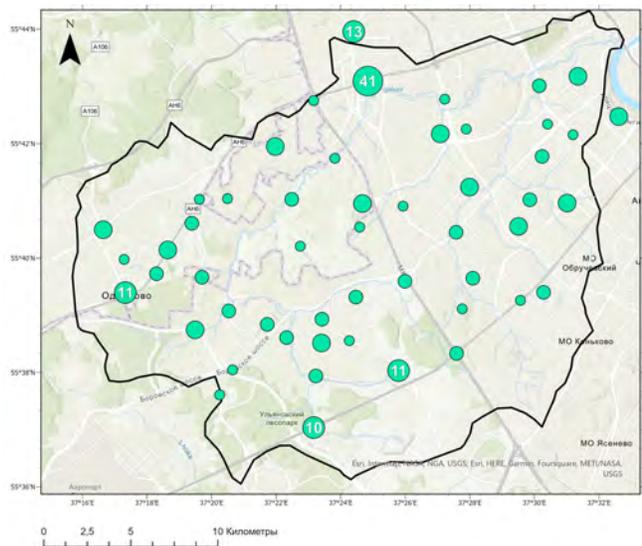


PM<sub>1-10</sub>

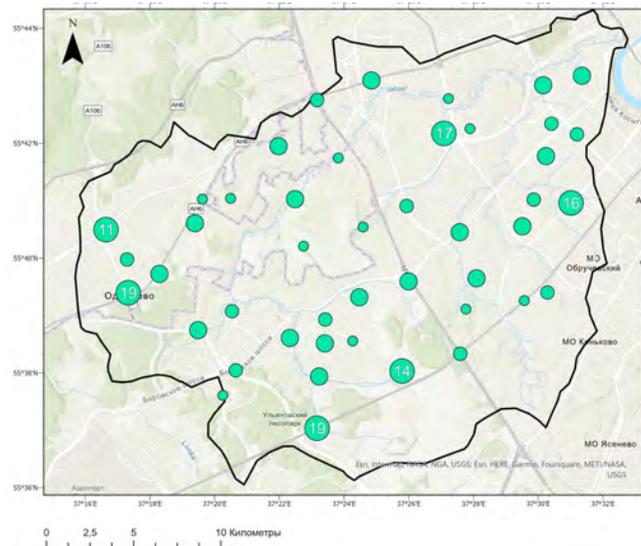


PM<sub>1</sub>

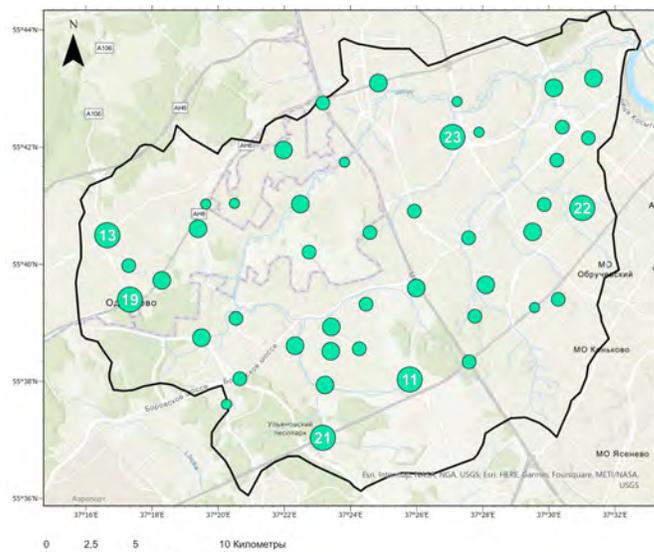
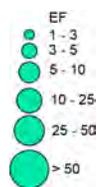
EF Zn в частицах дорожной пыли



PM<sub>1000</sub>

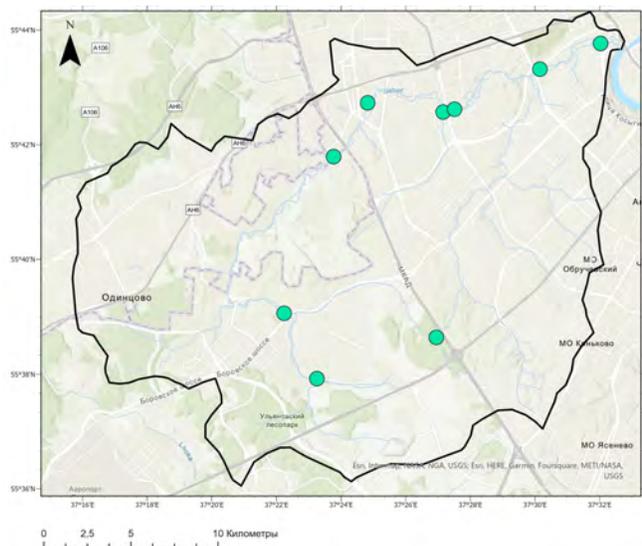


PM<sub>1-10</sub>

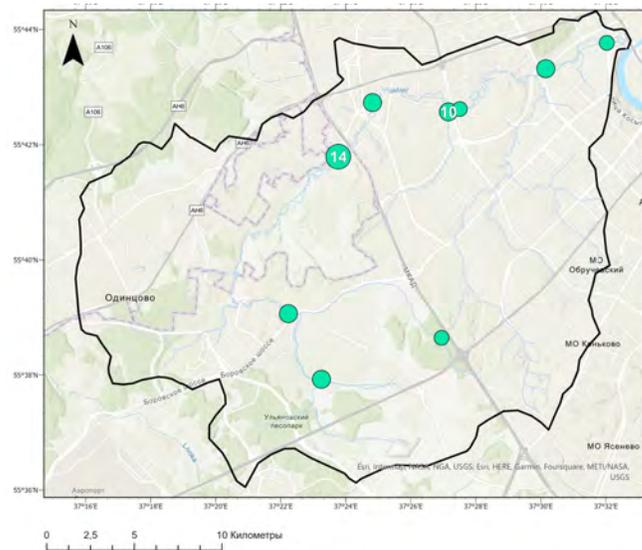


PM<sub>1</sub>

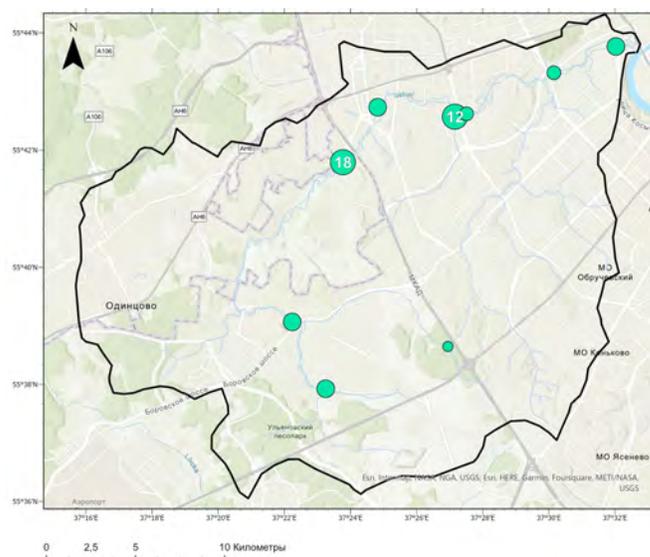
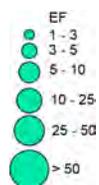
EF Zn в частицах придорожных почв



PM<sub>1000</sub>



PM<sub>1-10</sub>



PM<sub>1</sub>

EF Zn в частицах донных отложений