

Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение
высшего образования

«Читинская государственная медицинская академия»
Министерства здравоохранения Российской Федерации

На правах рукописи



Самойленко Галина Юрьевна

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ
ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ, СОПРЯЖЕННЫХ СРЕДАХ
И ДИКОРАСТУЩИХ РАСТЕНИЯХ ИЗ ЭКОСИСТЕМ
В УСЛОВИЯХ УРБАНИЗИРОВАННОЙ ТЕРРИТОРИИ
ВОСТОЧНОГО ЗАБАЙКАЛЬЯ

03.02.08 – Экология (биология)

Диссертация

на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель
кандидат биологических наук, доцент
Бондаревич Евгений Александрович

Чита – 2019

Оглавление

Введение	4
1 Современное состояние проблемы накопления и распределения тяжелых металлов в почвах и растениях в условиях техногенного воздействия	11
1.1 Современное состояние проблемы накопления тяжелых металлов в условиях урбанизированной территории.....	11
1.2 Характер накопления и распределения тяжелых металлов в почвах Забайкалья.....	25
1.3 Биогеохимические особенности накопления и распределения тяжелых металлов в растениях.....	29
1.4 Влияние тяжелых металлов на метаболизм растений и агрохимические особенности почв.....	33
2 Физико-географическая характеристика исследуемой территории города Читы и Читинского района Забайкальского края	36
2.1 Природно-климатические особенности района исследования.....	36
2.2 Физико-географическая характеристика района исследования.....	38
3 Объекты и методы исследования	42
3.1 Объекты исследования.....	42
3.2 Методы исследования.....	47
3.3 Эколого-геохимические индексы.....	52
4 Эколого-геохимическая оценка накопления и распределения тяжелых металлов в почвах	55
4.1 Величина рН и содержание гумуса в почвах.....	55
4.2 Содержание валовых и подвижных форм тяжелых металлов в почвах.....	57
4.3 Эколого-геохимические индексы по валовому содержанию и подвижным формам тяжелых металлов.....	64
5 Особенности накопления и распределения тяжелых металлов в растениях из экосистем в условиях урбанизированной территории	72
5.1 Сезонное распределение ионов тяжелых металлов в растениях.....	72

5.1.1 Содержание тяжелых металлов в органах <i>Potentilla tanacetifolia</i>	72
5.1.2 Содержание тяжелых металлов в органах <i>Stemmacantha uniflora</i>	79
5.1.3 Содержание тяжелых металлов в органах <i>Stellera chamaejasme</i>	86
5.1.4 Содержание тяжелых металлов в органах <i>Oxytropis myriophylla</i>	93
5.1.5 Содержание тяжелых металлов в органах <i>Artemisia gmelinii</i>	100
5.2 Оценка накопления и распределения тяжелых металлов в растениях по величинам эколого-геохимических индексов.....	107
5.2.1 Эколого-геохимические индексы для <i>Potentilla tanacetifolia</i>	107
5.2.2 Эколого-геохимические индексы для <i>Stemmacantha uniflora</i>	114
5.2.3 Эколого-геохимические индексы для <i>Stellera chamaejasme</i>	118
5.2.4 Эколого-геохимические индексы для <i>Oxytropis myriophylla</i>	122
5.2.5 Эколого-геохимические индексы для <i>Artemisia gmelinii</i>	126
5.3 Биогеохимическая активность растений.....	132
Заключение	136
Список использованной литературы	138

Введение

Актуальность. Восточное Забайкалье является старейшим регионом России, где ведется добыча цветных металлов. Совокупность природно-климатических, геологических факторов, а также особенностей рельефа привело к широкому распространению техногенного загрязнения. Кроме добычи минеральных ресурсов, несущих высокие риски загрязнения природной среды ксенобиотиками, регион характеризуется значительными выбросами загрязняющих веществ в результате деятельности предприятий теплоэнергетики и автотранспорта [Гениатулин, 2012]. Проблема является наиболее актуальной применительно к урбанизированным территориям Забайкалья, к которым, в частности, относится г. Чита и Читинский район. Такие территории отличаются от природных вследствие происходящих изменений городской среды под действием антропогенных и техногенных факторов. Тяжелые металлы (ТМ), среди прочих загрязняющих веществ, отличаются высокой токсичностью и способны без значительных физико-химических изменений поступать по пищевым цепям в организм животных и человека. Кроме того, такие элементы характеризуются длительными периодами полувыведения и обладают высокими кумулятивными эффектами [Титов, 2014].

В настоящее время проблема загрязнения почв и растений остается не менее актуальной. Известно, что высокий уровень содержания тяжелых металлов в почве приводит к значительным нарушениям агро- и фитоценозов. Следует отметить, что среди тяжелых металлов имеются элементы, которые необходимы для жизнедеятельности растений, и их биологическая функция хорошо известна. В низких концентрациях такие металлы способны оказывать стимулирующий эффект, тогда как более высокие дозы подавляют рост и развитие растений, переходя в разряд токсичных [Титов, 2014]. Но, произрастая на загрязненных территориях, растения способны вырабатывать разнообразные физиологические и молекулярные механизмы защиты и адаптации при избыточном поступлении поллютантов. Благодаря этому появляется перспектива использования таких

видов с целью фиторемедиации почв с высоким уровнем загрязнения тяжелыми металлами.

Для извлечения тяжелых металлов с загрязненных территорий используют различные методы [Корте, 1997 ; Фелленберг, 1997 ; Протасов, 2005]. Известно, что технологические методы недостаточно эффективны и экономически невыгодны. Восстановление окружающей среды при помощи растений вызывает широкий интерес во всем мире благодаря возможностям, которые открывает технология фиторемедиации для очистки атмосферы и верхних слоев загрязненных почв [Salt et al., 1995 ; Экология, 2004 ; Прасад, 2005 ; Буравцев, Крылова, 2005 ; Холодова и др., 2005 ; Маджугина и др., 2008]. Растительные организмы чувствительны к составу окружающей среды и активно реагируют на изменение ее состояния. Разные виды растений обладают неодинаковой способностью накапливать загрязнители, в том числе и тяжелые металлы. Это позволяет применять такие виды для снижения антропогенного воздействия на урбанизированных территориях и использовать их в качестве биоиндикаторов и фиторемедиантов.

Важное практическое значение имеют результаты исследований по изучению и определению форм тяжелых металлов в почвах, их трансформации, подвижности и оценки количеств, поступающих в пищевые цепи [Ильин, 1991 ; Титов, 2014]. Усиление антропогенной нагрузки на окружающую среду привело за несколько последних столетий промышленной революции к значительному росту содержания разнообразных поллютантов в биологических системах, с тенденцией к росту [Борисочкина, 2009]. Опасными загрязнителями являются тяжелые металлы, которые накапливаются, иногда в огромных количествах, в окружающей среде и живых организмах, вызывая тем самым необратимые последствия в экосистемах [Позняк, 2011]. В естественных условиях почвы содержат определенное количество тяжелых металлов, которое называется фоновым содержанием. В связи с этим, становятся важными знания о природном (фоновом) содержании тяжелых металлов в растениях [Ильин, 2012]. Фоновое содержание рассматривается как исходный уровень в наблюдениях за антропогенно

загрязняемыми территориями. Но особенности элементного состава растений зависит от семейства и геохимической обстановки, вместе с тем, хорошо известно, что у одних и тех же одновозрастных растениях содержание элементов может значительно колебаться, в основном из-за неодинаковых концентраций в почве их подвижных форм [Ильин, 1989].

Степень разработанности темы. В последние десятилетия, с увеличением техногенного воздействия, уделяется большое внимание исследованиям по содержанию и накоплению загрязнителей в различных компонентах экосистем [Ильин, 1989 ; Саэт, 1983]. В настоящее время учеными многих стран ведутся работы по изучению и определению форм тяжелых металлов в почвах, их трансформации и оценки их количеств, поступающих в растения [Байбеков, 2007 ; Другов, 2013 ; Савосько, 2016 ; Blindauer, 2011 ; Hassan, 2011 ; Uraguchi, 2016). Результаты таких исследований необходимы для оценки состояния геосред и самих растений, а также для работы по экологическому мониторингу в естественных и антропогенных экосистемах.

Цель исследования – изучение содержания, особенностей накопления и распределения некоторых тяжелых металлов (Zn, Cd, Pb и Cu) в геосредах и в органах дикорастущих травянистых растений из экосистем урбанизированной территории Восточного Забайкалья.

Задачи исследования:

1. Определить содержание валовых и подвижных форм Zn, Cd, Pb, Cu и оценить степень загрязнения почвенного покрова и сопряженных сред.
2. Провести корреляционный анализ и выявить взаимосвязи между содержанием различных форм тяжелых металлов и некоторыми физико-химическими параметрами в почве.
3. Установить динамику накопления тяжелых металлов в различных органах растений в период вегетации и рассчитать эколого-геохимические индексы.
4. Выявить видовую специфику среди исследуемых растений к накоплению цинка, кадмия, свинца и меди.

Научная новизна. Впервые проведены комплексные эколого-биологические исследования содержания некоторых тяжелых металлов в почвах и в органах многолетних травянистых растений, произрастающих на территории г. Чита и ее окрестностей. Определен уровень загрязнения медью, цинком, свинцом и кадмием почв в условиях городской среды. Показана корреляционная зависимость между валовым содержанием металлов в почве и растениях. Получены сведения о сезонной динамике в накоплении некоторых тяжелых металлов в травянистых растениях. Выявлены виды-аккумуляторы по содержанию меди, свинца, кадмия и цинка.

Теоретическая и практическая значимость. Полученные в работе результаты расширяют и дополняют современные представления о содержании тяжелых металлов в геосредах (снег и почва) и накоплении их в травянистых растениях в условиях городской среды. Данные по накоплению тяжелых металлов могут быть учтены при характеристике некоторых видов травянистых растений в качестве биоиндикаторов, а также могут быть использованы при оценке экологического состояния отдельных территорий г. Читы и Читинского района.

Методология и методы диссертационного исследования. Методология базировалась на общепринятых схемах экспериментальных исследований по изучению содержания тяжелых металлов в почвах, растениях и снеговом покрове. Работа выполнялась с использованием современных химических и физико-химических методов исследований, приборов и оборудования.

Положения, выносимые на защиту:

1. Совокупность аэрометеорологических и физико-географических условий г. Читы способствуют высокому потенциалу загрязнения почвы и сопряженных сред тяжелыми металлами техногенного происхождения.

2. По уровню содержания концентрация валовых форм Zn, Cd, Pb, Cu в почвах превышает ОДК, количество подвижных форм Cu значительно выше ПДК.

3. Цинк, свинец и медь для всех изученных видов травянистых растений являются элементами слабого поглощения, за исключением кадмия, который

относится к группе элементов энергичного поглощения и активно накапливается в стеблях и соцветиях.

4. У исследуемых видов растений наблюдается различная аккумулярующая способность к тяжелым металлам, повышенная концентрация которых связана с увеличением техногенной нагрузки за счет поступления поллютантов в окружающую среду.

Степень достоверности результатов исследования. Достоверность результатов исследования подтверждается использованием методик, принятых в современной науке и опубликованных в научной литературе с получением данных на приборах лаборатории кафедры химии и биохимии ФГБОУ ВО ЧГМА. Полученные показатели были подвергнуты статистической обработке с помощью методов описательной и вариационной статистики с помощью статистических пакетов Microsoft Excel 2010 и PAST 3.0 [Hammer, 2001]. Значимость различий оценивали на основании непараметрических критериев Краскала–Уоллиса и Манна–Уитни [Пузаченко, 2004].

Апробация результатов исследований. Материалы диссертационного исследования были представлены на I и II Всероссийских научно-практических конференциях с международным участием «Инновационные технологии в фармации» (Иркутск, 2016, 2018), Всероссийской конференции с международным участием «Эволюция биосферы и техногенез» (Чита, 2016), II Всероссийской конференции с международным участием «Проблемы изучения и сохранения растительного мира Евразии» (Иркутск, 2017), XVII Международной научно-практической конференции «Проблемы ботаники Южной Сибири и Монголии» (Барнаул, 2018), Всероссийской конференции молодых ученых «Современные проблемы геохимии–2018» (Иркутск, 2018), VI Международной научно-практической конференции «Индикация состояния окружающей среды: теория, практика, образование» (Москва, 2018), Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы клинической и экспериментальной медицины», посвященной 65-летию Читинской государственной медицинской академии (Чита, 2018).

Материалы исследований используются в учебном процессе при изучении дисциплин «Биоэлементология», «Биохимия», «Гигиена».

Публикации. По материалам диссертационного исследования опубликовано 13 работ, в том числе 3 статьи в изданиях, рекомендованных ВАК при Минобрнауки России для опубликования основных результатов диссертаций (из них 1 статья в российском научном журнале, входящем в международную базу данных Web of Science).

Личный вклад соискателя. Автор с 2014 года принимала участие в планировании и проведении экспериментальных исследований. При непосредственном участии автора совместно с научным руководителем был сделан выбор и обоснование научной темы исследований, определены методы исследований. Результаты научных исследований были получены при проведении экспериментов совместно с соавторами. Лично автором непосредственно были проведены сбор почвенных и растительных образцов, пробоподготовка, определение содержания валовых и подвижных форм тяжелых металлов, обработка полученных данных, в том числе статистическая, и интерпретация полученных результатов исследований, представленных в диссертационной работе.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из введения, 5 глав, заключения, списка использованной литературы (148 наименований, в том числе 22 работы на иностранных языках). Диссертационная работа изложена на 153 страницах, включает 25 таблиц, 31 рисунок.

Благодарности. Автор выражает глубокую благодарность и признательность научному руководителю, доценту кафедры химии и биохимии ФГБОУ ВО «Читинская государственная медицинская академия» Минздрава России, кандидата биологических наук Е. А. Бондаревичу за постановку темы, всестороннюю помощь и руководство в работе над диссертацией. Автор благодарен заведующему кафедрой химии и биохимии ФГБОУ ВО «Читинская государственная медицинская академия» Минздрава России, кандидату биологических наук, доценту Н. Н. Коцюржинской за советы при интерпретации

полученных результатов; доценту кафедры экологии, природопользования и экологической инженерии Национального исследовательского Томского государственного университета, кандидату биологических наук, доценту А. В. Куровскому за помощь в поиске литературы, за консультации по статистической обработке данных.

1 Современное состояние проблемы накопления и распределения тяжелых металлов в почвах и растениях в условиях техногенного воздействия

1.1 Современное состояние проблемы накопления тяжелых металлов в условиях урбанизированной территории

Почва – верхний горизонт литосферы, вовлеченный в биогенную миграцию химических элементов и их соединений при участии живых организмов. Педосфера имеет по сравнению с другими геосферными оболочками малую мощность и высокую уязвимость к внешним воздействиям. Верхний горизонт литосферы, мощностью 1–2 м, расчленяется на горизонты (A_0 , A_h , A_1 , A_2 , B_1 , B_2 и т.д.). Каждый из них представляет индивидуальную физико-химическую систему с особенностями микробиологических, биохимических и иных процессов. Распределение элементов и их соединений в почве объясняется следующими процессами: 1) выщелачиванием из почвы; 2) осаждением; 3) включением в минералы; 4) адсорбцией минеральными компонентами; 5) адсорбцией органическим веществом [Экологическая геохимия, 2005].

Тяжелые металлы и другие загрязнители, поступая из различных источников, попадают на поверхность почвы, и их дальнейшее поведение зависит от ее геохимических и физических свойств [Сагет, 1983]. Почва, благодаря своим свойствам и огромной площади активной поверхности тонкодисперсной части, превращается в «депо» токсичных соединений (минеральные удобрения, пестициды, тяжелые металлы, нефтепродукты и т.д.). Одновременно она становится одним из важнейших биогеохимических барьеров для большинства загрязнителей на пути их миграции из атмосферы в грунтовые воды и речную сеть [Герасимов, 1959 ; Ильин, 1995].

Во второй половине XX века, когда последствия воздействий человека на природу приобрели глобальный и необратимый характер, активно развернулось исследование проблем, вызванных урбанизацией. Позже отечественные и зарубежные исследователи [Янин, 2003 ; Kabata–Pendias, 2011 ; Регионы ..., 2014 ;

Касимов, 2016] обратили внимание на городские экосистемы, указывая на высокую индикационную значимость геосред и растений при биогеохимических исследованиях. При строительстве городов изменяются рельеф, погодноклиматические условия, ухудшается качество воздуха за счет его запыленности и повышенного содержания ядовитых газов. Пылевое загрязнение атмосферы увеличивает число облачных, пасмурных и туманных дней, а постоянное воздействие соединений азота, серы и других примесей угнетает растения и вызывает серьезные заболевания у людей [Алексеев, 2000 ; Ильин, 2001 ; Башкин, 2004]. В значительной степени усиливается загрязнение территории городов мусором.

При изучении урбанизированных территорий все большее внимание уделяется особенностям городских ландшафтов, поскольку ландшафтно-экологический подход признан основным в решении проблем взаимодействия человека и природы [Янин, 2003 ; Петрунина, 2003 ; Попова, 2014]. Главные геохимические особенности городских ландшафтов определяются техногенными параметрами, второстепенные – природными. Наиболее сильное воздействие на природную среду и человека проявляется в крупных промышленных городах и зонах, которые по интенсивности и площади аномалий химических элементов представляют собой техногенные биогеохимические провинции [Грибовский, 2003 ; Ермаков, 2017].

Экологические участки города, между которыми формируются потоки загрязняющих веществ, условно делят на три группы:

а) источники выбросов, к которым относятся промышленный комплекс города, жилищно-коммунальное хозяйство и транспорт;

б) транзитные среды, непосредственно принимающие выбросы, где происходит транспортировка и частичная трансформация загрязняющих веществ – атмосфера, осадки, временные и постоянные водотоки, поверхностные водоемы и грунтовые воды;

в) депонирующие среды, в которых накапливаются и преобразуются продукты техногенеза – донные отложения, почва, растения, микроорганизмы, городские сооружения, население города [Саэт, 1983].

Городская почва развивается под действием тех же факторов почвообразования, что и естественные почвы, но антропогенный фактор здесь оказывает существенное влияние [Алексеев, 2013 ; Регионы..., 2014]. Формирование почвенного покрова в городах происходит под влиянием специфических почвообразовательных процессов [Почва..., 1997 ; Герасимова, 2003 ; Экологические функции ..., 2004]. Одним из основных является техногенная трансформация почв, под которой понимаются различные изменения, приводящие к нарушению их свойств, метаболизма, функционирования и структуры, вплоть до перехода смен состояний из биогенных в разряд абиогенных [Регионы..., 2014]. Впервые термин «городские почвы» был введен J. G. Wockheim, в 1974 г., который определял его как «почвенный материал, содержащий антропогенный слой несельскохозяйственного происхождения более 50 см, образованный путем перемешивания поверхности земли в городских и пригородских территориях» [Wockheim, 1974 ; Грибовский, 2003 ; Волков, 2003 ; Федорев, 2009].

Под воздействием техногенеза в почвах трансформируются их морфологические, водно-физические и физико-химические свойства, нарушаются структура и важные экологические функции. Максимальные изменения, как правило, характерны для гумусовых горизонтов почв, в которые поступает большое количество пыли и аэрозолей из атмосферы с сорбированными на них загрязнителями [Геохимия...,1990 ; Перельман, 1999 ; Янин, 2003 ; Волков, 2003 ; Касимов, 2013 ; Регионы..., 2014 ; Кашин, 2016].

Выделяют следующие общие черты городских почв [Экологическая геохимия, 2005]:

- материнская порода – насыпные, намывные (перемешанные) грунты или культурный слой;
- включения строительного и бытового мусора в верхних горизонтах;
- нейтральная или щелочная реакция;
- особые физико-механические свойства (пониженная влагоемкость, повышенная объемная масса, уплотненность, каменистость);
- высокая загрязненность тяжелыми металлами и нефтепродуктами;

– рост профиля вверх за счет постоянного привнесения различных материалов и интенсивного эолового напыления.

Урбанизация привела к изменению всех компонентов природной среды и формированию искусственных экосистем – природно-антропогенных территориальных комплексов, для которых характерно нарушение естественных связей между различными их компонентами, замена естественного режима функционирования на искусственно обусловленный режим [Байбеков, 2007]. Воздействие человека на природу, особенно влияние антропогенного фактора на возобновляемые ресурсы – почву и растительность, становится направляющей силой дальнейшей эволюции экосистем такого рода территорий [Попова, 2014 ; Реутова, 2011]. Основной формой существования городских почв являются постоянные нарушения, перемешивания, срезания, омоложение почвенного профиля и привнесение в него инородного материала. Все это осложняется процессами химического и физического загрязнения. В результате формируются специфические типы почв или почвоподобных тел (например, техноземов), основными функциями которых являются продуктивность, пригодность для произрастания зеленых насаждений, способность сорбировать в толще загрязняющие вещества и удерживать их от проникновения в почвенно-грунтовые воды [Ильин, 1995 ; Добровольский, 2004].

Любой профиль (менее 50 см), претерпевший нарушения, ведет себя как природное тело, если только он не подвергся резкому изменению (например, почвы запечатаны слоем асфальта или цемента). Все почвы города разделяются на следующие группы: естественные ненарушенные; естественно-антропогенные поверхностно преобразованные; антропогенные глубоко преобразованные урбаноземы и почвы техногенных поверхностных почвоподобных образований – урбанотехноземы [Федорец, 2009 ; Регионы..., 2014].

К химически преобразованным городским почвам относят:

1) почвы промышленно-коммунальных зон: сильно техногенно-загрязненные тяжелыми металлами и другими токсичными веществами, которые изменяют почвенно-поглощающий комплекс почв, предельно сокращают биоразнообразие почвенной биоты, делают почву почти абиотичной;

2) почвы, пропитанные органическими масляно-бензиновыми жидкостями; они формируются на территории бензозаправочных станций и автомобильных стоянок, когда масло и бензин постоянно проникают в грунт. К химически преобразованным и загрязненным почвам могут относиться и техногенно загрязненные почвы, в которых сохраняется генетический профиль [Сает, 1983 ; Попова, 2014].

Для экосистем урбанизированных территорий наибольшую опасность представляют загрязнители – тяжелые металлы, которые характеризуются неограниченным по времени негативным воздействием на процессы жизнедеятельности, включением в миграцию в составе органического вещества, интенсивной аккумуляцией. Часть этих химических соединений являются биогенными, однако даже незначительное превышение их концентрации оказывает мощное токсическое действие. В отличие от органических загрязнителей, большинство тяжелых металлов не подвергается микробиологическому или химическому разложению и способны аккумулироваться в почвах в течение длительного времени [Khan, 2014]. Период полуудаления тяжелых металлов из почв в результате процессов вымывания, поглощения растениями, эрозии и дефляции неодинаков для различных тяжелых металлов и составляет: для Cd – от 13 до 110 лет, Zn – от 70 до 510 лет, Cu – от 310 до 1500, Pb – от 740 до 5900 лет [Kabata–Pendias, 2011 ; Регионы..., 2014].

Термин «тяжелые металлы» был впервые употреблен в 1817 г. немецким химиком Л. Гмелиным (L. Gmelin), который разделил известные в то время химические элементы на три группы: неметаллы, легкие металлы и тяжелые металлы [Nabashi, 2009 ; Титов, 2014]. При этом единого понимания данного термина нет, и имеются лишь критерии, по которым определяется принадлежность того или иного химического элемента к данной группе. Основным свойством тяжелых металлов является их биологическая активность и токсическое действие на живые организмы. Мы в своей работе принимаем следующее определение тяжелых металлов – это группа химических элементов с относительной атомной массой более 40 а. е. м. и атомным числом 23 и выше,

и имеющих плотность 5 г/см^3 (в отдельных источниках – 8 г/см^3) [Ильин, 2012 ; Титов, 2014 ; Савосько, 2016]. К числу тяжелых металлов относят более 40 элементов периодической системы Д. И. Менделеева: Fe, Ni, Zn, Cu, Mn, Cr, Co, Ga, Ge, Mo, Cd, Sn, Sb, Te, W, Hg, Tl, Pb, Te, Pt, Rb и др. [Садовникова, 2006].

Согласно биологической классификации, тяжелые металлы относятся к группам микро- и ультрамикроэлементов, которые благодаря свободным атомным орбиталям, взаимодействуют с функциональными группами органических соединений, являясь необходимой частью ферментативной системы живых организмов [Кабата-Пендиас, 1989 ; Бертини, 2013]. В то же время тяжелые металлы образуют группу опасных загрязнителей природной среды. Следовательно, тяжелые металлы и микроэлементы, являясь практически одними и теми же элементами, используются в разных значениях в зависимости от концентрации [Калимова, 2009]. По мнению В. Б. Ильина [Ильин, 2012], приоритетными загрязнителями среди тяжелых металлов являются Hg, Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Ni, т.к. их накопление в среде идет наиболее активными темпами.

Основными источниками поступления поллютантов в почву являются естественные и техногенные вещества [Ильин, 1995 ; Иванов, 2001]. К естественным резерватам относят горные породы, из продуктов выветривания которых сформировался почвенный покров [Алтухов, 2010], подземные воды, геотермальные источники, эрозия почв, лесные пожары, продукты растительного, животного и микробиологического происхождения и др. [Алексеев, 2000 ; Реутова, 2011]. Источниками техногенного загрязнения являются промышленность (горнодобывающая, металлургическая, химическая), теплоэнергетика, автомобильный, железнодорожный, авиационный транспорт, сельское хозяйство (удобрения, ядохимикаты, осадки сточных вод) и др. [Орлов, 2002 ; Ильин, 2012]. Первичные минералы являются основой концентрации микроэлементов в почвообразующих породах, которые концентрируют микро- и ультрамикроэлементы [Калимова, 2009 ; Евдокимова, 2011]. Основными носителями тяжелых металлов в почве являются илистые частицы, оксиды алюминия и железа и органическое вещество. Гумус, по отношению к ним,

обладает высокой накопительной способностью (образуются органоминеральные комплексные соединения) [Ильин, 2012 ; Регионы..., 2014]. Больше элементов содержится в горизонте вымывания. При $pH < 7$ доля подвижных форм элементов увеличивается, а в щелочной среде уменьшается [Перельман, 1989]. Атмосферные выбросы предприятий, автотранспорта содержат оксиды серы и азота, которые при взаимодействии с воздушной влагой образуют, соответственно, сернистую, серную, азотистую и азотную кислоты. Их поступление в почву вызывает ее сильное подкисление [Ильин, 2001]. Значительное количество тяжелых металлов задерживаются, в основном, в верхней части профиля, переходя в малоподвижное состояние из-за формирования нерастворимых солей и прочных комплексных соединений, и удерживается в межплоскостном пространстве глинных минералов. Препятствием для глубокой нисходящей миграции соединений служат иллювиальный и карбонатный горизонты (щелочная среда) [Кабата-Пендиас, 2005 ; Савосько, 2016]. В песках поллютантов меньше, чем в глинах, так как оксид кремния обладает низкой сорбционной активностью, меньшей площадью поверхности и небольшим количеством органического материала [Хрусталева, 2003 ; Ильин, 2012].

При исследовании содержания и миграции тяжелых металлов в почвах выделяют их следующие формы: валовые формы, кислоторастворимые формы (экстрагируются HNO_3 или HCl с молярной концентрацией 1 моль/л), подвижные формы (экстрагируются ацетатно-аммонийным буферным раствором с $pH = 4,8$) и водорастворимые фракции (наиболее агрессивная часть токсикантов в почве, легко подвергающаяся биоабсорбции) [Кабата-Пендиас, 2005 ; Савосько, 2016].

Выделение и определение валового содержания имеет ряд методологических проблем, связанных с устойчивостью минеральной матрицы почвы к разрушению и степенью экстрагирования ионов поллютантов. Однако валовое содержание не всегда отражает воздействие неорганических токсикантов на биосистемы, что может быть связано с такими факторами, как их взаимодействие с органическими соединениями в различных типах почв. При этом прочность комплексных соединений описывается кислотно-основными теориями Бренстеда–Лоури

и Льюиса. Наиболее токсичные тяжелые металлы (Hg, Cd, Pb, Tl, U и др.) являются мягкими кислотами Льюиса и образуют устойчивые хелатные комплексы с серо- и азотсодержащими веществами (мягкими основаниями Льюиса), константы нестойкости которых на 5–10 порядков меньше аналогичных с участием Zn, Cu, Fe, Mo и др. [Барашков, 2011 ; Радыш, 2015]. Итогом становится уменьшение способности к миграции в субстрате и перемещению ионов поллютантов в биосистемы, прежде всего в состав микробных ценозов и растений.

Однако водорастворимые и подвижные формы тяжелых металлов имеют значительную мобильность и легко экстрагируются. Поэтому изучение их поведения в различных биогеохимических регионах и условиях является актуальной задачей для прогнозирования изменений в окружающей среде в результате техногенеза [Ильин, 2012]. По мнению А. И. Обухова (1986), химическое загрязнение такими элементами – наиболее опасный вид деградации, т.к. самоочищающая способность почв от тяжелых металлов минимальна. Почвы прочно аккумулируют их, чему способствует органическое вещество. На техногенных территориях снижена активность процессов аммонификации и нитрификации, обеспечивающих минерализацию органических веществ [Ильин, 2012]. Обычно в почвообразующих породах водорастворимая форма присутствует в ничтожно малых концентрациях. Содержание же подвижных форм значительно выше и легче определяется [Бычинский, 2008 ; Пансю, Готеру, 2014]. При оценке экологического состояния почв рекомендуется использовать в качестве дополнительного критерия подвижность металлов [Позняк, 2011 ; Прикладная..., 2012]. Они составляют запас химических элементов, способных переходить из твердых фаз в почвенные растворы и поглощаться живыми организмами, то есть являются наиболее активными компонентами питания и загрязнения. В настоящее время нормативы содержания некоторых химических элементов (Pb, Cu, Zn, Cd, Co, Ni, Cr, Mn) разработаны как для кислотных почвенных вытяжек, так и для ацетатно–аммонийной вытяжки с $pH = 4,8$ (таблица 1), которая наиболее полно имитирует процессы в системе «почва–корни растений» [Добровольский, 2004 ; Багдасарян, 2007 ; Ильин, 2012 ; Савосько, 2016].

Таблица 1 – Предельно допустимое содержание подвижной формы тяжелых металлов в почве, мг/кг, экстрагент – ацетатно-аммонийная буферная система с рН = 4,8 [Другов, Родин, 2013]

Элемент	Величина ПДК (мг/кг) с учетом фона (кларка)	Лимитирующий показатель вредности
Cu	3,0	Общесанитарный
Pb	6,0	Общесанитарный
Zn	23,0	Транслокационный
Ni	4,0	Общесанитарный
Co	5,0	Общесанитарный

Показатели суммарного накопления в почве элементов характеризует запас образованных ими соединений, как правило, техногенного происхождения [Мотузова, Безуглова, 2007]. Из группы нормативов качества почв широко используются показатель суммарного загрязнения (Z_c) (таблица 2) и коэффициент техногенной концентрации элемента (K_c) [Алексеев, 2000 ; Байбеков, 2007 ; Регионы ..., 2014 ; Титова и др., 2001 ; Пашкевич, Понурова, 2006 ; Лукашев, 2009].

Таблица 2 – Шкала оценки суммарной загрязненности почв тяжелыми металлами по Саету [МУ 2.1.7.730-99]

Оценка, балл	Суммарный показатель загрязнения (Z_c)	Степень загрязненности/нагрузки
1	До 1	Незначительная
2	1–15	Допустимая
3	16–32	Умеренно опасная
4	33–128	Опасная
5	Более 128	Чрезвычайно опасная

В связи с повсеместным загрязнением почв тяжелыми металлами в настоящее время возникла необходимость нормирования их содержания [Башкин, 2004 ; Байбеков, 2007]. Несмотря на то, что это обсуждается учеными не одно десятилетие, проблема еще только поставлена и пока далека от решения [Бычинский, 2008]. Очень сложен вопрос нормирования содержания поллютантов в почве, который должен решаться на основе изучения ее свойств [Ильин, 2012].

Подходы к оценке качества почвы разнятся. При санитарно-гигиеническом нормировании для оценки степени загрязнения почв тяжелыми металлами обычно используют предельно допустимые (ПДК) [ГОСТ Р 53381–2009] и ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) [ГН 2.1.7. 2511–09 ; Другов, Родин, 2013] как подвижных, так и валовых форм тяжелых металлов в почве. При экосистемном (биогеохимическом) нормировании допустимое качество почв определяется не только санитарно-гигиенической безопасностью почв для здоровья и жизни человека, но и безопасностью почв для компонентов природной среды, пригодностью их как природного ресурса для хозяйственного использования в условиях города. Согласно биогеохимическому нормированию, «безопасной» считается такая экосистема, в которой во всех ее звеньях отсутствуют значимые антропогенные нарушения [Иванов, 2007 ; Воронкова, 2009].

Так как человек контактирует с почвой опосредованно, через сельскохозяйственную продукцию, то более правильно оценивать опасность тяжелых металлов на основе экотоксикологического принципа, сравнивая действие разных тяжелых элементов на биоту и растения. Такой подход применяли нидерландские экологи [Crommentuijn et al., 1997] (таблица 3).

Таблица 3 – Опасность тяжелых металлов в почвах по данным Российского ГОСТа [ГОСТ, 1983] и нидерландских экологов

Класс опасности	Россия	Нидерланды
Высокоопасные	As (2), Cd, Hg, Se, Pb (20), Zn (50)	Se (0,11), Tl (0,25), Sb (0,53), Cd (0,76)
Умеренноопасные	Co (35), Ni (45), Mo, Cu (35)	V (1,1), Hg (1,9), Ni (2,6), Cu (3,5), Cr (3,8), As (4,5), Ba (9,0)
Малоопасные	Ba, V, W, Mn	Sr, Zn (16), Co (24), Sn (34), Ce (44), Pb (55), Mo (253)
Примечание: Значения ПДД (мг/кг) для российских нормативов приведены по данным Д. М. Хомякова (2010), Ю. Н. Водяницкого (2011) и нидерландских экологов [Crommentuijn et al., 1997]		

В России для почв утверждены наиболее жесткие ПДК, которые практически невозможно выдержать в условиях крупных промышленных городов (таблица 4).

Таблица 4 – Нормы содержания загрязняющих веществ в почвах России и некоторых зарубежных стран, мг/кг [Байбеков, 2007 ; Мотузова, 2007]

Элемент	Стандарты загрязняющих веществ, мг/кг				
	Германия	Нидерланды	США	Финляндия	Россия
As	25–140	29–50	30–300	50–100	2–10
Pb	200–2000	85–600	300–6000	200–750	32–130
Cd	10–60	0,8–20	30–800	10–20	0,5–2,0
Cr	200–1000	100–800	10^3 – 10^4	200–300	–
Ni	70–900	35–500	300–7000	100–150	20–80
Zn	–	140–3000	$2,5 \cdot 10^3$ – 10^4	250–400	55–220
Cu	–	36–500	–	150–200	33–132
Co	–	20–300	–	100–250	–

Большинство предпринимаемых попыток нормирования загрязнения почв тяжелыми металлами сводились к тому, чтобы определить ПДК металла. Так, при оценке уровня загрязнения почвы, превышение ПДК рассматривается в качестве показателя их химической деградации. При этом кратность превышения является основанием для присвоения конкретной почве балла деградации по 5-балльной шкале (таблица 5) в соответствии со степенью токсичности загрязнителей.

Таблица 5 – Критерии оценки степени химической деградации почвы по степени загрязнения ее тяжелыми металлами [Снакин, 2000]

Группы токсичности	Степень деградации				
	0	1	2	3	4
	Кратность превышения ПДК				
I группа	< 1,0	1,0–2,0	2,1–3,0	3,1–5,0	> 5,0
II группа	< 1,0	1,0–3,0	3,0–5,0	5,1–10,0	> 20,0
III группа	< 1,0	1,0–5,0	5,1–20,0	21,0–100,0	> 100,0

На основе экологического нормирования были выделены биогеохимические провинции. Определены концентрации химических элементов в природных

средах (вода, почва, растения), выше или ниже которых нарушаются обменные процессы в живых организмах. Опираясь на это, В. В. Ковальским [Ковальский, 1974] установлены пороговые концентрации (ПК) ряда тяжелых металлов в почвах (таблица 6).

Таблица 6 – Пороговые концентрации некоторых химических элементов в почвах, мг/кг [Алтухова, 2010]

Химический элемент	Нормальное содержание, мг/кг	Нижняя граница ПК, мг/кг	Верхняя граница ПК, мг/кг
Co	7,0–30,0	2,0–7,0	> 30,0
Cu	15,0–60,0	6,0–15,0	> 60,0
Mn	400,0–3000,0	< 400,0	> 3000,
Zn	30,0–70,0	< 30,0	> 70,0
Mo	1,5–4,0	> 1,5	> 4,0
Sr	600,0	–	600,0–1000,0

Цинк. Среднее содержание цинка в главных типах горных пород составляет, мг/кг: основных – 84,0, средних – 73,0, кислых – 58,0, глин и сланцев – 95,0, песчаников – 40,0, карбонатных – 20,0 [Иванов, 2007]. Кларк цинка в литосфере от 52,0 до 83,0 мг/кг (таблица 7), в почве 90,0 [Гринвуд, 2008].

Таблица 7 – Кларки химических элементов в верхней части континентальной земной коры, мг/кг [Касимов, Власов, 2015]

Элемент	А. П. Виноградов (1962)	S. R Taylor, S. M. McLennan (1985)	К. Н. Wedepohl (1995)	Н. А. Григорьев (2009)
Cu	47,0	25,0	14,3	39,0
Zn	83,0	71,0	52,0	75,0
Cd	0,13	0,16	0,102	0,64
Pb	16,0	20,0	17,0	17,0

В серых лесных почвах Забайкалья содержание цинка колеблется от 32 до 150 мг/кг. По профилю почв характерно биогенное накопление в верхних гумусовых горизонтах, особенно в суглинистых разновидностях. В серых лесных почвах количество цинка значительно ниже и составляет 0,8 кларка [Иванов, 2007]. В ранее проведенных исследованиях [Ногина, 1964] в серых лесных почвах

Забайкалья среднее содержание цинка составляло 39,0 мг/кг, в пахотных почвах и 66,0 мг/кг – в целинных. Более высокое содержание выявлено в горизонте А легкосуглинистых почв. В нейтральных и слабощелочных почвах, где типоморфным элементом является кальций, образуются труднорастворимые карбонаты цинка [Кашин, 2016].

Свинец. Из-за техногенного загрязнения природных ландшафтов является приоритетным загрязнителем в связи с его токсическим действием на живые организмы. В почвах содержание свинца колеблется в пределах от 100 до 150 мг/кг [Ильин, 2012]. Токсичность для многих растений проявляется при его концентрации свыше 10 мг/кг сухого вещества. В рамках ОДК валового содержания свинца в почвах России регламентируется в пределах 32,0 мг/кг [ГН 2.1.7.2511–09].

Кларки свинца составляют, мг/кг: в основных горных породах – 6,0, средних – 16,0, кислых – 20,0, глинах – 15,0, песчаниках – 13,0, карбонатных – 9,0 [Гринвуд, 2008]. Средние значения кларков для верхней части континентальной земной коры находятся в пределах от 16,0 до 20,0 мг/кг (таблица 7).

В серых лесных почвах Забайкалья валовое содержание свинца изменялось от 18,0 до 40,0 мг/кг [Иванов, 2007 ; Кашин, 2016]. По профилю почв элемент распространяется сравнительно равномерно, с колебаниями 3–7 мг/кг. В почвообразующих породах Забайкалья более высокая концентрация отмечается в супесях, песчаниках и средних горных породах [Ногина, 1964].

Кадмий. Известен как высокотоксичный элемент. Сравнительно недавно, когда было доказано его стимулирующее влияние на рост животных и установлена способность поступать в растения через корневую систему и листья, его стали относить к микроэлементам [Ильин, 2001].

В почвах мира среднее содержание кадмия составляет 0,35 мг/кг, в литосфере – 0,16 мг/кг, в основных горных породах – 0,18 мг/кг, средних – 0,13 мг/кг, кислых – 0,17 мг/кг, в глинах и сланцах – 0,30 мг/кг, в песчаниках – 0,1 мг/кг, карбонатных – 0,03 мг/кг [Гринвуд, 2008 ; Иванов, Касимов, 2015].

В серых лесных почвах Забайкалья содержание валового кадмия может меняться от следов до 0,06 мг/кг, что составляет, в среднем, 0,063 кларка [Иванов, 2007]. По профилю кадмий сосредоточен в верхней части почв и слабо наследуется в почвообразующих породах, в которых его количество колеблется от 0,01 до 0,06 мг/кг.

Территория Забайкалья относится к регионам с низким уровнем загрязненности этим поллютантом, но в условиях урбанизированных районов степень накопления кадмия в почвах значительно возрастает.

Кларк кадмия в литосфере находится в пределах от 0,098 до 0,64 мг/кг (таблица 7).

Медь. Является подвижным элементом в кислой и слабокислой среде. Менее подвижна в нейтральной и щелочной. Подвижность ее резко снижается в присутствии сероводорода из-за образования нерастворимых сульфидов [Ильин, 2001 ; Иванов, 2007].

Кларк меди в почве – 30,0 мг/кг [Гринвуд, 2008]. Среднее содержание в главных типах горных пород составляет, мг/кг: основных – 90,0, средних – 60,0, кислых – 25,0, глинах – 55,0, песчаниках – 25,0, карбонатных – 7,0. Кларк микроэлемента в литосфере колеблется в пределах от 14,3 до 47,0 мг/кг (таблица 7).

В серых лесных почвах Забайкалья содержание меди колеблется от 10 до 30 мг/кг. По профилю характерно биогенное накопление в верхних гумусовых горизонтах, как в суглинистых, так и в супесчаных. По сравнению со средним содержанием меди в почвах, в серых лесных ее количество значительно ниже и составляет 0,7 кларка [Иванов, 2007]. По исследованиям М. Г. Сенечкиной и Н. А. Абашеевой (1986), в серых лесных почвах Забайкалья содержание валовой меди колеблется от 13,8 мг/кг в целинных, до 15,3 мг/кг в пахотных почвах, что в 2 раза ниже, по сравнению с серыми лесными почвами европейской части России – 28,9 мг/кг.

1.2 Характер накопления и распределения тяжелых металлов в почвах Забайкалья

Забайкалье характеризуется большим разнообразием почв, формирование которых происходило в условиях аридного климата и вечной мерзлоты. Согласно почвенной карте России на территории региона они относятся к почвам горных ландшафтов с развитой многолетней мерзлотой, имеющей как островной характер (в южных районах), так и постоянное распространение на десятки и сотни метров вглубь литосферы (северные районы края). В Восточном Забайкалье выделяют следующие типы почв (рисунок 1):

- таежные и лесные почвы – криоземы, подбуры, подзолистые, подзолы иллювиально-гумусовые, дерновые метаморфизованные, рендзины;
- лесостепные и степные почвы – серые, черноземы глинисто-иллювиальные, черноземы криптоглееватые (в т.ч. солонцеватые), каштановые;
- почвы болот и речных систем – торфяные олиготрофные;
- почвы гор – горные литоземы темные.

Согласно Атласу Забайкальского края (2010), в регионе имеются следующие подтипы и типы почв: тундровые глеевые, тундровые гольцово-дерновые, мерзлотные таежно-глеевые, мерзлотные таежно-оподзоленные, мерзлотно-таежные типичные, мерзлотно-таежные дерновые, подзолистые глубокопромерзающие, серые лесные неоподзоленные, черноземы глубокопромерзающие, каштановые глубокопромерзающие, аллювиальные луговые глубокопромерзающие, мерзлотные лугово-черноземные. В Читинском районе и на территории г. Читы развиты мерзлотно-таежные оподзоленные, лугово-черноземные глубокопромерзающие, мерзлотные лугово-черноземные почвы. Однако имеются участки песков и щебнистые обломочные породы, на поверхности которых отсутствует почвенный покров. В городских условиях природные почвенные комплексы в значительной мере деградированы и имеют значительное перемешивание, замусоренность, низкое плодородие. Также имеются участки техноземов (например, золоотвалы ТЭЦ, места отгрузки каменного и бурого углей).

Изучение накопления тяжелых металлов и других экотоксикантов в почвах Восточного Забайкалья имеет фрагментарный характер и основное внимание отводится районам крупных населенных пунктов и горнорудных провинций [Солодухина, Помазкова, 2011 ; Солодухина, 2012 ; Копылова и др., 2013]. Научные исследования в Западном Забайкалье имеют большой масштаб, особенно в направлении мониторинга почвенного покрова в природных, малонарушенных и ненарушенных территориях [Иванов, 2007 ; Убугунов, 2013 ; Кашин, 2014 ; Кашин, 2016]. Интерпретация данных, полученных по материалам Бурятии и Прибайкалья, позволяет прогнозировать особенности накопления и миграции микроэлементов в природных экосистемах Восточного Забайкалья.

Фоновое содержание микроэлементов по региону указывает на незначительные колебания концентраций тяжелых металлов в природных почвах малонарушенных экосистем различного типа [Иванов, 2007 ; Чимитдоржиева, 2012] (таблица 8). Также отмечается тенденция к увеличению валового содержания поллютантов с ростом количества органического вещества в почве и уменьшением размеров слагающих ее частиц, увеличивающих величину адсорбции.

ПОЧВЫ
 Масштаб 1 : 5 000 000
 в 1 сантиметре 50 километров

-  Тундровые глеевые
-  Тундровые гольцово-дерновые
-  Мерзотно-таежные глеевые
-  Мерзотно-таежные оподзоленные
-  Мерзотно-таежные типичные
-  Мерзотно-таежные дерновые
-  Подзолистые глубокопромерзающие
-  Серые лесные неоподзоленные
-  Черноземы глубокопромерзающие
-  Каштановые глубокопромерзающие
-  Лугово-черноземные глубокопромерзающие
-  Аллювиальные лугово-черноземные
-  Мерзлотные лугово-черноземные

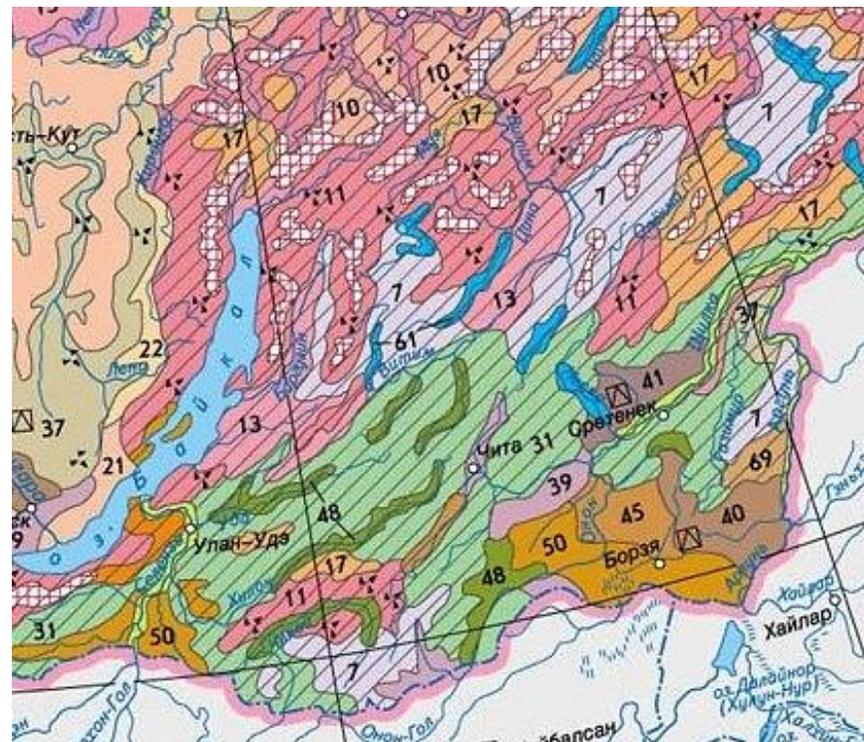
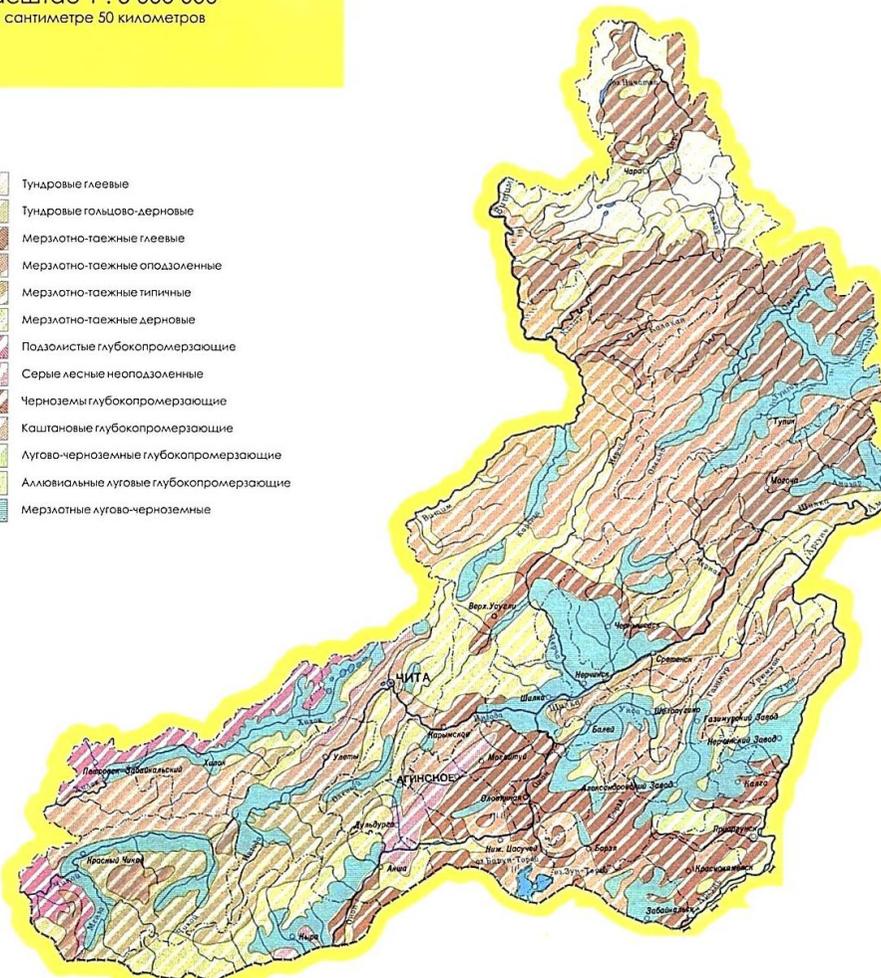


Рисунок 1 – Почвенная карта Забайкальского края [Атлас Забайкальского края, 2010]

Таблица 8 – Валовое содержание некоторых тяжелых металлов в почвах Забайкалья, в мг/кг

Элемент	Аллювиально-луговые почвы поймы р. Селенгавильно-а [Кашин, 2016]	Серые лесные неоподзоленные почвы [Чимитдоржиева, 2012]	Таежные дерновые [Сосорова, 2012]	Каштановые типичные почвы [Кашин, 2014]	Засоленные почвы Иволгинской котловины [Насатуева и др., 2012]	Почва г. Чита / региональный фон [Копылова и др., 2013]	Почва пос. Первомайский (Шилкинский р-н) [Копылова и др., 2013]	Почва пос. Новорловск (Агинский р-н) [Копылова и др., 2013]	Медианный фон ТМ в почвах Забайкалья [Иванов, 2007]
Mn	$\frac{713 \pm 46}{450 - 910}$	–	$\frac{771 \pm 84,9}{558 - 1156}$	$\frac{786 \pm 28}{535 - 960}$	224 – 584,9	$\frac{387,7 \pm 7,46}{1049 \pm 23,07}$	506 ± 9,56	518 ± 9,5	680,0
Fe	$\frac{44700 \pm 1800}{29200 - 59500}$	–	–	$\frac{45400 \pm 2600}{30040 - 60110}$	9040 – 32725	$\frac{15260 \pm 376,2}{28280 \pm 759,7}$	25103 ± 615,8	20813 ± 508,1	44590,0
Co	$\frac{10,3 \pm 0,3}{9 - 12}$	–	$\frac{13,8 \pm 2,6}{9,3 - 27,8}$	$\frac{10,9 \pm 0,1}{9 - 15}$	12,4 – 20,6	–	–	–	9,5
Ni	$\frac{27,3 \pm 2,4}{12 - 49}$	$\frac{47,0}{39 - 59}$	$\frac{16,1 \pm 2,6}{10,9 - 30,7}$	$\frac{29,1 \pm 2}{15 - 49}$	20,8 – 55	$\frac{13,0 \pm 1,09}{10,0 \pm 0,58}$	23,3 ± 1,69	13,0 ± 1,05	26,0
Cu	$\frac{25,4 \pm 2,4}{15 - 79}$	$\frac{28,0}{19 - 36}$	$\frac{5,2 \pm 1,8}{2,6 - 15,6}$	$\frac{25 \pm 2,1}{10 - 49}$	6,5 – 20	$\frac{14,0 \pm 0,9}{20,0 \pm 1}$	26,3 ± 2,08	20,3 ± 1,4	24,0
Zn	$\frac{70 \pm 6,2}{38 - 100}$	–	$\frac{47,8 \pm 5,3}{33 - 75,7}$	$\frac{81 \pm 7}{42 - 136}$	25,2 – 84,8	$\frac{102,3 \pm 1,98}{74,0 \pm 1,15}$	128,3 ± 2,4	102,3 ± 1,9	75,0
Pb	$\frac{32 \pm 1,4}{21 - 43}$	$\frac{10,0}{12 - 49}$	$\frac{19,3 \pm 1,4}{15,4 - 25,4}$	$\frac{35 \pm 1}{28 - 48}$	15,9 – 32,1	–	–	–	30,0
Cd	–	$\frac{0,34}{0,001 - 0,08}$	$\frac{1,2 \pm 0,1}{0,9 - 1,7}$	–	0,6 – 1	–	–	–	0,065

1.3 Биогеохимические особенности накопления и распределения тяжелых металлов в растениях

Усиление антропогенной нагрузки на окружающую среду привело за последние столетия промышленной революции, к значительному росту содержания разнообразных поллютантов в экосистемах [Борисочкина, 2009]. Опасными загрязнителями являются тяжелые металлы. Попадая в избытке в растительные организмы, токсичные микроэлементы подавляют нормальный ход метаболических процессов, тормозят развитие, снижают продуктивность и делают опасной растительную продукцию для употребления животными и человеком. В естественных условиях почвы содержат определенное количество тяжелых металлов, которое называется фоновым содержанием. В связи с этим, становятся важными знания о природной (фоновой) концентрации тяжелых металлов в растениях [Ильин, 2012]. Фоновое содержание рассматривается как исходный уровень в наблюдениях за антропогенно загрязняемыми территориями. Но особенности элементного состава растений зависит от семейства и геохимической обстановки. Вместе с тем, известно, что у одних и тех же одновозрастных растений содержание элементов может значительно изменяться, в основном из-за неодинаковых концентраций в почве их подвижных форм [Ильин, 1989].

К широко распространенным техногенным загрязнителям относятся следующие тяжелые металлы, накопление которых в растительных организмах хорошо изучено.

Цинк является необходимым элементом и выполняет важные функции в метаболизме растений. Этот микроэлемент входит в состав металлопротеаз, трансфераз, гидролаз, лиаз, оксидаз. Больше всего цинк накапливается в листьях и генеративных органах. При его недостатке у растений наблюдается задержка роста, деформации органов и хлороз листьев, угнетается образование семян. Среднемировое содержание цинка в травянистых растениях лежит в пределах 12,0–47,0 мг/кг сухой массы [Добровольский, 2004].

Медь играет значительную роль во многих биохимических процессах у растений, являясь кофактором ферментных систем в процессах фотосинтеза, тканевого дыхания, углеводного обмена, восстановления и фиксации азота, метаболизме протеинов [Гордеева, 2006 ; Хелдт, 2011]. В сухой фитомассе растений незагрязненных экосистем содержание меди составляет 1–10 мг/кг [Ильин, 2012 ; Хелдт, 2011].

Свинец. Данных, свидетельствующих о том, что свинец жизненно необходим растениям, нет. Средний уровень его содержания в растениях незагрязненных и безрудных областей относительно постоянен и находится в пределах 0,1–10,0 мг/кг сухой массы [Буравцев, 2005].

Кадмий. Считается, что кадмий не входит в число необходимых для растений элементов. Но он эффективно поглощается как корневой системой, так и листьями. Его относят к рассеянным, высокотоксичным, канцерогенным металлам с эффектом кумулятивного накопления в трофических цепях [Квеситадзе, 2005 ; Копылова, 2013].

Повышение содержания тяжелых металлов в окружающей среде приводит к значительному увеличению их концентрации в растениях. При этом наземные растения способны поглощать токсичные ионы из двух источников – почвы и воздуха. Механизмы поступления металлов в растения из почвы через корневую систему включают пассивный (неметаболический) перенос ионов в клетку, в соответствии с градиентом их концентрации, и активный (метаболический) процесс поглощения клеткой против градиента концентрации [Буравцев, 2005 ; Прусаченко, 2011]. При этом можно выделить следующие этапы:

- 1) накопление ионов в свободном пространстве корня;
- 2) преодоление ионами мембранного барьера и их проникновение в симпласт;
- 3) радиальное передвижение ионов по тканям корня и сосудистым проводящим пучкам.

Облегченная диффузия ионов тяжелых металлов в клетку осуществляется посредством катионных неселективных каналов трех видов:

- 1) Са-каналов, активируемых деполяризацией мембраны (*DACC – depolarization-activated calcium channels*);

2) Са-каналов, активируемых гиперполяризацией мембраны (*HACC – hyperpolarization-activated calcium channels*);

3) катионных каналов, не чувствительных к изменению электрического потенциала (*VICC – voltage-insensitive cation channels*) [White, 2005 ; DalCorso et al., 2008 ; Verbruggen et al., 2009 ; Kudo et al., 2011 ; Титов, 2009].

Активный транспорт тяжелых металлов происходит с участием специальных белков-переносчиков. Помимо симпластного пути ионы могут передвигаться и по апопласту до поясков Каспари [Ильин, 2012 ; Трибис, 2015]. В последние десятилетия достигнут значительный прогресс в изучении трансмембранных транспортеров, что отражено в целом ряде работ, в том числе и обзоров [Hall, Williams, 2003 ; Eide, 2006 ; Krämer et al., 2007 ; Verbruggen et al., 2009 ; Blindauer, Schmid, 2010 ; Ueno et al., 2010 ; Hassan, Aarts, 2011 ; Waters, Sankaran, 2011 ; Uraguchi, Fujiwara, 2012 ; Khan et al., 2014 ; Титов, 2009; Казнина, 2016).

В растения тяжелые металлы поступают, в первую очередь, за счет их поглощения корневой системой. Также эти элементы могут проникать в составе аэрально-техногенного потока путем фолитарного поглощения. Пока полностью не выяснен механизм поглощения и перемещения поллютантов по тканям [Квеситадзе, 2005]. Однако есть предположения, что накопление ионов веществ-загрязнителей, в том числе тяжелых металлов, является проявлением попытки растения защитить жизненно важные структуры от избыточного поступления. Начальным органом защиты растительного организма является корковая система корня [Буравцев, 2005 ; Линдиман, 2008]. Защита сводится в основном к задержке избыточных ионов в корнях, к ограничению их поступления в важные обменные центры, репродуктивные и запасающие органы. В связи с этим, содержание тяжелых металлов в корнях может быть в десятки раз больше, чем в наземных органах. При этом проявляется существенная специфика растений. Например, для клевера соотношение между содержанием поллютантов в корнях и надземной части значительно меньше, чем для ячменя [Ильин, 1989]. В овощных культурах (капуста, свекла), наоборот, загрязненность в надземной части в 3–5 раз выше,

чем в корнях. По отношению к разным тяжелым металлам защитные возможности растений проявляются неодинаково. Так, свинец, как правило, задерживается уже в корнях, а кадмий сравнительно легко проникает в надземные органы. Основной путь ионов тяжелых металлов в корневых системах можно представить следующим образом: двухэтапное поглощение (диффузия и адсорбция), транспорт по апопласту и симпласту до эндодермы и в базальные участки корня [Серегин, Кожевникова, 2008]. Проникновение их в центральный цилиндр происходит через молодую эндодерму со слабо развитыми поясками Каспари, а также частично через избирательно проницаемые мембраны протопласта в эндодерме. Далее, из корней металлы транспортируются в надземные органы по сосудам ксилемы с транспирационным током [Гордеева, 2006].

Способность растений усваивать тяжелые металлы из почвы характеризуется коэффициентом биологического поглощения (КБП) [Байбеков, 2007]. При значении коэффициента, равном 100–10, металл относится к группе энергичного поглощения, при 10–1 – к группе сильного захвата, при 1–0,1 – к группе слабого накопления и среднего захвата, при 0,1–0,01 – к группе слабого захвата, при 0,01–0,001 – к группе очень слабого захвата [Перельман, Касимов, 1999].

На основании современных оценок фонового распределения элементов в растениях и среднего состава золы построены ряды биологического поглощения (рисунок 2). Их можно использовать в качестве фоновых при биогеохимических оценках состояния природных объектов. Следует отметить весьма высокие показатели коэффициентов поглощения (KK) у основных поллютантов – Cd, As, Ag, Hg ($10 < KK < 100$), ранее относимых к элементам слабого биологического поглощения.

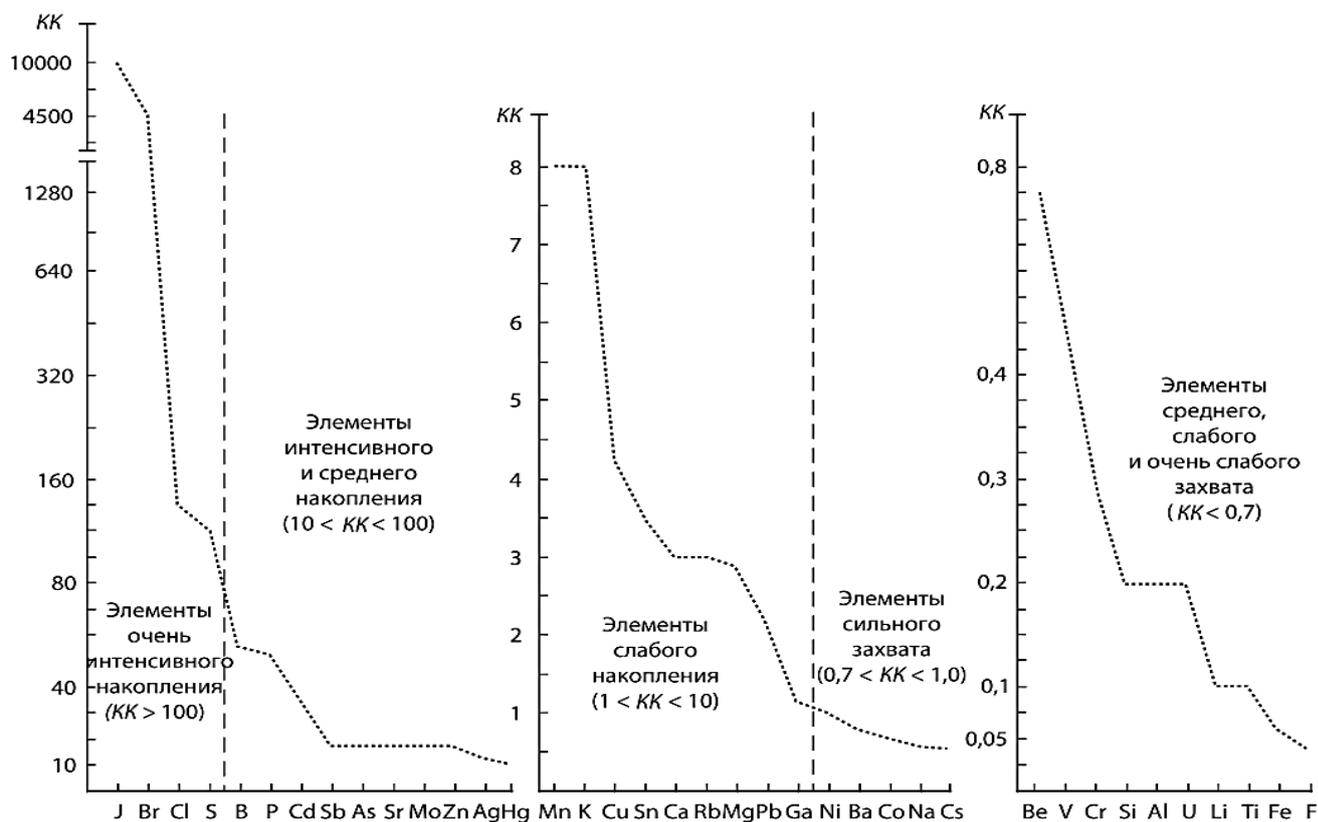


Рисунок 2 – Ряды биологического поглощения [Касимов, 2013]

Следует также отметить, что одни и те же виды растений поглощают значительно больше кадмия, чем свинца [Ильин, 2012 ; Копылова, 2013 ; Касимов, 2013]. Например, КБП свинца для многих растений (овес, кукуруза, горох и т. д.) составляет 0,001–0,005, а КБП кадмия для этих же культур – 0,01–0,5.

1.3 Влияние тяжелых металлов на метаболизм растений и агрохимические особенности почв

Закономерность транспорта, накопления и распределения химических элементов-загрязнителей обусловлена работой защитных механизмов специфической и неспецифической природы. В экстремальных условиях важнейшим механизмом устойчивости является активизация биохимической системы антиоксидантной защиты, в которую входит большое число компонентов [Кузнецов, 2005]. Среди них особое место занимают низкомолекулярные метаболиты (аскорбиновая кислота, глутатион, пролин, каротиноиды,

флавоноиды и др.), и антиоксидантные ферменты (супероксиддисмутаза, каталаза, пероксидаза, аскорбатредуктаза) [Кабата-Пендиас, 1989 ; Ильин, 2012 ; Кашин, 2016]. Такие механизмы предназначены для сохранения в растительном организме концентраций элементов, необходимых для протекания процессов обмена и для нормального роста и развития (таблица 9).

Таблица 9 – Содержание тяжелых металлов в земной коре, почве и растениях [Ильин, 2012]

Металл	Содержание химического элемента		
	Среднее в земной коре, %	Среднее в почве, %	Нормальное содержание в растениях, мг/кг сухой массы
Cd	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	0,05– 0,5
Cu	$4,7 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	3,0– 40,0
Pb	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	0,1– 5,0
Zn	$8,3 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	15,0– 150,0
Fe	4,65	3,8	20,0– 300,0
Mn	0,1	$8,5 \cdot 10^{-2}$	15,0– 150,0

Растения по способности накапливать тяжелые металлы разделяют на три группы:

1) аккумуляторы, накапливающие металлы главным образом в надземных органах, как при низком, так и при высоком их содержании в почве;

2) индикаторы, концентрация металла в которых отражает его содержание в окружающей среде;

3) исключатели, накапливающие металлы в основном в корнях. Поступление ионов в побеги ограничено даже при высокой их концентрации в окружающей среде [Баргальи, 2005].

На содержание металла в корнях и побегах оказывает влияние его концентрация в почве, а также вид растения, фаза развития, сезон года и т. д. В отличие от накопления, распределение элементов по органам и тканям, в большинстве случаев, не зависит от эдафических и сезонных факторов и определяется, главным образом, свойствами металлов и видовыми особенностями растений [Буравцев, 2005].

Способность корней задерживать тяжелые металлы имеет большое биологическое значение. Это связано со снижением транспорта токсичных ионов в надземные органы растений и защитой основного органа фотосинтеза – листа, а также органов репродуктивной сферы. Растения-аккумуляторы накапливают в надземных органах значительное количество тяжелых металлов, многократно превышающее их концентрации в почве. Произрастая на почвах геохимических аномалий, такие виды сформировали определенные механизмы устойчивости, позволяющие им аккумулировать токсичные элементы в метаболически инертных органах, включать их в хелаты и переводить в физиологически безопасные формы [Ильин, 2012]. Среди накопителей выделяют растения гипераккумуляторы (сверхнакопители), способные накапливать в надземной биомассе очень высокие концентрации тяжелых металлов без каких-либо отрицательных последствий для жизнедеятельности (таблица 10) [Ильин, 2012]. Например, в качестве аккумуляторов соединений тяжелых металлов рекомендуются такие распространенные культуры, как горчица (количество накопленной меди – 190,0 мкг/г, цинка – 100,0 мг/г, свинца – 9,4 мг/г), клевер (количество накопленной меди – 180,0 мг/г, цинка – 42,0 мг/г, свинца – 3,6 мг/г) и овес (количество накопленной меди – 185,0 мг/г, цинка – 125,0 мг/г, свинца – 1,4 мг/г) [Гордеева, 2006 ; Ильин, 2012].

Таблица 10 – Предельные концентрации различных химических элементов у растений-сверхнакопителей [Ильин, 1989]

Содержание элемента, мг/кг сухой массы	Накопление элемента, % от сухой массы	Накапливаемый элемент
100	0,01	Cd, As
1000	0,10	Co, Cu, Cr, Pb
10000	1,00	Mn, Ni

2 Физико-географическая характеристика исследуемой территории города Читы и Читинского района Забайкальского края

2.1 Природно-климатические особенности района исследования

Забайкальский край расположен на юго-востоке Восточной Сибири (рисунок 3), на стыке макрорегионов – Монголии, российского Дальнего Востока и Якутии, китайской Маньчжурии и Байкальской Сибири, субрегионом которой и является. Расположение в глубине Евразии обуславливает особенности климата и многие физико-географические особенности территории Забайкалья.

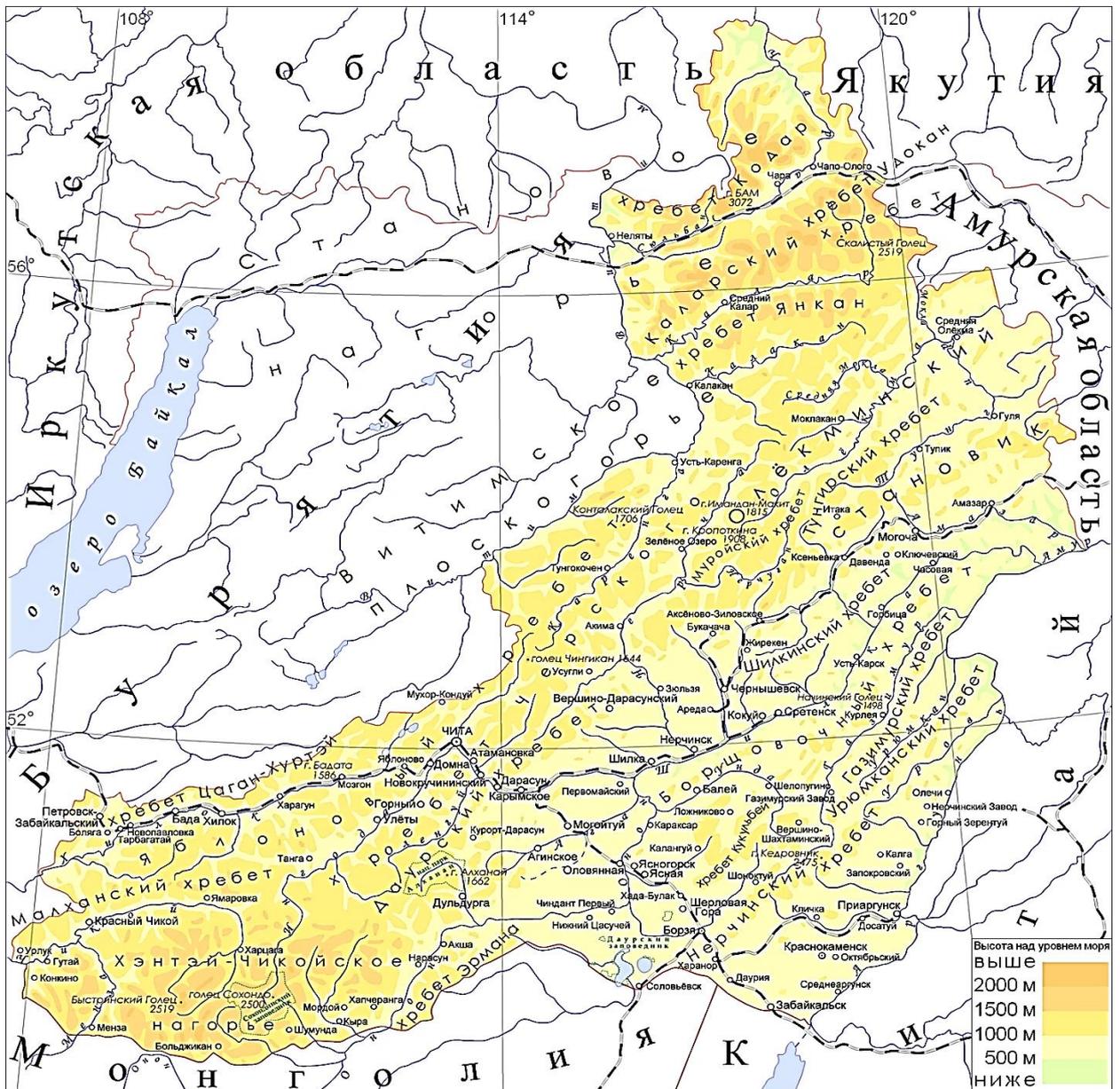


Рисунок 3 – Физическая карта Забайкальского края

Регион входит в группу крупнейших административных единиц Российской Федерации, занимая по площади 12-е место. Однако, суровый климат и удаленность от европейской части страны исторически обуславливали низкую плотность и численность населения. Площадь края равна 431,892 тыс. км², численность населения 1072806 человек (2018 год). Территория региона значительно вытянута в долготном направлении (практически 1000 км); в широтном направлении этот показатель более 800 км. Большая часть населения (более 70 %) проживает в городах и городских поселениях, прежде всего в г. Чите (около 350 тыс. чел.) [Стратегия..., 2009].

Территория края расположена в умеренных широтах северного полушария на значительном удалении от морей и океанов, что сказывается на климате региона. Климат резко континентальный, характеризующийся продолжительной холодной зимой, коротким жарким летом и отрицательными среднегодовыми температурами. Следствием этого является значительное колебание температуры и влажности воздуха, а также небольшое количество атмосферных осадков [Стратегия..., 2009].

Большая протяженность территории с севера на юг определяет неравномерное поступление солнечной радиации. В северных районах годовая суммарная радиация составляет 90 (Чара), а в южных – 126 (Кайластуй) ккал/см², и она распределяется в зависимости от географической широты. В условиях Читинского района и г. Читы этот показатель, в среднем, составляет от 102 до 106,4 ккал/см² (Шполянская, 1978).

В последние годы, по данным метеостанции, наметилось постепенное потепление в районе исследования, среднегодовая температура выросла почти на 2°C, тогда как количество атмосферных осадков, наоборот, уменьшилось наряду со средним количеством дней с осадками (таблица 11).

Таблица 11 – Климатические показатели по данным метеостанции г. Читы

Показатель	Период наблюдений (годы)				
	Весь период (1898–2012)	2000–2012	1980–2000	1960–1980	1940–1960
Средняя температура	-2,0	-0,9	-1,6	-2,8	-2,4
Абсолютный максимум (месяц)	43,2 (июнь, июль)	38,8 (июнь)	36,7 (июнь)	37,6 (июнь, июль)	37,5 (июль)
Абсолютный минимум (месяц)	-47,0 (январь)	-46,8 (февраль)	-45,8 (январь)	-45,8 (январь)	-47,0 (январь)
Среднее кол-во осадков (мм)	342,4	307,2	375,8	320,1	343,5
Среднее кол-во дней с осадками	85,6	78,7	84,6	84,9	88,3
Средняя сумма дней с t выше 10 °С	1836,0	2074,0	1819,0	1737,0	1825,0
Среднее кол-во солнечных часов	2479,0	–	–	–	–

Типичным для Забайкалья является и крайняя асимметричность поступления атмосферных осадков, до 90 % которых приходится на теплый период года, в основном июль и август. Зимой их количество минимально. Самым сухим периодом года является весна и начало лета, в результате часто возникает воздушно-почвенная засуха [Малая энциклопедия Забайкалья, 2009].

Аридизация климата приводит к изменениям в составе растительности. Увеличиваются площади степных и лесостепных участков, особенно на склонах восточной и южной экспозиции, смещаются границы леса, уменьшаются лесные сообщества. Также следствием этих процессов явились крупные, практически ежегодные, лесные и ландшафтные пожары, увеличивающие эмиссию и перенос разнообразных соединений, в частности тяжелых металлов [Стратегия ..., 2009].

2.2 Физико-географическая характеристика района исследования

Урбанизированная территория Читы имеет площадь 538 км² и находится в пределах Читино–Ингодинской впадины, а также на отрогах хребта Черского (рисунок 3). Яблонный хребет находится к северо-западу и к северу от города и не подвергся существенному техногенному воздействию, сохранив природные

экосистемы. В пределах города абсолютные высоты варьируют от 1078 м (гора Чита, хр. Черского, к югу от горы Титовская сопка) до 638 м (устье реки Читинка). Также в черте города расположена гора Титовская сопка (780 м) – вулканическая постройка, формирование которой началось в верхнем палеозое.

Рельеф городской территории характеризуется большим разнообразием: от крутых сильнокаменистых, с выходами останцов склонов гор до выровненных пойменных равнинных участков. Это многообразие обусловило ландшафт и особенности растительности Читы.

Территория города, в целом, находится в пределах горно-таежных ландшафтов [Климат..., 1982]. Она представляет собой фон растительного покрова, в пределы которого остальные растительные пояса входят в виде разобщенных островов различной конфигурации, зависящие от местных климатических условий. На водоразделах горного обрамления территории города развиты лиственничные древостои, в напочвенном покрове которых преобладают кустарниково-травяные и травяные группировки. На сильно увлажненных участках развиты болотно-луговые кустарниковые мари. На склонах северных экспозиций средней крутизны, разделенных ложбинами стока поверхностных вод, развит кустарничково-лиственничный лес. На южных склонах встречается, преимущественно, редкий сосновый лес с кустарниковой растительностью и разнотравьем. В нижних частях горного обрамления на северных экспозициях пологих склонов развиты лиственнично-березовые леса, на южных экспозициях – степная растительность с редким березовым и сосновым лесом [Климат..., 1982 ; Стратегия..., 2009].

На поверхности подгорных шлейфов преобладает степная растительность. Вдоль водотоков на склонах гор развит березово-лиственничный лес. Травостой, при достаточно мощной корневой системе, как правило, низкорослый и сильно разреженный. На поверхности низких пойм, преобладает лугово-болотная растительность, в пределах которой развиты полосы лиственнично-березового и ивнякового леса [Климат..., 1982 ; Стратегия..., 2009].

В горном обрамлении Читино-Ингодинской впадины преобладают глубокопромерзающие серые и дерново-серые неоподзоленные почвы,

разновидностями которых являются горно-мерзлотно-таежные, дерново-таежные, горно-серые лесные. В днище впадины развиты дерново-карбонатные легкосуглинистые глубокопромерзающие черноземные почвы. Их разновидностями являются лугово-лесные и аллювиальные. Торфяно-глеевые почвы распространены в пределах пойм и в нижних частях склонов горного обрамления [Ногина, 1964]. Подстилающими почвообразующими породами являются пески. Такие почвы обладают низким влагосодержанием [Энциклопедия Забайкалья, 2002].

На территории города расположены озера Кенон и Угдан (второе в настоящее время высохло) – остатки озерного бассейна плейстоценовой эпохи. В пределах городской черты сохраняются участки естественных ландшафтов, в том числе приречные луга, островки степей и лесостепей, а также значительный массив горной тайги. Антропогенные ландшафты города включают в себя, кроме кварталов городской застройки, дачные массивы, пашни, сенокосы и несколько озер на месте бывших шахт (в окрестностях поселка Черновские Копи) [Стратегия..., 2009]. Масштабное градостроительство в городе отмечается с начала 60-х годов XX века. В это время стали производить асфальтирование улиц, строительство отдельных пятиэтажных зданий, затем селитебных, преимущественно 5–9-этажных микрорайонов. Особенно это относится к бывшему промышленному центру города, где были построены ТЭЦ–1, камвольно-суконный комбинат (КСК) и домостроительный комбинат (ДСК), автосборочный завод. Для функционирования этих объектов был возведен жилой массив с современными зданиями, преимущественно из сборного железобетона [Стратегия..., 2009].

В это же время возведены микрорайоны Сосновый бор, Северный и др. Застройка города зданиями повышенной этажности велась, как правило, на участках, благоприятных в инженерно-геокриологическом смысле – на склонах хребта Яблоневого и Черского, на высоких надпойменных террасах рек Чита и Ингоды. Лишь в последние годы в Железнодорожном районе на берегах р. Чита осуществляется строительство многоэтажных каменных зданий. К этому времени

в состав города были включены окрестные поселки – Антипи́ха, Песчанка, Смоленка, Кадала и Черновские.

Основными источниками загрязнения окружающей среды в г. Чите являются: ТЭЦ–1 и ТЭЦ–2 и их золошлакоотвалы, автомобильный, железнодорожный и авиатранспорт, предприятия по изготовлению строительных материалов, осадки сточных вод, сжигание отходов, воинские части, которые создают трудности с эффективным использованием городских территорий, увеличивая тем самым вредное влияние на окружающую среду [Энциклопедия Забайкалья, 2002]. На отдельных участках естественный рельеф местности при строительстве различного типа инженерных сооружений (линейных, промышленных, гражданских, гидротехнических и т.п.) существенно изменен.

3 Объекты и методы исследования

3.1 Объекты исследования

Большеголовник одноцветковый – *Stemmacantha uniflora* (L.) Dittrich или ***Rhaponticum uniflorum* (L.) DC.**, растение семейства Asteracea (Астровые или Сложноцветные), единственный представитель рода в Восточном Забайкалье. Многолетнее травянистое растение, высотой 20–60 см; стебель прямой, покрыт белыми волосками, образующими своеобразный войлочный слой, защищающий от излишнего испарения и палящих солнечных лучей. Корневище толстое, длинное, вертикальное, с рыхлой бугристо-волосистой поверхностью и немногочисленными тонкими корнями. Листья с двух сторон шероховатые, с прижатым паутинистым опушением, перисто-раздельные на 8–12 пар зубчатых или цельнокрайних притупленных долей; прикорневые и нижние листья черешковые, верхние – сидячие [Шретер, 1975 ; Жирова, 1997]. Соцветие одиночное – корзинка, цветки в котором окрашены в ярко-малиновый цвет. Хохолок трехрядный, жесткий, щетинки с короткими шипиками. Семянка четырехгранная, продольно-ребристая, к основанию чуть суженная, с остро-зубчатой окраиной [Жирова, 1997].

S. uniflora – восточно-азиатский вид, ареал которого простирается сплошной полосой от Саян, Прибайкалья и Северной Монголии через Северо-Восточный Китай до Кореи и Дальнего Востока. Северная граница ареала проходит в Сковородинском районе Амурской области, южная – по о. Тайвань (Китай), западная – по хр. Танну-Ола (Республика Тыва), восточная – по побережью Японского моря (Приморский край) [Воробьева, Горовой, 2005 ; Санданов и др., 2016]. В Забайкалье нередок в степи, лесах, на сухих и степных лугах, в зарослях кустарников по каменистым склонам повсеместно, за исключением крайнего юго-востока. Является декоративным видом, однако в озеленении не используется [Чудновская, 2013].

Стеллера карликовая – *Stellera chamaejasme* L., многолетнее травянистое растение семейства Thymelaeaceae (Волчниковые) с мощным многоглавым

каудексом и толстым разветвленным корнем массой до 500 г. Надземная часть состоит из множества не ветвистых стеблей высотой 20–40 см, в нижней части фиолетовые. Листья на стеблях многочисленные, нижние чешуевидные, переходящие в настоящие, густо одевающие стебель с линейными, ланцетными или продолговато-ланцетными пластинками. Соцветия на верхушках стеблей головчатые, 20–25-цветковые. Цветки гвоздевидные, на коротких (около 1 мм) толстых ножках, сочлененных с околоцветником. Околоцветник воронковидный с красноватой трубкой. Пять лопастей отгиба цветка белые, значительно короче трубки. Плод – орешек, грушевидной формы и бурого цвета, защищенный остающейся нижней частью трубки околоцветника.

Встречается в Монголии, Китае, Японии, Корее, Пакистане. В Забайкалье растет по всей территории: в степях и на каменистых сухих склонах [Шумилова, 1962 ; Шретер, 1975 ; Зуев, 1996]. Ядовитое декоративное растение [Шретер, 1975 ; Телятьев, 1991].

Полынь Гмелина – *Artemisia gmelinii* Web., крупный полукустарник семейства Asteraceae (Сложноцветные) до 50–100 см высотой. Многолетние одревесневшие стебли вертикальные или восходящие, покрыты буровато-серой лупящейся корой. Побеги однолетние прямостоячие, грязно-фиолетовые или бурые. Листья ямчато-железистые, черешковые, дважды перисто-рассеченные, при основании с ушками и характерным для этого вида запахом из-за большого количества эфирных масел. Шаровидные поникающие корзинки собраны в метельчатые соцветия. Плоды – семянки около 1,5 мм длиной, бурые, продолговато-обратнояцевидные [Красноборов, 1997].

Центральноазиатский вид, встречается в Китае, Монголии, Средней Азии, в Сибири, на Дальнем Востоке, в Забайкалье – по всей территории [Красноборов, 1997].

Остролодочник тысячелистный – *Oxytropis myriophylla* (Pall.) DC., многолетнее травянистое растение подсемейства Fabaceae (Бобовые). Растения достаточно крупные, бесстебельные, седоватые от обильного опушения. Прилистники ланцетные, до середины между собой сросшиеся, с 3 жилками,

длинно-беловолосистые. Листья многочисленные, узкие, длинные, но немного короче цветоносов. Листочки по 4–6 в 20–30 мутовках, линейные, серповидно изогнутые, с завернутыми внутрь краями, беловолосистые. Цветоносы длинно отстояще-волосистые. Цветки бледно фиолетовые, редко белые, в рыхловатых кистях. Чашечка трубчатая, длинно-беловолосистая, зубцы ее узколанцетные, в 2–3 раза короче трубки. Отгиб флага продолговатый, цельный. Бобы продолговато-ланцетные, жесткокожистые, с длинным носиком, прижато-беловолосистые, 15–20 мм длиной, с узкой брюшной перегородкой [Положий, 1994]. Корень массивный, толщина которого может достигать 1,5 см.

Произрастает в степях, сосновых лесах, на остепненных лугах [Положий, 1994]. Даурский эндем. Ареал этого вида точно очерчивает границы Даурской ботанико-географической подобласти [Галанин, 2015].

Лапчатка пижмолистная – *Potentilla tanacetifolia* Willd. ex Schldl., многолетнее травянистое растение семейства Rosaceae (Розоцветные). Стебли прямостоячие, 10-15 см высотой, хорошо облиственные. Листья крупные, перисто-рассеченные. Цветки с желтыми округлыми лепестками, многочисленные, собранные в густое, щитковидно–метельчатое соцветие. Плоды продолговато-яйцевидные, гладкие орешки. Цветет в июне – августе. *P. tanacetifolia* распространена в Западной Сибири, на Алтае, в Восточной Сибири, на Дальнем Востоке [Курбатский, 1988].

Данные виды относятся к мезоксерофитам с широкой экологической амплитудой. Классические представители флоры Восточной Сибири. Согласно литературным данным, выбранные виды, за исключением *S. chamaejasme*, являются сукцессионными и пионерными видами.

Территории исследования. Для исследования были выбраны следующие участки в г. Чите и Читинском районе:

– пункт № 1 – в районе горы «Титовская сопка», восточный склон с луговыми степями;

– пункт № 2 – южный склон хребта Черского, площадка в районе спортивного комплекса «Орбита», участок горной степи;

– пункт № 3 – западный склон хребта Черского, площадка в районе спортивного комплекса «Орбита», участок горной лесостепи;

– пункт № 4 – микрорайон Сосновый бор, ул. Украинский бульвар, участок луговой степи на границе леса и городской застройки;

– пункт № 5 – пос. ГРЭС, степной участок на северном берегу оз. Кенон;

– пункт № 6 – п. Атамановка (Читинский район), вблизи автотрассы, участок луговой степи;

– пункт № 7 – п. Антипиха (Читинский район), территория школы № 22, открытый участок с сильно измененным растительным покровом, обедненная степь;

– пункт № 8 – территория рекреационной зоны «Парка Победы», антропогенно измененный участок поймы, луговая степь;

– пункт № 9 – лесостепной участок в урочище «Сенная падь», выше ТРЦ «Макси» (ул. Шилова, 100);

– пункт № 10 – юго-восточный склон Яблонового хребта, луговая степь в окрестностях перевала автодороги «Чита–Романовка»;

– пункт № 11 – территория урочища «Никишиха», лесостепной южный склон левого борта долины р. Никишиха (Читинский район).

Фооновым участком был выбран пункт № 12 – окрестности села Александровка (Читинский район), степные пойменные сообщества левого берега р. Ингода (рисунок 4).

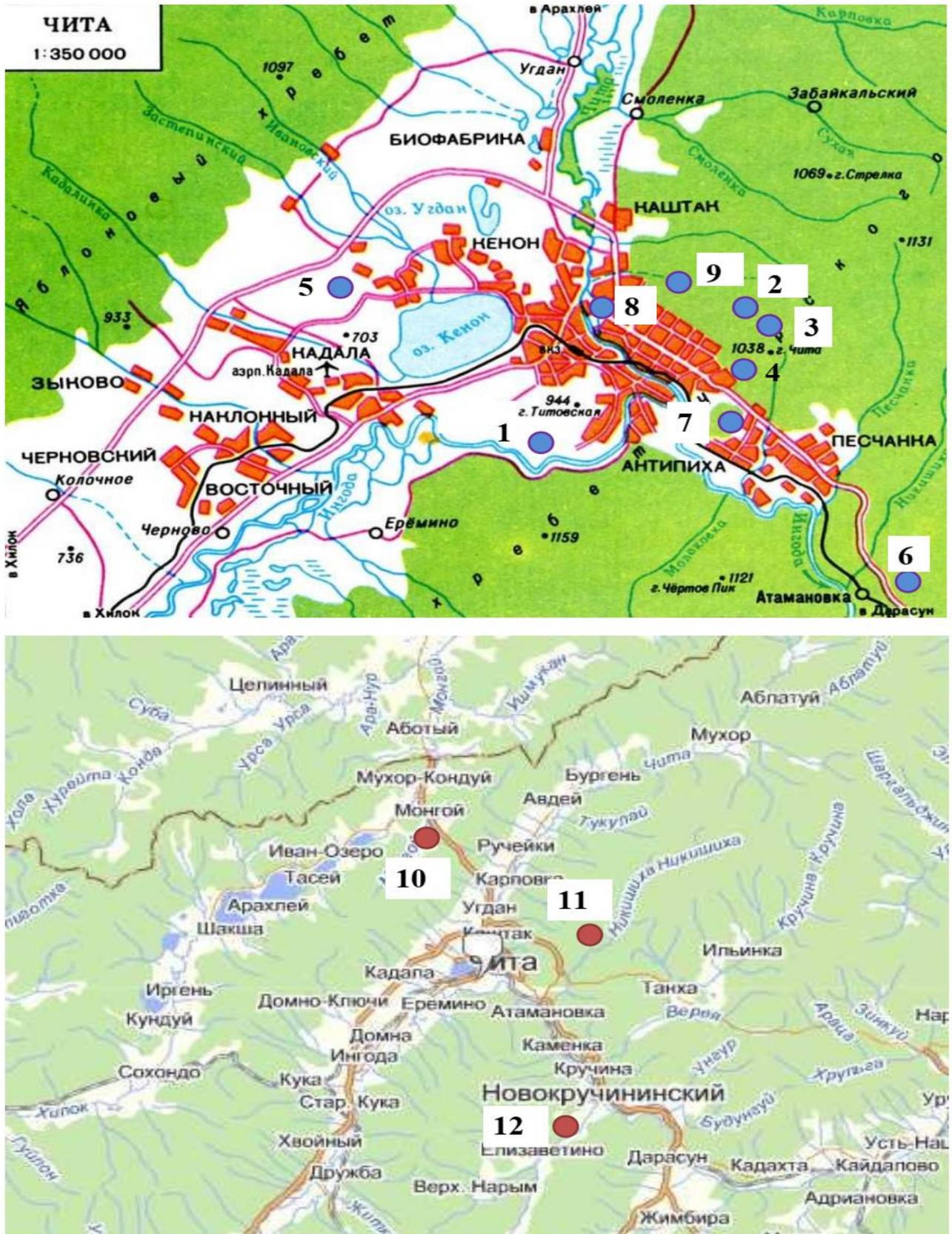


Рисунок 4 – Карта-схема расположения точек отбора проб почвы и растений

3.2 Методы исследования

Образцы почв и растений для элементного анализа отбирали в трехкратной повторности в начале (июнь) и в конце (август) вегетационного периода, в течение трех лет (2015–2017 гг.) в сухую погоду на пробных участках, выбранных с учетом рельефа и розы ветров, отличающихся по уровню загрязнения. Все площадки характеризовались определенной степенью остепненности и представляли собой луговые или горные степи или лесостепи, без развитого кустарникового и древесного ярусов.

Отбор образцов почвенного покрова. На исследуемых участках для отбора образцов городских почв закладывались площадки размером 10×10 м² по общепринятым методикам. Почвы отбирались методом прикопок, в соответствии с принятыми в геохимии и почвоведении методами [ГОСТ 28168–89]. На каждой пробной площадке, в трех равноудаленных друг от друга точках, из корнеобитаемого слоя (от 0–20 см, на котором залегает основная масса корней травянистых растений) [Казнина, 2016] отбирался почвенный образец массой до 1,5 кг. Образец тщательно перемешивался, и методом квартования из него отбиралась средняя проба, массой до 300–400 г. Три пробы ссыпались вместе, перемешивались и, методом конверта, отбирались смешанные образцы (лабораторные пробы), которые доводились до воздушно-сухого состояния, измельчались, просеивались через сито диаметром 1 мм. Далее, отбирались навески, массой 20,0 г (аналитическая проба) на электронных весах с точностью до 1 мг, и помещались в маркированные пакеты [ГОСТ 28168–89]. Всего проанализировано 248 проб почв.

Отбор образцов растений. Растительные образцы отбирались параллельно с почвенными. На площадках выбирались растения, не имеющие повреждений, находящиеся в генеративной фазе, не крупные, одновозрастные. Растительный материал тщательно освобождали от пыли и частиц почв, промывали проточной водой в лаборатории и разделяли на отдельные органы: листья, стебли, корни, генеративные органы (цветки и плоды). Органы растений высушивали на воздухе

и мелко измельчали. Для устранения роли вегетационных колебаний содержания элементов в растениях, отбор образцов проводили в течение относительно короткого времени (2–3 дня). Всего проанализирован 651 растительный образец.

Отбор образцов снега. Отбор проб снежного покрова проводился в соответствии с общепринятыми методиками [Методические рекомендации 5174–90, 1990]. Из-за ветреной погоды с частыми оттепелями в конце февраля отбор снега проводили в период его максимального накопления в январе и начале февраля 2015–2017 гг. В связи с маломощным снежным покровом, характерным для региона, отбор проводили пластиковыми совками (без снятия 1,5 см снега у почвы) в полиэтиленовые пакеты. Проба формировалась смешиванием керна снега из нескольких близлежащих площадок, общий вес пробы составлял 4–5 кг. Плавление проб проводили при комнатной температуре непосредственно перед анализом. Всего проанализировано 69 проб снега.

Химический анализ почвенных образцов. Для определения валового содержания цинка, кадмия, свинца и меди навески почвы воздушно-сухой пробы помещали в коническую колбу вместимостью 100–150 мл и заливали 25,0 мл азотной кислоты (50 %). Содержимое осторожно перемешивали, помещали на электроплиту, доводили до кипения и кипятили на медленном огне 10 мин. Далее охлаждали суспензию до 40 °С–70 °С. К пробе по каплям приливали 5,0 мл концентрированной перекиси водорода при перемешивании, и вновь помещали на электроплиту, доводили до кипения и кипятили еще 10 мин. После охлаждения при комнатной температуре вытяжку отфильтровывали в мерную колбу вместимостью 50 мл через фильтр «белая лента». Оставшийся фильтр с осадком далее помещали в колбу с остатком пробы, приливали 20,0 мл азотной кислоты с концентрацией 1 моль/л и кипятили в течение 30 мин. После охлаждения до комнатной температуры жидкость отфильтровывали в мерную колбу с первым фильтратом. Осадок на фильтре промывали горячей азотной кислотой (50 %) в ту же колбу с фильтратом. Фильтрат охлаждали и доводили объем до метки в 50,0 мл дистиллированной водой.

Фильтрат, объемом 1,0 мл, вносили в кварцевые стаканчики (проверенные на чистоту и обработанные на озонаторе «Чисто–ТА»). Полученные вытяжки выпаривали в камере выпаривания печи «ПДП–Аналитика» при температуре 160 °С–180 °С до сухого остатка. Если зола содержала угольные включения, то сухой остаток в кварцевых стаканчиках выдерживали в муфельной печи «ПДП–Аналитика» в течение 30 минут при 450 °С. Перед анализом золу растворяли в 1,0 мл концентрированной муравьиной кислоты и добавляли 9,0 мл дистиллированной воды. Для анализа использовали аликвоту раствора объемом 200,0–500,0 мкл [Методическое указание 31–03/05, 2005].

Для определения подвижных форм тяжелых металлов навески воздушно-сухой пробы почв, массой $5,0 \pm 0,1$ г, помещали в коническую колбу вместимостью 100 мл. Мерным цилиндром к пробе приливали 50,0 мл ацетатно-аммонийного буферного раствора (ААБ) с рН = 4,8 (соотношение $\frac{\text{проба}}{\text{раствор}} - 1 : 10$). Колба с пробой перемешивалась и в закрытом виде выдерживалась 24 часа при комнатной температуре (при этом 5–7 раз также происходило перемешивание). Затем пробы отфильтровывали с бумажным складчатым фильтром «белая лента» (предварительно отмытого ААБ). Фильтрат собирали с мерную колбу на 50,0 мл и доводили до метки буферным раствором.

Фильтрат, объемом 2,0 мл, вносили в кварцевые стаканчики. Полученные вытяжки выпаривали в камере выпаривания печи «ПДП–Аналитика» при температуре 160 °С–180 °С до сухого остатка. Если зола содержала угольные включения, то сухой остаток в кварцевых стаканчиках выдерживали в муфельной печи «ПДП–Аналитика» в течение 30 минут при 450 °С. Перед анализом золу растворяли в 200,0 мкл концентрированной муравьиной кислоты и добавляли 1,8 мл дистиллированной воды. Для анализа использовали аликвоту раствора объемом 200,0–400,0 мкл [Методическое указание 31–03/05, 2005].

Измерение рН почвенных образцов проводили потенциометрическим методом на анализаторе «ТА–Универсал» со стеклянным комбинированным электродом ЭСК–10603 с разрешением $\pm 0,2$ единицы рН, с автокоррекцией масштаба шкалы, ее угла наклона и температуры [Понсю, Готеру, 2014].

Определение гумусового вещества заключается в том, что органические формы углерода окисляются бихроматом калия в сильноокислой среде. Реакция экзотермична (~120 °С). Она быстро протекает в соответствии с уравнением: $3C + 2Cr_2O_7^{2-} + 16H^+ \rightarrow 4Cr^{+3} + 3CO_2 \uparrow + 8H_2O$.

Количество восстановленного бихромата равно содержанию органического углерода в пробе. Избыток не восстановленного бихромата определяется методом обратного титрования, рабочим раствором в котором является соль Мора ($FeSO_4 \cdot (NH_4)_2SO_4 \cdot 6H_2O$). Для определения содержания гумуса и органического углерода навески почв массой 5–10 г переносили в коническую колбу на 500 мл и добавляли точно 10,0 мл 1 н раствора бихромата калия. Осторожно перемешивали, чтобы не осталось суспензии на стенках колбы. Затем быстро добавляли 20,0 мл концентрированной серной кислоты. Цвет раствора становился зеленым или коричневым с темно-зеленым оттенком. Вращением перемешивали в течение 1 мин (температура реакции примерно 120 °С). Помещали на изолирующую пластину или кафельную плитку и оставляли для продолжения окисления в течение 30 мин. Добавляли 200,0 мл дистиллированной воды, затем 10,0 мл фосфорной кислоты (или 5,0 г фторида натрия). Перемешивали и оставляли еще на 20–30 мин. Далее полученную суспензию фильтровали через бумажные фильтры (по мере загрязнения фильтры меняют). В фильтрат добавляли 3 капли дифениламина, при этом раствор приобретал сине-фиолетовый оттенок. Избыток бихромата оттитровывали рабочим раствором соли Мора с нормальностью 0,5 н. Окончание титрования определяли по изменению цвета раствора с сине-фиолетового на светло-зеленовато-голубой [Понсю, Готеру, 2014].

Количество общего органического углерода ($C_{орг.}$, %) рассчитывали по формуле:

$$C_{орг.} = \frac{3,9 \cdot (10 - 0,5 \cdot V)}{P}, \quad (1)$$

где P – масса пробы, г; V – объем 0,5 н раствора соли Мора, мл; 10 – объем добавленного раствора бихромата, мл [Понсю, Готеру, 2014].

Химический анализ растительных проб. Растительный материал разделяли на отдельные органы: листья, стебли, корни, генеративные органы (цветки или плоды). Навеску проб массой 1,0–2,0 г высушивали и озоляли

в выпариватели печи «ПДП–Аналитика» при температуре 150 °С–350 °С до прекращения выделения дымов. После этого к золе добавляли 2,5–3,0 мл концентрированной азотной кислоты и подвергали выпариванию при температуре 150 °С–250 °С до образования влажного осадка. Для более полного окисления органических веществ в конце мокрого озоления в кварцевые стаканы добавляли несколько капель 30 %-го раствора пероксида водорода.

Для полного удаления угольных включений пробу помещали в муфельную печь и выдерживали 30 минут при 450 °С. Если после озоления осадок имел угольные включения, все этапы мокрого озоления повторялись.

Перед анализом золу растворяли в 1,0 мл концентрированной муравьиной кислоты и далее добавляли 9,0 мл дистиллированной воды. Для анализа проб из полученного раствора отбирали аликвоту объемом 200,0–500,0 мкл [Методическое указание 31–04/04, 2004].

Выполнение измерений массовых концентраций Zn, Cd, Pb и Cu во всех пробах растений проводили на вольтамперометрическом анализаторе «ГА–Универсал». Трехэлектродная электрохимическая ячейка составлялась из двух хлорсеребряных электродов (вспомогательного и сравнения, заполненных раствором KCl с молярной концентрацией 1 моль/л) и рабочего амальгамного электрода. Получение вольтамперограмм и обработка результатов измерений выполнялась в программе «ГА–Lab», согласно стандартной методике, загруженной из программы [Методическое указание 31–04/04, 2004 ; Методическое указание 31–03/05, 2005].

Химический анализ образцов снега. Водорастворимую фракцию тяжелых металлов в талой воде определяли после фильтрования, без озоления и концентрирования проб. Объем фильтрата составлял 1 мл.

Подготовку проб твердой фазы снежного покрова проводили после фильтрования талой воды (объемом 1 л) через бумажный фильтр. Полученный твердый осадок подвергали мокрому озолению с добавлением 2,5–3,0 мл концентрированной азотной кислоты. Далее пробы подвергали выпариванию при температуре 150 °С–250 °С до образования влажного осадка. Для более полного

окисления органических веществ в конце озонирования в кварцевые стаканы добавляли несколько капель 30%-го раствора пероксида водорода.

Золу растворяли в 1,0 мл концентрированной муравьиной кислоты и объем минерализата доводили до 10 мл дистиллированной водой.

Концентрацию ионов цинка, кадмия, свинца и меди определяли методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторе «ГА–Универсал», методом стандартных добавок с использованием трехэлектродной электрохимической ячейки. В качестве рабочего (индикаторного) выступал амальгамный электрод, вспомогательным и электродом сравнения – хлорсеребряные, заполненные 1 М раствором KCl. Пробу каждого образца анализировали в 3 параллельных опытах в 2-кратной повторности. Получение вольтамперограмм и обработка результатов измерений выполнялась в программе «ГА–Lab», согласно стандартной методике, загруженной из программы [Методическое указание 31–04/04, 2004 ; Методическое указание 31–03/05, 2005].

3.3 Эколого-геохимические индексы

Для оценки интенсивности и степени опасности загрязнения почвы химическими веществами был рассчитан коэффициент техногенной концентрации элемента (K_c), полученный отношением концентрации элемента в исследуемой почве к концентрации элемента в фоновой почве, общая формула имеет вид [Байбеков, 2007]:

$$K_c = \frac{K_{\text{общ.}}}{K_{\text{фон}}} \quad (2)$$

Расчет суммарного показателя загрязнения (Z_c) производили согласно формуле [Саэт, 1990 ; Алексеенко, 2000 ; Байбеков, 2007]:

$$Z_c = \sum n K_c - (n - i), \text{ где } i = 1 \quad (3)$$

Корневое поступление элементов из почвы определяли с помощью коэффициента накопления (K_n), который выражает отношение содержания элемента в корнях к таковому в почве:

$$K_n = \frac{K_{\text{корни}}}{K_{\text{почва}}} \quad (4)$$

Для характеристики процессов передвижения ионов использовали коэффициент передвижения (K_n), равный отношению содержания элементов в листьях к таковому в корнях:

$$K_n = \frac{K_{\text{листья}}}{K_{\text{корни}}} \quad (5)$$

Интенсивность биологического поглощения тяжелых металлов оценивается путем сравнения их содержания в золе растений и в горных породах или почвах. Интенсивность поглощения Б. Б. Польшов предложил характеризовать отношением количества элемента в золе растений к его валовому содержанию горной породе или в почве. А. И. Перельман (1975) назвал его коэффициентом биологического поглощения:

$$A_x = \frac{C_{\text{зола раст.}}}{C_{\text{ВС в почве}}} \quad (6)$$

Концентрация большинства элементов в золе значительно отличается от их среднего содержания в земной коре из-за избирательного поглощения элементов растениями.

Индекс биогеохимической активности микроэлементов в растениях рассчитывали как сумму индексов биогеохимического поглощения или накопления [Байбеков, 2007]:

$$\text{БХА} = \sum A_x \text{ и } \text{БХА} = \sum B_x \quad (7)$$

Сравнение содержания элементов в сухом веществе растений и подвижных, доступных для растений водорастворимых, солевых, органо-минеральных форм элементов, извлекаемых из почв слабыми растворителями, дает более объективную оценку связи в системе «почва–растение». Для этого можно использовать коэффициент биогеохимической подвижности B_x , характеризующий доступность элементов растениям и степень использования подвижных форм элементов, содержащихся в почве [Гаврилова, Касимов, 1989 ; Регионы и города..., 2014]. Индекс B_x выражали через соотношение содержания микроэлемента в золе растений к его подвижным формам в почве:

$$B_x = \frac{C_{\text{зола раст.}}}{C_{\text{ПФ в почве}}} \quad (8)$$

Для оценки степени загрязненности снежного покрова использовали следующие эколого-геохимические коэффициенты: пылевой нагрузки (P_n), общей нагрузки загрязнения ($P_{общ}$); относительного увеличения общей нагрузки элемента (K_p); суммарного показателя нагрузки (Z_p); опасности (K_o) и его суммы (ΣK_o) – загрязнения (заражения); концентрации (K_c); суммарного показателя загрязнения снежного покрова (Z_c) [Смирнова, 2011 ; Касимова, 2014 ; Саэт, 1990].

Также проводился расчет суммарного показателя нагрузки (Z_{PT}) и суммарного показателя загрязнения (Z_{CT}) с учетом токсичности химических элементов, которые рассчитывали с использованием поправочных коэффициентов:

$$Z_{PT} = \sum(K_{p(i)} \cdot K_{T(i)}) - (n-1) \text{ и } Z_{CT} = \sum(K_{C(i)} \cdot K_{T(i)}) - (n-1) \quad (9)$$

В расчетах использовали следующие коэффициенты токсичности: для химических элементов 1 класса опасности (As, Cd, Hg, Se, Pb, Zn, Ni, Cr) K_T равен 1,5; для 2 класса (B, Co, Mo, Cu, Sb) – 1; для 3 класса (Ba, V, W, Mn, Sr) – 0,5 [Водяницкий, 2010].

Полученные данные были подвергнуты математико-статистической обработке с помощью методов описательной и вариационной статистики с помощью статистического пакета Microsoft Excel 2010 и PAST 3.0 [Hammer, 2001]. Значимость различий оценивали на основании непараметрических критериев Краскала–Уоллиса и Манна–Уитни [Пузаченко, 2004]. В работе обсуждаются величины, достоверные при $p \leq 0,05$.

4 Эколого-геохимическая оценка накопления и распределения тяжелых металлов в почвах

4.1 Величина рН и содержание гумуса в почвах

Преобладающими типами почв выбранных участков являются лугово-черноземные мерзлотные оподзоленные (пункты № 1, 5, 7, 9 и 10) и серые лесные (пункты № 2, 3, 4, 6, 8, 11 и 12 – фон). Лугово-черноземные почвы отличаются по мощности гумусового горизонта (содержание гумуса может достигать до 7 %) с реакцией почвенного раствора близкой к нейтральной. Серые лесные почвы также имеют достаточно мощный гумусовый горизонт (до 4–6 %) со слабокислой или близкой к нейтральной реакцией почвенного раствора [Чимитдоржиева, 2012].

Согласно литературным данным, оптимальная реакция среды, обеспечивающая необходимое поступление микроэлементов из почвы в растения, должна поддерживаться в пределах 6,9–7,1 [Ильин, 2012].

При исследовании образцов почв было установлено, что по величине рН почвы пунктов № 1, 4, 6 и 12 относятся к слабокислым, близким к нейтральным; пунктов № 2 и 3 – к слабощелочным; пунктов № 5, 7 и 8 – к щелочным; пунктов № 9 и 10 – к нейтральным.

Содержание гумуса изменялось в пределах от 2,8 % до 6,8 %. Самое высокое количество гумусового вещества отмечалось в почве пункта № 5 (п. ГРЭС, лугово-черноземные почвы), при этом в течение трех лет наблюдалась положительная динамика – изменение от 6,39 % до 6,8 %. Значительное увеличение также наблюдалось в почве пункта № 4 – от 4,88 % до 5,77 %. В почвенных образцах пунктов № 2, 3, 8, 9 и 12 также прослеживалось накопление, в отличие от образцов участков № 1, 6, 7 и 10 (рисунок 5).

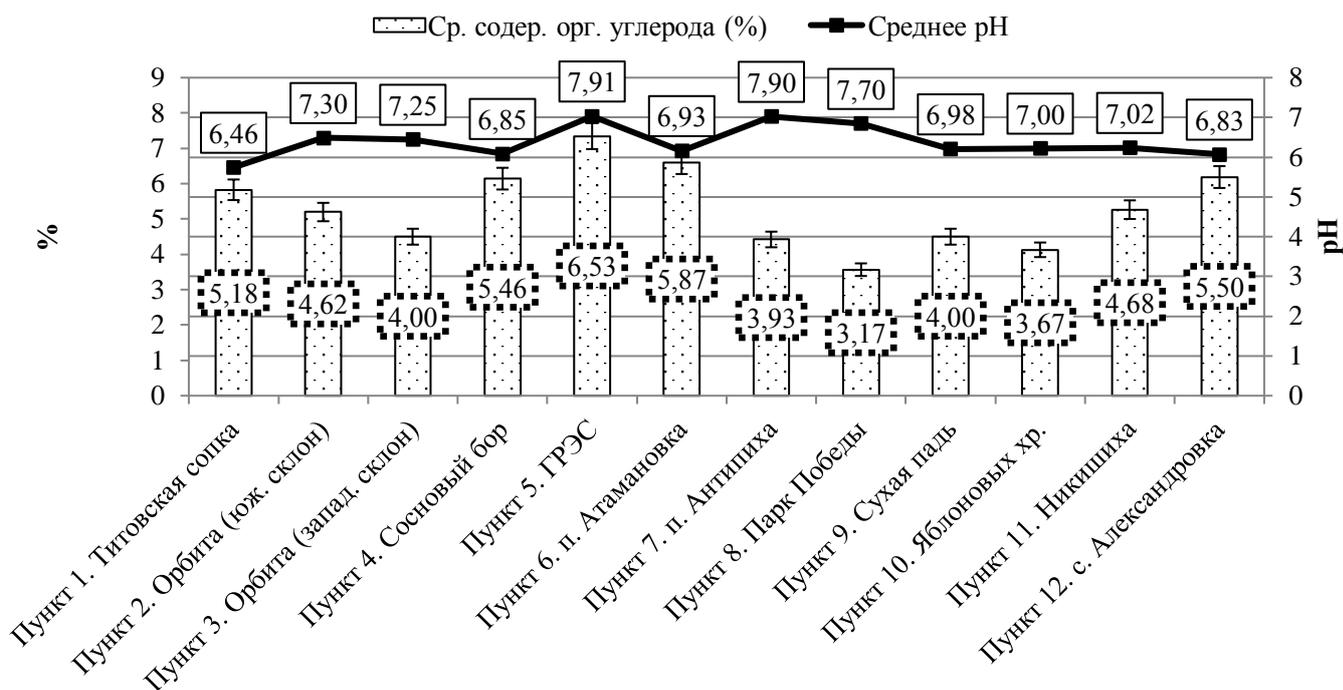


Рисунок 5 – Среднее содержание органического углерода в почвах исследованных участков (%) и pH водных экстрактов

С одной стороны, гумус выступает как источник азота и микроэлементов, необходимых для высших растений, которые освобождаются из органического вещества в результате микробиологической деятельности. С другой стороны, гумусовые кислоты, благодаря особенностям молекулярного строения, активно влияют на миграцию и аккумуляцию химических веществ в почвенном профиле. Тяжелые металлы не входят в состав органических веществ, но, в то же время, переменная валентность способствует их взаимодействию с азот- и серосодержащими функциональными группами органических соединений. Благодаря этому, металлы являются необходимой частью ферментативной системы живых организмов – основы функционирования живого вещества [Ильин, 2012]. Такие элементы как цинк, медь, свинец и кадмий образуют группу опасных загрязнителей природной среды. Выяснение закономерностей массообмена и распределения поллютантов в эколого-геохимических системах, в техногенных ландшафтах представляет весьма актуальную проблему.

4.2 Содержание валовых и подвижных форм тяжелых металлов в почвах

При анализе содержания валовых и подвижных форм тяжелых металлов в течение 2015–2017 гг. на изучаемых участках была выявлена различная динамика.

Цинк. Содержание подвижных форм цинка практически для всех проб почв характеризовалось величинами ниже ПДК [ГОСТ Р 53381-2009]. Незначительное превышение показателя отмечалось для почв участка № 5. Абсолютные значения концентраций ионов цинка в почвенных образцах имели следующую тенденцию – максимальные цифры фиксировались для пунктов, расположенных в непосредственной близости от крупных источников загрязнения (ТЭЦ–1, автодороги федерального значения) – участки № 2, 3, 4, 5, 8, либо расположенные в направлении переноса воздушными массами больших объемов дыма и смога, особенно в зимний период – пункты № 1, 6, 7, 9. Среднее содержание составляло 12,73 мг/кг. В пунктах № 10, 11 и 12, удаленных от города или расположенных с наветренной стороны количество цинка было существенно меньшим, и имело значение в среднем 4,19 мг/кг (таблица 12).

Валовое содержание цинка в почве экосистем, расположенных на урбанизированной территории, характеризовалось большими значениями, чем величины подвижных форм. Наибольшее количество микроэлемента зафиксировано в пробах № 2, 3 и 9, из экосистем, расположенных на окраине города. Концентрация цинка превышает ОДК в этих пунктах, соответственно, в 1,64, 2,38 и 1,74 раза [ГН 2.1.7.2511–09] (таблица 13). Средняя величина по этому показателю для почв из экосистем, расположенных в черте города составила 148,74 мг/кг, тогда как для участков вне города (пункты № 10, 11 и 12) – 41,22 мг/кг. Данные согласуются с материалами других авторов [Иванов, 2007 ; Копылова и др., 2013], относительно которых полученные цифры имеют близкие значения. По сравнению с кларками для верхней части земной коры [Касимов, Власов, 2015] в условиях урбанизированной территории имеется превышение, однако не столь существенное, тогда как мало нарушенные экосистемы характеризовались величинами ниже кларковых (таблица 12).

Такое распределение согласуется с данными, полученными при мониторинге загрязнения снегового покрова г. Читы в период с 2014 по 2017 годы (таблица 14).

Сравнение коэффициентов техногенной концентрации (K_c) относительно подвижных форм цинка показало, что максимальное накопление элемента происходило в почвах пунктов № 4 и 5 (таблица 12). Для участка № 11 этот показатель и вовсе был меньше 1, что свидетельствует о низкой интенсивности поступления ионов цинка в природные объекты, расположенные вдали от крупных автострад и защищенных от урбанизированной территории орографическими препятствиями (Даурский хребет). Также низким показателем по K_c характеризовались пробы почв из пунктов № 1, 6, 9 и 10, часть из которых расположена в условиях значительной антропогенной нагрузки.

Величины коэффициентов техногенной концентрации по валовому содержанию цинка имели значения близкие к коэффициентам по подвижным формам (таблица 13). Высокие значения K_c отмечены для почв из пунктов № 2, 3, 7 и 9, с максимумом на участке № 3 (4,57). Для территорий № 10 и 11, расположенных в значительном удалении от городских территорий, показатель был меньше 1. Доля подвижных форм цинка к его валовому содержанию в почвенном покрове отличалась для проб в несколько раз. Максимальные значения отмечены для пунктов № 1 и 9, несколько ниже – для № 2 и 3, что связано с величиной рН и абсолютным количеством микроэлемента (таблицы 12, 13). Вероятно, для пункта № 1 («Титовская сопка») и № 9 («Сухая падь») это связано со слабокислой реакцией почвенного раствора, тогда как для пунктов № 2 и 3 – с высокими значениями валового содержания цинка (таблица 13).

Кадмий. Содержание подвижных форм кадмия в половине проб была выше 0,3 мг/кг, учитывая, что это почвы участков, как из экосистем урбанизированной территории, так и вне ее (таблица 12). Для другой части пунктов, которые расположены в черте города, количество подвижных ионов кадмия было менее 0,26 мг/кг. Однако по валовому содержанию поллютанта «городские» участки (пункты № 4, 5 и 7) значительно превосходили «внегородские». В большей части

проб (в 9 из 12) также отмечено превышение ОДК по валовому количеству кадмия [ГН 2.1.7.2511–09]. В почве фонового участка (№ 12) концентрация ионов токсиканта была практически равна ОДК. Среднее валовое содержание кадмия в условиях урбанизированной территории – 5,83 мг/кг, в природных территориях – 3,92 мг/кг (таблица 12).

Сравнение валового содержания кадмия с медианным фоном для Забайкалья [Иванов, 2007] выявило превышение для всех участков, которое характеризовалось отличиями на два порядка (таблица 13). Аналогичные тенденции по превышению содержания в почвах г. Читы и Читинского района отмечались и при сравнении полученных данных с кларками.

Коэффициент техногенной концентрации (K_c) по подвижным формам кадмия характеризовался небольшими значениями, с максимумами в пробах пунктов № 1 и 10 (таблица 12). Для участков № 2, 3, 5, 6 и 8 этот показатель был меньше единицы, что характеризует высокую степень загрязненности поллютантом почвы фоновой территории.

Коэффициент, рассчитанный по валовому содержанию кадмия, фиксировал большие значения, по сравнению с подвижными формами. Максимумы отмечались для урбанизированных территорий (пункты № 4, 5 и 7), что, вероятно, связано с действием техногенеза (таблица 13).

Соотношение подвижных форм кадмия к его валовому содержанию для наиболее загрязненных пунктов (№ 2, 3, 4 и 5) характеризовались максимальными значениями, достигающими 49,5 % от вклада металла (таблицы 12, 13). В среднем для участков в условиях городской среды этот показатель имел величину 24,6 %, тогда как для площадок, удаленных от города – 9,62 %.

Свинец. Подвижные формы свинца, практически для всех пунктов, имели значения ниже ПДК [ГОСТ Р 53381–2009], и только на участке № 4 отмечалось незначительно превышение (таблица 12). Территории с максимальными значениями по подвижным ионам токсиканта характеризовались как расположенные вблизи крупных автодорог и имеющих интенсивное поступление тяжелых металлов в осенне-зимний период из-за особенностей розы ветров

района г. Читы. Фоновая территория имела минимальные цифры по количеству поллютанта. В среднем содержание подвижных форм свинца в почвах городских участков составляло 3,4 мг/кг, для удаленных пунктов – 1,67 мг/кг.

По величинам валового содержания свинца большая часть площадок имела превышение ОДК (таблица 13), с максимумами для пунктов № 7 и 8. Также эти городские участки характеризовались и превышением медианного фона для Забайкалья. В среднем экосистемы, в условиях техногенного загрязнения имели показатель валового содержания свинца равный 44,42 мг/кг, а мало нарушенные – 17,04 мг/кг. Однако, сравнение показателей с кларками столь критичных тенденций не имеет. Так, по А. П. Виноградову (1962), этот показатель составляет 47,0 мг/кг, и только три пункта имеют незначительное превышение показателя.

Коэффициенты техногенной концентрации (Кс) подвижных форм свинца численно оказались выше, чем рассчитанные для цинка и кадмия. Максимальные величины данного показателя фиксировались для участков № 4, 7 и 9 (таблица 12).

По коэффициенту техногенной концентрации валового содержания свинца выделялись пункты № 3, 7 и 8 (таблица 13), однако их величины были близки к коэффициенту, относительно подвижных ионов.

В почвах соотношение подвижных форм свинца к валовым имело максимальные значения для пунктов № 3 и 8 (таблица 12). При этом, для большинства других участков показатели были в 2–2,5 раза меньше. Так, для площадок, расположенных в условиях техногенного загрязнения, этот показатель в среднем составил 15,72 %, а для внегородских – 9,82 %.

Медь. Содержание подвижных форм меди в почвах из различных пунктов отбора характеризовалось значительными отличиями. Максимальные показатели отмечались для проб из пунктов № 2 и 3 (более 9,0 мг/кг), тогда как для большинства проб этот показатель был 5,0 мг/кг и менее (таблица 12). Среднее содержание ионов микроэлемента на урбанизированной территории составило 5,67 мг/кг, вне города – 4,46 мг/кг.

Валовое содержание меди было гораздо большим, с максимумами в пробах из пунктов № 3, 5, 8 и 10 (таблица 13). В условиях отсутствия или низкого

по интенсивности техногенного воздействия, уровень накопления меди в почве был в 2–2,5 раза меньшим. Так, среднее содержание для городских площадок составляло 48,98 мг/кг, а для внегородских – 39,89 мг/кг.

Анализ коэффициентов техногенной концентрации (K_c) по подвижным формам меди имел максимумы для участков № 2 и 3 (таблица 12). При этом уровень накопления микроэлемента для урбанизированных территорий и ненарушенных экосистем имел близкие показатели и достоверных отличий не выявлено.

По валовому содержанию меди коэффициент был ниже, что характеризует достаточно высокий уровень концентрации меди и в условиях фонового участка (таблица 13). Максимум по K_c составил примерно 2 единицы, что в несколько раз меньше, чем по подвижным формам.

По соотношению подвижных и валовых форм меди большинство проб имели показатели менее 13 %, при этом на территориях с высоким уровнем техногенного воздействия этот показатель был ниже, чем в экосистемах, удаленных от города (таблицы 12, 13). Максимум зафиксирован для фоновой территории – 20,64 %, минимум для пункта № 2 – 4,06 %. В среднем, в условиях города массовая доля подвижных форм составляла 10,2 %, вне города – 12,18 %.

Таблица 12 – Средняя концентрация подвижных форм Zn, Cd, Pb, Cu (мг/кг) и средняя величина Кс и Zс в почвах г. Читы и Читинского района

Пункт	рН	% углерода	Концентрация подвижных форм, мг/кг (M±m)				Кс				Zс
			Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	
1	6,46	5,18	5,30±1,7	0,39±0,03	2,91±0,97	3,99±1,78	1,32	1,49	4,28	2,55	6,64
2	7,3	4,62	10,07±4,8	0,19±0,02	2,32±0,87	9,29±4,6	2,51	0,73	3,41	5,93	9,85
3	7,25	4,00	13,21±6,9	0,16±0,2	1,94±0,08	13,17±6,2	3,29	0,59	2,85	8,40	8,28
4	6,85	5,46	21,97±10,4	0,33±0,12	6,10±2,7	3,90±1,7	5,47	1,26	8,92	2,49	15,14
5	7,91	6,53	24,03±11,7	0,19±0,5	1,76±0,98	5,34±2,09	5,98	0,73	2,59	3,41	9,98
6	6,83	5,5	4,02±1,9	0,26±0,07	0,68±0,23	1,57±0,53	1,86	0,79	4,43	1,49	5,78
7	6,93	5,87	7,47±3,7	0,21±0,06	3,01±1,51	2,33±0,97	3,39	1,35	7,63	2,49	11,86
8	7,9	3,93	13,6±5,8	0,35±0,07	5,19±2,04	3,90±1,71	2,79	0,63	3,16	3,28	7,23
9	7,7	3,17	11,25±5,08	0,16±0,07	2,15±1,08	5,13±2,04	1,93	1,36	7,73	2,55	10,57
10	6,98	4,00	7,75±3,2	0,35±0,09	5,25±2,09	4,0±1,95	1,41	2,02	4,04	3,17	7,64
11	7,00	3,67	5,68±2,6	0,53±0,14	2,75±0,98	4,97±1,98	0,72	1,50	2,33	4,36	6,19
Фон	7,02	4,68	2,87±1,2	0,39±0,06	1,58±0,97	6,83±2,89	–	–	–	–	–
ПДК	–	–	23,00	–	6,00	3,00	–	–	–	–	–

Таблица 13 – Средняя концентрация валовых форм Zn, Cd, Pb, Cu (мг/кг) и средняя величина Кс и Zс в почвах г. Читы и Читинского района

Пункт	рН	% углерода	Концентрация валовых форм, мг/кг (M±m)				Кс				Zс
			Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	
1	6,46	5,18	120,33±56,78	1,53±0,65	28,67±12,54	46,93±21,6	2,31	0,79	4,22	1,45	5,98
2	7,3	4,62	164,33±76,5	5,51±1,98	41,33±20,4	37,69±24,87	3,16	2,38	6,08	1,17	9,62
3	7,25	4,00	237,67±111,6	4,64±2,05	56,80±25,7	65,00±32,1	4,57	2,39	8,35	2,01	13,31
4	6,85	5,46	133,00±56,5	10,80±4,8	45,67±21,03	50,60±23,3	2,56	5,56	6,72	1,56	13,40
5	7,91	6,53	137,33±67,54	9,43±4,75	23,33±10,31	54,23±23,1	2,64	4,86	3,43	1,68	9,61
6	6,83	5,5	52,00±24,6	1,94±0,54	6,80±2,78	32,33±15,7	1,88	2,92	6,05	0,76	8,85
7	6,93	5,87	97,67±46,7	5,67±1,87	41,13±20,03	24,60±12,0	3,01	4,22	10,61	1,54	16,38
8	7,9	3,93	156,67±73,1	8,20±3,7	72,13±34,2	49,67±21,7	2,26	1,05	10,10	1,90	12,31
9	7,7	3,17	117,67±50,7	2,04±0,87	68,67±31,87	61,33±26,1	3,35	2,39	3,24	1,57	7,55
10	6,98	4,00	174,00±67,84	4,64±1,78	22,00±10,3	50,77±21,98	0,87	2,88	4,69	1,75	7,32
11	7,00	3,67	45,33±21,8	5,60±2,13	31,90±12,8	56,50±23,76	0,51	2,16	1,83	0,95	2,99
Фон	7,02	4,68	26,33±11,4	4,20	12,43	30,83	2,47	1,03	5,94	1,49	9,76
ОДК	–	–	55,00	0,50	32,00	33,00	–	–	–	–	–
Медианный фон	–	–	75,00	0,07	30,00	24,00	–	–	–	–	–
Фон г. Чита	–	–	102,30	–	–	14,00	–	–	–	–	–

4.3 Эколого-геохимические индексы по валовому содержанию и подвижным формам тяжелых металлов

Величина суммарного показателя загрязнения (Z_c), рассчитанного по коэффициентам техногенного загрязнения почвенных образцов для подвижных форм и валовому содержанию микроэлементов, имеет следующие критические диапазоны: $Z_c < 16$ – низкий уровень; $16 < Z_c < 32$ – средний, умеренно опасный; $32 < Z_c < 64$ – высокий, опасный; $64 < Z_c < 128$ – очень высокий, очень опасный; $Z_c > 128$ – максимальный, чрезвычайно опасный [Регионы..., 2014].

Большинство проб исследуемых почв имели значения Z_c менее 15 единиц и поэтому могут быть отнесены к территориям с низким уровнем загрязнения. Пункт № 4 характеризовался величиной 15,14, и его условно можно отнести к среднему по уровню загрязнения (таблицы 12, 13).

Коэффициент Z_c по валовому содержанию тяжелых металлов также имел цифры, характеризующие низкий уровень, на границе со средней степенью загрязненности почвенного покрова (таблица 13). Для проб из пунктов с невысоким уровнем воздействия техногенных факторов показатель был крайне низким (менее 7 единиц), что свидетельствует об экологическом благополучии этих площадок.

Таким образом, полученные результаты согласуются с результатами авторов, работавших с почвами Восточного Забайкалья [Копылова и др., 2013] и в сопредельных регионах Иркутской области [Бычинский, Вашукевич, 2008] и Монголии [Кошелева и др., 2013 ; Сорокина и др., 2013] (таблица 14).

Таблица 14 – Коэффициенты техногенного загрязнения (K_c) по валовому содержанию тяжелых металлов и суммарного показателя загрязнения (Z_c) для почв городов, и территорий Байкальской Сибири и Монголии

Показатель	Город или регион				
	г. Чита	пос. Первомайский	пос. Новоорловск	г. Иркутск	г. Улан-Батор
K_c (Zn)	1,38	1,66	1,73	–	2,6
K_c (Cd)	–	–	–	–	1,9
K_c (Pb)	–	–	–	–	3,1
K_c (Cu)	0,70	1,32	1,02	–	1,9
Z_c	2,66	5,74	3,80	65-210	7–16 (среднее 11)

По результатам изучения почвенного покрова экосистем, расположенных в границах урбанизированной территории и в условиях отсутствия техногенеза, тенденции по суммарному накоплению тяжелых металлов зависит от преобладающего направления воздушных масс в период наибольшего загрязнения атмосферы [Бондаревич и др., 2018].

Для приблизительной оценки степени загрязненности атмосферы в зимний период было проведено исследование снежного покрова г. Читы по содержанию Zn, Cd, Pb, Cu и рассчитаны коэффициент концентрации и суммарный показатель загрязнения (Z_c).

Исследование водной фазы снега выявило, что наибольший вклад в загрязненность снежного покрова в условиях Читы вносит цинк ($256,93 \pm 97,39$ мкг/л) (таблица 15). Также в талой воде отмечалась высокая концентрация водорастворимых форм свинца ($69,34 \pm 33,94$ мкг/л) и меди ($37,563 \pm 8,74$ мкг/л), тогда как кадмий вносил минимальный вклад ($2,16 \pm 0,74$ мкг/л).

Изучение содержания водорастворимых фракций тяжелых металлов в снежном покрове в функциональных зонах города имело следующие тенденции (таблица 15).

Таблица 15 – Показатели уровня загрязнения талой воды в г. Чите и окрестностях

Функциональные зоны	Содержание элементов, мкг/л				Коэффициент концентрации (K_c)				Z_c
	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	
Город в целом (n=63)	256,9±97,4	2,2±0,7	69,3±33,9	37,6±8,7	8,11	4,70	22,51	3,33	35,66
Многоэтажная застройка (n=21)	108,4±40,9	1,9±0,6	61,2±4,7	35,7±9,8	3,42	4,22	19,86	3,17	27,66
Промышленная (n=18)	568,9±272,5	2,92±0,3	84,2±45,1	43,9±18,2	17,9 5	6,37	27,35	3,89	52,56
Низкоэтажная застройка (n=16)	54,4±19,9	13,5±7,3	9,5±4,4	28,1±10,9	3,63	29,41	3,09	2,49	35,62
Парково-рекреационная (n=8)	117,5±53,7	0,3±0,09	15,4±9,1	166,6±14,8	3,71	0,62	4,98	14,77	21,08
Фоновые территории (n=6)	31,7±2,5	0,5±0,1	3,1±2,5	11,3±7,0	–	–	–	–	–

Наиболее загрязненной была промышленная зона. Для нее отмечались максимумы по цинку и свинцу, тогда как по кадмию и меди лидировали другие функциональные зоны. Минимальные показатели загрязненности отмечались для фоновых территорий. Рекреационные зоны также характеризовались низкими значениями, однако выделялась аномалия по среднему содержанию меди ($166,64 \pm 14,79$ мкг/л). Также аномалия была выявлена по содержанию кадмия, максимум содержания которого отмечался для зоны пригородных поселков и низкоэтажных городских кварталов ($13,51 \pm 7,27$ мкг/л). Зона жилых кварталов с многоэтажной застройкой по большинству показателей имела значительную загрязненность тяжелыми металлами снегового покрова (таблица 15).

Рассчитанные коэффициенты концентрации (K_c) и суммарного показателя загрязненности (Z_c) для различных функциональных зон города выявили следующую картину распределения и накопления тяжелых металлов: наиболее загрязненной оказалась промзона, при этом основной вклад в индекс Z_c вносил свинец ($K_c = 27,35$), однако уровень загрязнения для данной зоны оказался низким. Минимальными значениями индекса Z_c характеризовались участки парково-рекреационной зоны города (таблица 15). При этом основной вклад вносила медь. В целом, в условиях Читы, степень загрязнения водной фазы снегового покрова характеризовался средним уровнем загрязнения со значением коэффициента Саета $Z_c = 35,66$, и главным загрязнителем являлся свинец. Сходную тенденцию содержания и распределения водорастворимых форм тяжелых металлов для урбанизированной территории Читы отмечали и ранее, выделяя секторы по розе ветров [Копылова, 2013].

Эти исследования позволяют выявить региональные особенности загрязнения сопряженных геосред: маломощность снегового пласта в течение всего зимнего периода, формирование токсичного смога, не рассеивающегося в течение нескольких дней (иногда недель), высокую концентрацию источников аэрозольных выбросов, расположенных на ограниченной территории.

Массовая концентрация тяжелых металлов является показателем, который не позволяет оценить среднее поступление этих поллютантов в течение ряда лет и степень их опасности для различных экосистем. Также отсутствуют величины

ПДК химических веществ для снега, так как это образование является сопряженной средой между атмосферой, почвой и поверхностными водами [ГОСТ Р 53381–2009]. В то же время, снежный покров является индикатором загрязнения связанных с ним сред. Так, талые воды участвуют в питании рек и озер, хотя для Забайкалья более значимым является дождевое питание.

Основная доля тяжелых металлов, выпадающих с зимними осадками, содержится в форме трудно- или нерастворимых соединений (оксиды, сульфиды, карбонаты, комплексные соединения и адсорбционные комплексы с иммобилизованными поллютантами). Все эти соединения и образования потенциально токсичны и опасны для живых организмов, так как становятся биодоступными после соответствующей трансформации в результате изменений рН почвенных растворов, биотрансформации и других биологических и геохимических факторов. В связи с этим был изучен химический состав твердого осадка на городской территории и рассчитаны различные эколого-геохимические коэффициенты относительно фоновой территории для города Читы и городов, расположенных в сходных природно-климатических условиях (таблица 16).

Таблица 16 – Показатели уровня загрязнения пылевой фракции снега в Чите и окрестностях

Функциональные зоны	Содержание элементов, мг/кг				K _c				Суммарный показатель	
	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Z _c	Z _{ст}
Город в целом (n=63)	126,6± 64,8	0,4±0,1	30,5± 7,5	83,3± 23,2	10,64	38,87	2,93	23,10	72,54	98,76
Многоэтажная застройка (n=21)	384,9± 270,4	1,6±0,9	64,0± 21,9	101,6± 36,2	32,34	161,81	6,15	28,16	225,47	325,62
Промышленная (n=18)	221,5± 126,8	0,7±0,3	53,3± 12,0	118,9± 38,6	18,61	68,04	5,12	32,96	121,74	167,63
Низкоэтажная застройка (n=16)	27,4± 18,4	0,2±0,1	17,8± 8,8	13,8± 7,2	2,30	20,06	1,71	3,82	24,88	36,92
Парково-рекреационная (n=8)	10,2± 3,9	0,08± 0,03	15,1± 4,9	6,8±2,4	0,86	8,50	1,45	1,89	9,71	15,11
Фоновые территории (n=6)	11,9± 5,3	0,01± 0,005	10,4± 5,4	3,6±1,9	–	–	–	–	–	–
ПДК	55,0	0,5	32,0	33,0	–	–	–	–	–	–

Абсолютные значения содержания тяжелых металлов в пылевой фракции снежного покрова Читы характеризовались превышениями ПДК в промышленной и многоэтажной жилой зонах [ГОСТ Р 53381–2009] (таблица 16). В наибольшей степени загрязнение отмечалось по цинку (промзона 7-кратное превышение ПДК, многоэтажная застройка – 4-кратное, город в целом – 2,5-кратное) [ГОСТ Р 53381-2009]. По кадмию в общегородском масштабе превышения ПДК не отмечалось, однако в промзоне количество микроэлемента было в 3,2 раза, а в жилой многоэтажной зоне – в 1,4 раза больше ПДК. Содержание свинца в городе в целом было ниже ПДК, в промзоне и многоэтажной застройке превышало в 2 и в 1,7 раза соответственно. Количество меди в общегородских условиях было в 2,5 раза выше в 2,5 раза, в промзоне 3-кратное, в многоэтажной зоне 3,6-кратное превышение ПДК [ГОСТ Р 53381–2009] (таблица 16).

По уровню загрязненности тяжелыми металлами зон низкоэтажной застройки, парково-рекреационной и фоновой зон характеризовались как экологически благоприятные и не имеющие превышения ПДК по каждому из микроэлементов (таблица 16).

Мониторинг загрязненности снегового покрова выявил, что в относительно более загрязненной центральной части г. Читы интенсивнее всего перенос тяжелых металлов происходил в северном и восточном направлении (таблица 17). Величина интегрального суммарного показателя загрязнения (Z_C) для пылевой фракции составлял в среднем 81,02, что характеризует средний уровень загрязненности снежного покрова города. Величина Z_C варьирует в пределах 1,45–230,24 и в большинстве исследуемых проб его уровень определяется как средний.

Таблица 17 – Зональные показатели загрязнения (в мг/кг) пылевой фракции снежного покрова г. Читы

Элемент	Зона города				
	Центр	Восток	Запад	Север	Юг
Zn	$\frac{82,063}{305,5 - 11}$	$\frac{65,735}{167 - 0,55}$	$\frac{10,86}{23 - 1,8}$	$\frac{203,78}{382 - 8,9}$	$\frac{56,457}{146 - 8,2}$
Cd	$\frac{1,566}{6,7 - 0,15}$	$\frac{0,255}{1,5 - 0,22}$	$\frac{1,574}{4,5 - 0,27}$	–	–
Pb	$\frac{56,775}{94 - 5,2}$	$\frac{57,13}{236 - 6}$	$\frac{37,44}{79 - 2,1}$	$\frac{104,18}{176 - 9,2}$	$\frac{40,033}{85 - 4,1}$
Cu	$\frac{76,725}{222 - 16}$	$\frac{148,375}{422 - 0,55}$	$\frac{43,82}{165 - 14}$	$\frac{109,86}{220 - 30,3}$	$\frac{14,06}{42 - 0,18}$

Эти показатели согласуются с территориальным распределением наиболее загрязненных участков (пункты 2, 3, 4, 8; в части показателей также № 5 и 9).

Корреляционный анализ данных по абсолютной концентрации тяжелых металлов в почвенном покрове в виде подвижных форм и валового содержания, а также интегральных показателей – Кс и Zс выявил следующие взаимосвязи. Между собой имели значимые уровни корреляционной связи, и следующие показатели соотношения ВС и ПФ цинка ($r_s = 0,650$, $p = 0,022$); ПФ цинка и ВС свинца ($r_s = 0,629$, $p = 0,028$); ПФ цинка и рН ($r_s = 0,580$, $p = 0,048$); ПФ меди и рН ($r_s = 0,601$, $p = 0,039$). Все отмеченные корреляции имели прямую линейную зависимость и умеренную тесноту связи (таблица 18).

Таблица 18 – Корреляция по Спирмену между площадками по абсолютному содержанию подвижных форм и валовому содержанию тяжелых металлов

	Zn		Cd		Pb		Cu		рН	% орг. С	
	ВС	ПФ	ВС	ПФ	ВС	ПФ	ВС	ПФ			
	p-level										
Zn	ВС		0,022	0,457	0,134	0,183	0,286	0,175	0,297	0,297	0,672
	ПФ	0,650*		0,013	0,058	0,028	0,308	0,067	0,602	0,048	0,957
Cd	ВС	0,238	0,692*		0,803	0,286	0,118	0,779	0,762	0,255	0,534
	ПФ	-0,459	-0,560	-0,081		0,186	0,341	0,324	0,336	0,137	0,720
Pb	ВС	0,413	0,629*	0,336	-0,410		0,183	0,175	0,665*	0,159	0,097
	ПФ	0,336	0,322	0,476	0,301	0,413		0,914	0,208	0,484	0,609*
Cu	ВС	0,420	0,545	0,091	-0,312	0,420	0,035		0,152	0,183	0,066
	ПФ	0,329	0,168	-0,098	-0,305	0,140	-0,39	0,441		0,039	0,275
рН	0,329	0,580*	0,357	-0,455	0,434	-0,22	0,413	0,601*			0,291
% орг. С	-0,137	-0,018	0,200	-0,116	-0,501	-0,16	-0,54	-0,34	-0,333		

Корреляция по Пирсону, рассчитанная по величинам интегральных показателей по ПФ и ВС тяжелых металлов, выявила достоверные прямые связи высокой тесноты между коэффициентами техногенной концентрации для цинка и свинца с суммарным показателем загрязненности (таблица 19).

Таблица 19 – Корреляция по Пирсону по величинам показателей Кс и Zc

Показатель	Показатель				
	Кс (Zn)	Кс (Cd)	Кс (Pb)	Кс (Cu)	Zc
Валовое содержание ТМ					
Кс (Zn)	–	0,738*	0,167	0,155	0,040
Кс (Cd)	0,113	–	0,862*	0,980*	0,161
Кс (Pb)	0,447	0,059	–	0,223	0,0003
Кс (Cu)	0,459	0,008	0,399	–	0,143
Zc	0,629*	0,454	0,884*	0,471	–
Подвижные формы ТМ					
Кс (Zn)	–	0,184	0,451	0,934*	0,014
Кс (Cd)	-0,432	–	0,329	0,217	0,941*
Кс (Pb)	0,253	0,324	–	0,119	0,007
Кс (Cu)	0,028	-0,404	-0,496	–	0,790*
Zc	0,710*	0,025	0,755*	-0,091	–

Сравнение геохимических коэффициентов с использованием непараметрического критерия Манна–Уитни (таблица 20) для большинства показателей показало значимые отличия. Исключениями были пары Кс по подвижным формам цинка и меди, свинца и меди, и Кс относительно валового содержания цинка и кадмия.

Таблица 20 – Уровни значимости интегральных показателей Кс и Zc по величине критерия Манна-Уитни

Элемент	Элемент				
	Zn	Cd	Pb	Cu	Zc
Подвижные формы ТМ					
p-level					
Zn	–	0,007	0,030	0,264	0,0001
Cd	0,007	–	0,0001	0,0001	0,0001
Pb	0,030	0,0001	–	0,224	0,003
Cu	0,264	0,0001	0,224	–	0,0004
Zc	0,001	0,0001	0,003	0,0004	–
Валовое содержание ТМ					
Zn	–	0,599	0,002	0,01512	0,0002
Cd	0,599	–	0,008	0,007097	0,0001
Pb	0,002	0,008	–	0,0001398	0,035
Cu	0,01	0,007	0,0001	–	0,0001
Zc	0,0002	0,0001	–	0,001	–

Таким образом, при анализе данных для почв было установлено следующее:

- 1) содержание органического углерода в корнеобитаемом слое характеризуются величинами, близкими к региональным для каждого типа почв;
- 2) между величиной содержания общего углерода и содержанием различных форм тяжелых металлов не выявлено достоверных корреляционных связей;
- 3) величина pH влияла на накопление подвижных ионов цинка и меди, для других металлов это фактор не имел значимого влияния;
- 4) уровень загрязненности тяжелыми металлами почвенных образцов определялся близостью к городской территории, рельефом участка и его положением относительно розы ветров региона. Выявлена связь между степенью загрязненности пылевой фракции снега и накоплением поллютантов на площадках, расположенных в границах города;
- 5) величины K_c и Z_c , для большинства пунктов, характеризовали низкую степень загрязненности почв. Сравнение интегральных показателей для г. Читы и сопредельных регионов не выявил существенных отличий.

5 Особенности накопления и распределения тяжелых металлов в растениях из экосистем в условиях урбанизированной территории

5.1 Сезонное распределение ионов тяжелых металлов в растениях

5.1.1 Содержание тяжелых металлов в органах *Potentilla tanacetifolia*

Общее количество тяжелых металлов в сухом веществе листьев вида в восьми из двенадцати пунктов увеличивалось в период вегетации. В двух пунктах этот показатель незначительно уменьшался, что может свидетельствовать о достаточно постоянном притоке поллютантов и их низкой аккумуляции в листовых пластинках. На фоновой территории отмечалось практически двукратное уменьшение содержания суммарного количества исследуемых элементов. Основной вклад в содержание ионов металлов вносил цинк, при этом максимум его абсолютного накопления отмечался для пункта № 1 (19 мг/кг, август) (рисунок 6). Среднее количество элемента в пробах в июне составило $6,26 \pm 0,9$ мг/кг, в августе – $7,96 \pm 1,32$ мг/кг.

По абсолютному содержанию кадмия выделялись пункты № 10, в меньшей степени токсикант накапливался в листьях из проб № 3, 5, 7 и 9 (рисунок 6). Также значительный прирост содержания этого элемента в листьях *P. tanacetifolia* фиксировался на фоновой территории (произошло 200-кратное увеличение его содержания к концу вегетации) (рисунок 7). Средняя концентрация кадмия в июне составила $0,86 \pm 0,22$ мг/кг, в августе $0,87 \pm 0,22$ мг/кг.

По количеству свинца выявлены следующие особенности. Максимум накопления отмечался в пробах участка № 10, в пунктах № 3 и 9 эти показатели были несколько ниже (рисунок 7). Средняя концентрация в июне составляла $1,53 \pm 0,51$ мг/кг, в августе $1,26 \pm 0,39$ мг/кг.

Абсолютное количество меди характеризовалось максимумами накопления в листьях из пунктов № 4 и 12 (рисунок 6). Однако, для пункта № 4 заметный прирост происходил к концу вегетации (с 5,35 мг/кг до 16,0 мг/кг), тогда как

в условиях фона, наоборот, отмечено снижение количества (от 16,0 мг/кг до 5,76 мг/кг). Средняя концентрация ионов меди в июне составляла $3,04 \pm 1,27$ мг/кг, в августе – $3,03 \pm 1,28$ мг/кг.

Распределение ионов тяжелых металлов в стеблях и цветоносах *P. tanacetifolia* характеризовалось сходными процессами в листьях. Основной вклад в общее содержание в июне вносили цинк и свинец, в августе еще и медь. Максимум абсолютного накопления микроэлемента отмечался у растений пунктов № 1 – 15,0 мг/кг (август), № 2 – 18 мг/кг (август), в меньшей мере – у растений пункта № 3 – 11,2 мг/кг (август) (рисунок 8). Среднее содержание цинка в июне составило $3,62 \pm 0,96$ мг/кг, в августе $5,36 \pm 1,74$ мг/кг.

Концентрация кадмия оказалась относительно высокой в пробах № 1, 2, и 5, с максимумом 3,41 мг/кг (пункт № 1, август) (рисунок 8). Зафиксирован относительный прирост количества токсиканта для семи участков (№ 1, 2, 3, 7, 8 и 12), однако изменения были незначительными. Среднее количество составило $0,91 \pm 0,23$ мг/кг в июне и $1,21 \pm 0,31$ мг/кг в августе.

По накоплению свинца в стеблях и цветоносах *P. tanacetifolia* фиксировались следующие тенденции. В ходе вегетации относительное содержание в большинстве проб снижалось. Максимум концентрации отмечался в пункте № 7 (10,3 мг/кг, июнь). Однако к августу этот показатель уменьшился практически в 10 раз (рисунок 8). В образцах проб участков № 5 и № 6, напротив, уровень накопления свинца повышался в период вегетации. Среднее содержание ионов токсиканта в июне составляло $2,79 \pm 0,84$ мг/кг, в августе – $1,89 \pm 0,50$ мг/кг.

Наибольшее количество элемента было зафиксировано в пробах участков № 2, 3 и 11, с максимумом 4,1 мг/кг (пункт № 3, август) (рисунок 8). Среднее содержание ионов меди в стеблях и цветоносах в июне составляло $1,75 \pm 0,37$ мг/кг, в августе – $1,93 \pm 0,36$ мг/кг.

Накопление тяжелых металлов в соцветиях и плодах *P. tanacetifolia* имело существенные отличия от других органов, и характеризовалось большими средними и абсолютными значениями: в июне $12,08 \pm 2,05$ мг/кг, в августе – $33,96 \pm 16,16$ мг/кг (рисунок 9).

По содержанию цинка выделялись растения с площадок № 1, 2, 3, 4, 5, расположенных в условиях сильного влияния урбанизированной территории, тогда как на относительно удаленных от города участках содержание цинка было существенно ниже (рисунок 9). Среднее накопление в июне составило $6,29 \pm 1,49$ мг/кг, в августе – $28,23 \pm 16,03$ мг/кг.

Содержание кадмия в пробах № 1, 3, 4, 6, 9, 11 и 12 было относительно высоким, с максимумом в августе в пункте № 9 – 4,2 мг/кг (рисунок 9). Зафиксирован относительный прирост количества токсиканта для четырех участков (№ 1, 3, 8 и 12), однако изменения были не значимыми. Для большинства площадок отмечено снижение концентрации. Средняя концентрация ионов кадмия в июне достигала $1,77 \pm 0,27$ мг/кг, в августе – $1,76 \pm 0,36$ мг/кг.

По накоплению свинца в соцветиях и плодах *P. tanacetifolia* выявлены следующие аспекты. Максимум отмечался в пунктах № 4 – 3,4 мг/кг (август) и № 12 – 3,41 мг/кг (июнь); несколько ниже содержание в пробах с участков № 3, 5, 8 и 10 (рисунок 9). Среднее содержание ионов токсиканта в июне составляло $1,53 \pm 0,31$ мг/кг, в августе – $1,65 \pm 0,34$ мг/кг.

Количество ионов меди в соцветиях и плодах *P. tanacetifolia* было наибольшим в пробах из пунктов № 1, 2, 4, 5 и 12, с максимумом 5,32 мг/кг (участок № 4, июнь) (рисунок 9). Относительное содержание элемента в ходе вегетации снижалось в большинстве проб. Средняя концентрация меди в соцветиях и плодах в июне составляло $2,49 \pm 0,58$ мг/кг, в августе – $2,32 \pm 0,51$ мг/кг.

В корнях *P. tanacetifolia* в ходе вегетационного периода общее количество поллютантов увеличивалось с $19,39 \pm 6,05$ до $24,84 \pm 6,21$ мг/кг (рисунок 10). Цинк активнее всего накапливался в корнях растений, собранных в пунктах № 1 и № 8 и имел тенденцию к росту, с максимумом содержания 34 мг/кг (№ 8, август) (рисунок 10). Количество ионов элемента в июне составило $6,63 \pm 0,81$ мг/кг, в августе – $10,05 \pm 2,56$ мг/кг сухого веса.

Содержание кадмия в корнях *P. tanacetifolia* было наиболее высоким в пробах с участков № 2, 3, 4, 11 и 12, с максимумом 4,5 мг/кг (пункт № 3, август) (рисунок 18). Для большинства проб отмечалась тенденция к постепенному

увеличению количества токсиканта в ходе вегетации. Среднее количество элемента в июне составляло $1,94 \pm 0,33$, в августе $2,29 \pm 0,40$ мг/кг.

По накоплению ионов свинца значительные показатели фиксировались для корней с участков № 4 (с 14,7 мг/кг до 73 мг/кг) и 12 (с 73 мг/кг до 32,6 мг/кг) (рисунок 10). В целом, отмечалось уменьшение доли металла в ходе вегетации. Среднее количество элемента в пробах в июне – $8,54 \pm 3,97$ мг/кг, в августе – $10,06 \pm 4,28$ мг/кг.

Накопление меди наблюдалось для проб пунктов № 2, 7 и 10, с максимумом показателя 5,8 мг/кг (№ 7, август) (рисунок 10). Относительное количество в корнях для семи проб характеризовалось уменьшением (при этом более, чем 10-кратная убыль зафиксирована для проб с участка № 4), Остальные пробы сохраняли тенденцию к росту. Среднее содержание ионов элемента в июне составляло $2,29 \pm 0,54$ мг/кг, в августе – $2,43 \pm 0,53$ мг/кг.

Уровень накопления ионов тяжелых металлов в органах *P. tanacetifolia* характеризовался достаточно низкими значениями, не превышающими пределы естественного варьирования [Кабата-Пендиас, 1989].

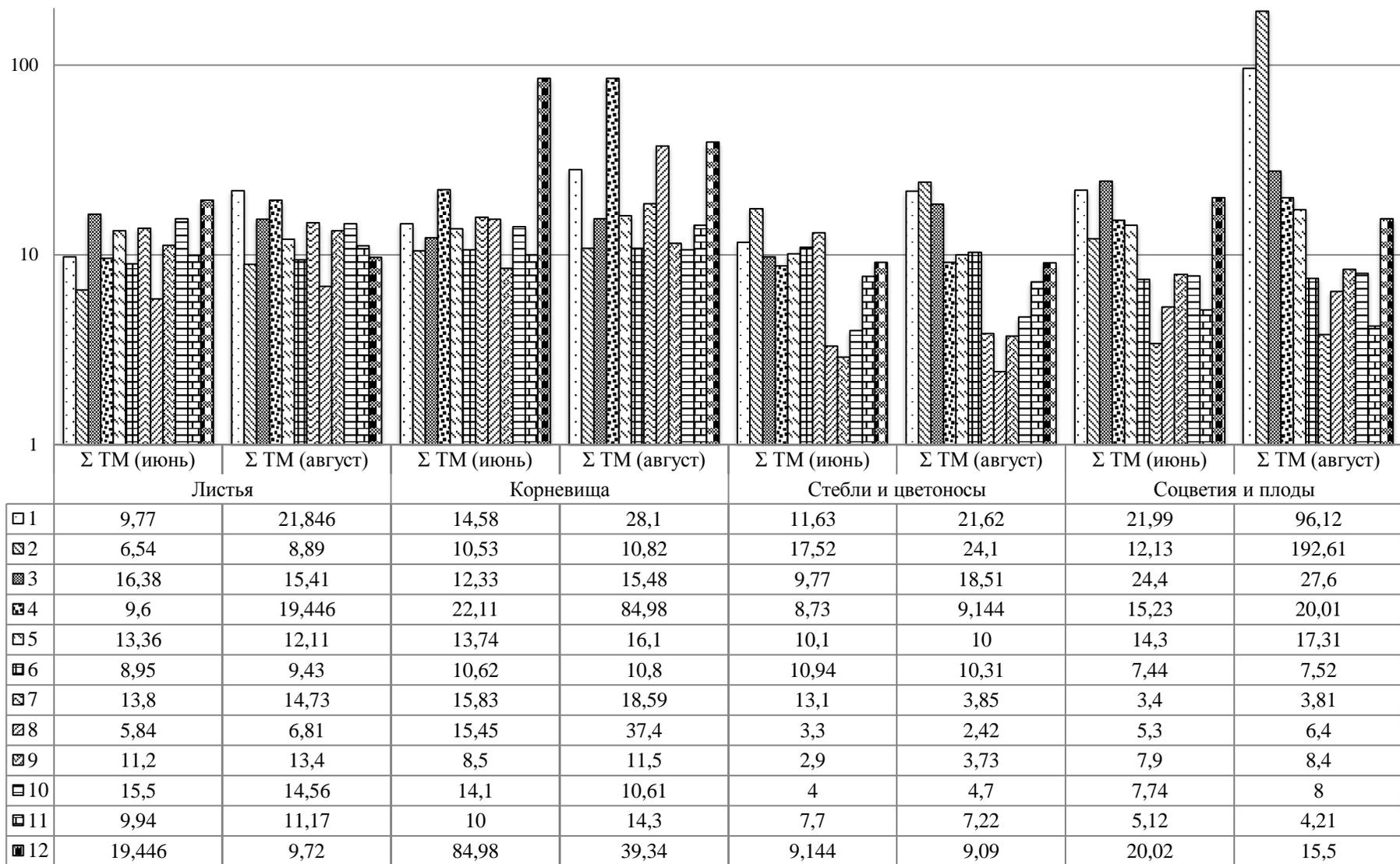


Рисунок 6 – Абсолютное суммарное количество ионов ТМ в органах и частях *P. tanacetifolia* (в мг/кг сухого веса)

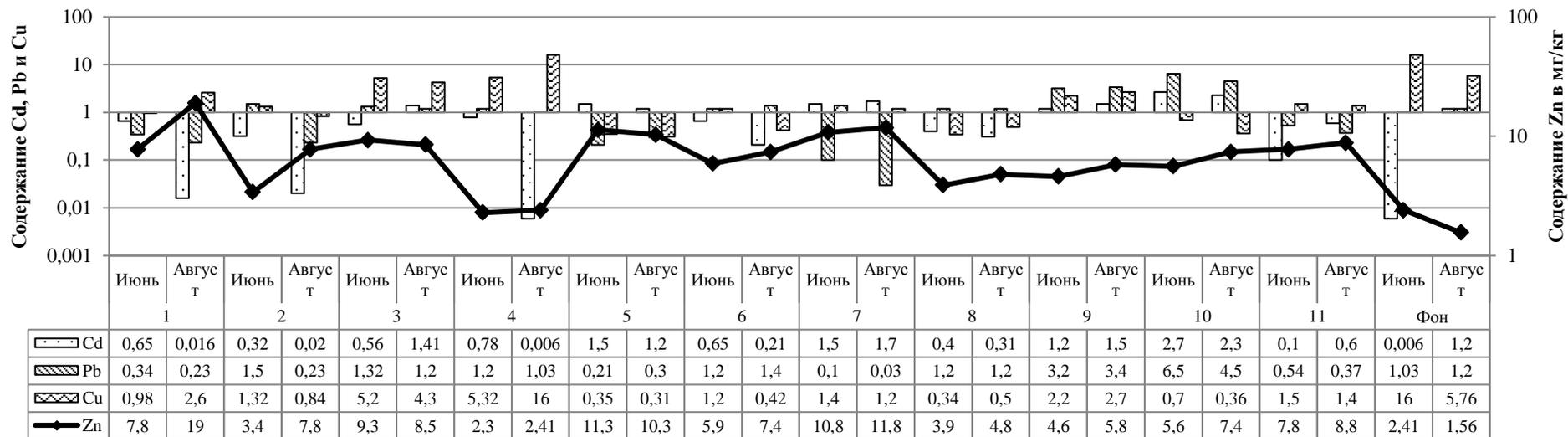


Рисунок 7 – Среднее содержание ионов ТМ в листьях *P. tanacetifolia* (в мг/кг сухого веса)

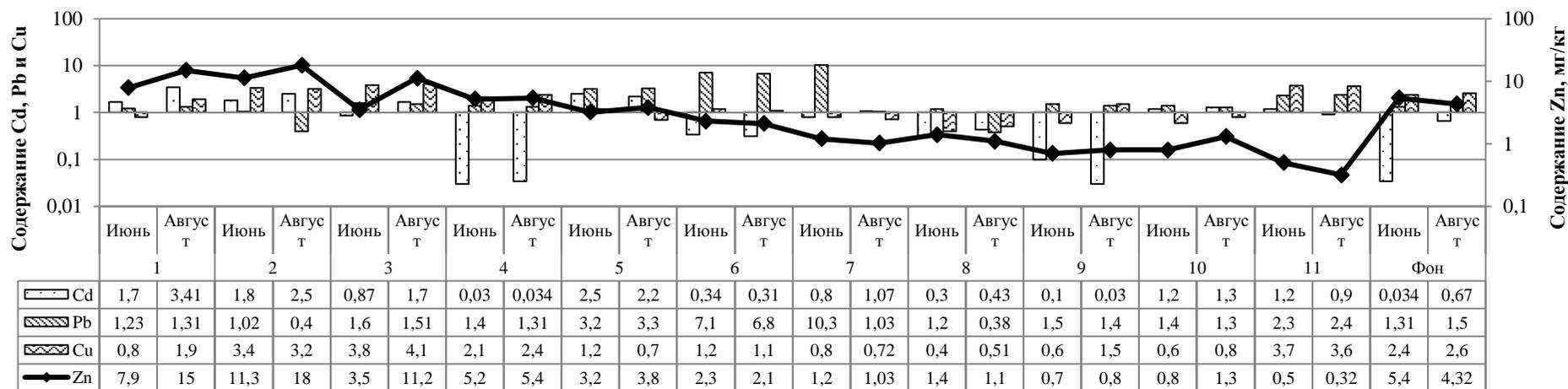


Рисунок 8 – Среднее содержание ионов ТМ в стеблях и цветоносах *P. tanacetifolia* (в мг/кг сухого веса)

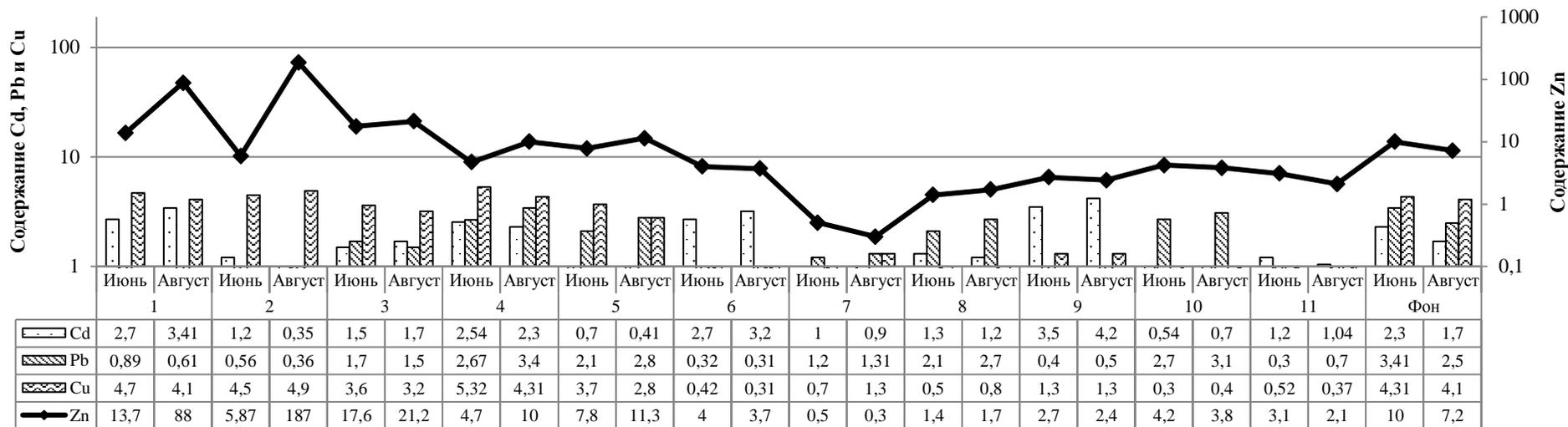


Рисунок 9 – Среднее содержание ионов ТМ в соцветиях и плодах *P. tanacetifolia* (в мг/кг сухого веса)

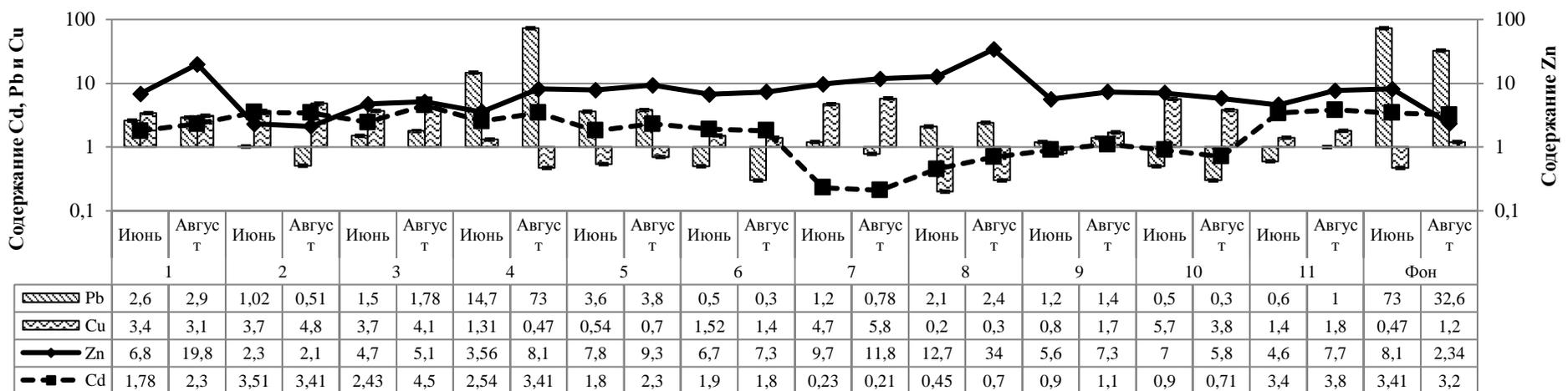


Рисунок 10 – Среднее содержание ионов ТМ в корневищах *P. tanacetifolia* (в мг/кг сухого веса)

5.1.2 Содержание тяжелых металлов в органах *Stemmacantha uniflora*

Вид *S. uniflora* был собран только на восьми участках: № 1, 2, 3, 4, 5, 10, 11, 12 (фон), на остальных площадках растение обнаружено не было. Изучение распределения ионов тяжелых металлов в органах *S. uniflora* имело следующие особенности. Увеличение общего количества тяжелых металлов в листьях в период вегетации происходило у растений пунктов № 1, 5, 10 и на фоновой территории. Самый значительный рост наблюдалось у растений участка № 10. В пробах остальных территорий этот показатель снижался (рисунок 11).

Основной вклад в содержание металлов вносил цинк, при этом значительное его накопление происходило в образцах пункта № 2. Максимум концентрации зафиксирован в пункте № 10 – 12,8 мг/кг (август). В образцах листьев остальных участков изменения были незначительными, при этом в пунктах № 4 и 11 содержание цинка снижалось в течение вегетационного периода. По процентному соотношению сохранялась та же динамика. Среднее количество в июне составило $7,38 \pm 2,51$ мг/кг, в августе – $8,39 \pm 3,62$ мг/кг.

Содержание кадмия во всех образцах листьев уменьшалось (рисунок 12). Исключение составил пункт № 1, где отмечался незначительный прирост концентрации. Максимальное уменьшение (в 92,3 раза) произошло в листьях растений участка № 2 (от 1,2 мг/кг в июне до 0,013 мг/кг в августе). В образцах пунктах № 4 и № 10 отмечалось снижение в 3 раза, в образцах участка № 12 – в 6,4 раза. В остальных пробах уменьшение было незначительным. Средняя концентрация в июне составляла $0,97 \pm 0,23$ мг/кг, в августе – $0,48 \pm 0,12$ мг/кг.

По содержанию свинца выявлены следующие особенности. Максимальное накопление отмечено в пробах участка № 11, в остальных образцах листьев концентрация свинца снижалась. Самое высокое содержание (1,32 мг/кг) отмечено в июне в пункте № 3 (рисунок 12). В течение вегетационного периода среднее количество свинца в пробах незначительно уменьшалось от $0,69 \pm 0,23$ мг/кг до $0,62 \pm 0,30$ мг/кг.

Абсолютное количество меди характеризовалось небольшим накоплением в листьях растений пунктов № 10 (от 3,5 мг/кг в июне до 4,5 мг/кг в августе) и фонового участка (от 1,04 мг/кг в июне до 1,3 мг/кг в августе) (рисунок 12). Средняя концентрация в июне составляла $3,01 \pm 1,21$ мг/кг, в августе $2,34 \pm 0,98$ мг/кг сухой пробы.

В стеблях и цветоносах *S. uniflora* распределение микроэлементов, практически, было сходным с таковым в листьях (рисунок 13). Максимум накопления отмечен в пункте № 5 (в 2,4 раза) – от 16,43 мг/кг в июне до 39,3 мг/кг в августе. Несколько ниже в образцах пунктов № 10, 3, 1. В образцах остальных участков общее количество поллютантов снижалось. Среднее содержание цинка в стеблях и цветоносах *S. uniflora* в июне составило $5,1 \pm 2,13$ мг/кг, в августе – $8,7 \pm 3,45$ мг/кг сухого образца.

Максимальный (50-кратный) прирост ионов кадмия отмечен в образцах пункта № 1 – от 0,001 мг/кг в июне до 0,05 мг/кг в августе. Зафиксировано относительное увеличение в образцах пунктов № 4 и № 12, в остальных пробах концентрация кадмия снижалась. Среднее содержание кадмия в июне составило $0,7 \pm 0,24$ мг/кг, в августе $0,6 \pm 0,21$ мг/кг (рисунок 13).

Количество свинца во всех пробах снижалось, при этом самое значительное уменьшение концентрации отмечено в образцах фонового участка (в 10,6 раза), пункта № 4 (в 5 раз), и пункта № 10 (в 4 раза). Относительный вклад ионов в начале вегетации был несколько выше (рисунок 13). Среднее содержание свинца в июне составило $0,97 \pm 0,42$ мг/кг, в августе – $0,33 \pm 0,11$ мг/кг.

Количество меди в стеблях *S. uniflora* изменялось незначительно. Наибольшая концентрация элемента (5,6 мг/кг) была зафиксирована в августе в пробах растений пункта № 3 (рисунок 13). Среднее содержание меди составило в июне $2,0 \pm 0,96$ мг/кг, в августе $2,14 \pm 0,98$ мг/кг.

Накопление поллютантов в соцветиях и плодах несколько отличалось от других органов. Увеличение суммарного содержания зафиксировано только для образцов пунктов № 5, 10 и 11, при этом существенный вклад внесли ионы цинка, и меди – в августе, ионы свинца – в июне.

Самое значительное накопление цинка отмечено для проб участков № 5 (от 9,4 мг/кг в июне до 21,0 мг/кг в августе) (рисунок 14). Среднее содержание цинка в соцветиях в июне составило $4,4 \pm 2,02$ мг/кг, в августе – $5,7 \pm 2,31$ мг/кг.

Накопление кадмия в образцах было незначительным, с максимумом 1,2 мг/кг в августе в пробах пункта № 5. Самое существенное увеличение концентрации отмечено для образцов пункта № 10 (от 0,08 мг/кг в июне до 0,47 мг/кг в августе). В пробах пункта № 11 снижение содержания произошло в 8 раз – от 0,4 мг/кг в июне до 0,05 мг/кг в августе. Средняя суммарная концентрация в соцветиях и плодах составила 0,4 мг/кг в июне, 0,23 мг/кг в августе.

Концентрация свинца незначительно увеличивалась только в пробах растений пункта № 11 (от 1,2 мг/кг в июне до 1,4 мг/кг в августе) (рисунок 14). В образцах пункта № 1 снижение произошло в 50 раз – от 0,5 мг/кг в июне до 0,01 мг/кг в августе. В пробах остальных исследуемых площадок количество свинца снижалось незначительно. Среднее содержание в июне составило $1,03 \pm 0,35$ мг/кг, в августе $0,66 \pm 0,22$ мг/кг.

Концентрация меди в соцветиях и плодах *S. uniflora* была небольшой, с максимумом 2,9 мг/кг (июнь, пункт № 1). В остальных образцах абсолютное и относительное количество меди снижалось (рисунок 14). Среднее содержание в образцах в июне составило $1,3 \pm 0,53$ мг/кг, в августе $1,1 \pm 0,33$ мг/кг.

В ходе вегетационного периода среднее суммарное накопление тяжелых металлов в корневищах *S. uniflora* происходило в пяти пунктах из восьми, с максимумом для проб участка № 4 – от 9,08 мг/кг до 20,31 мг/кг.

Цинк активнее всего аккумулировался в корнях растений участков № 2, 3, 4, 10 и 12, с максимумом содержания 11,3 мг/кг (август, пункт № 4) (рисунок 14). Средняя концентрация цинка в пробах в июне составила 6,3 мг/кг, в августе 7,9 мг/кг. По содержанию и накоплению кадмия следует выделить образцы корней пунктов № 1, где накопление ионов было максимальным, и пункта № 11. В образцах фонового участка, наоборот, произошло понижение концентрации более чем в 22 раза (от 0,45 мг/кг в июне до 0,02 мг/кг в августе) (рисунок 14). Среднее содержание в корневищах в июне составляло 0,8 мг/кг, в августе 1,0 мг/кг.

Накопление свинца в корнях *S. uniflora* происходило неоднозначно. В половине проб (№ 2, 3, 5, 11) сохранялась тенденция к снижению концентрации. Исключение составили пробы пунктов № 1, 4, 10 и фонового участка. Самое значительное увеличение концентрации (в 64 раза) наблюдалось в образцах растений пункта № 4 – от 0,87 мг/кг в июне до 3,41 мг/кг в августе (рисунок 15). Среднее содержание свинца в корнях в течение вегетационного периода не менялось и оставалось равным $1,75 \pm 0,54$ мг/кг сухого образца.

Накопление меди было характерно для проб пунктов № 1, 3, 4, 5 и фонового участка, с максимумом прироста (в 3,3 раза) для образцов пункта № 4 (рисунок 15). Самое высокое содержание меди зафиксировано в корнях участка № 2 – 7,4 мг/кг в июне и 6,5 мг/кг в августе. Средняя концентрация меди в образцах корней в июне составила $2,1 \pm 0,78$ мг/кг, в августе – $2,4 \pm 1,03$ мг/кг сухого образца.

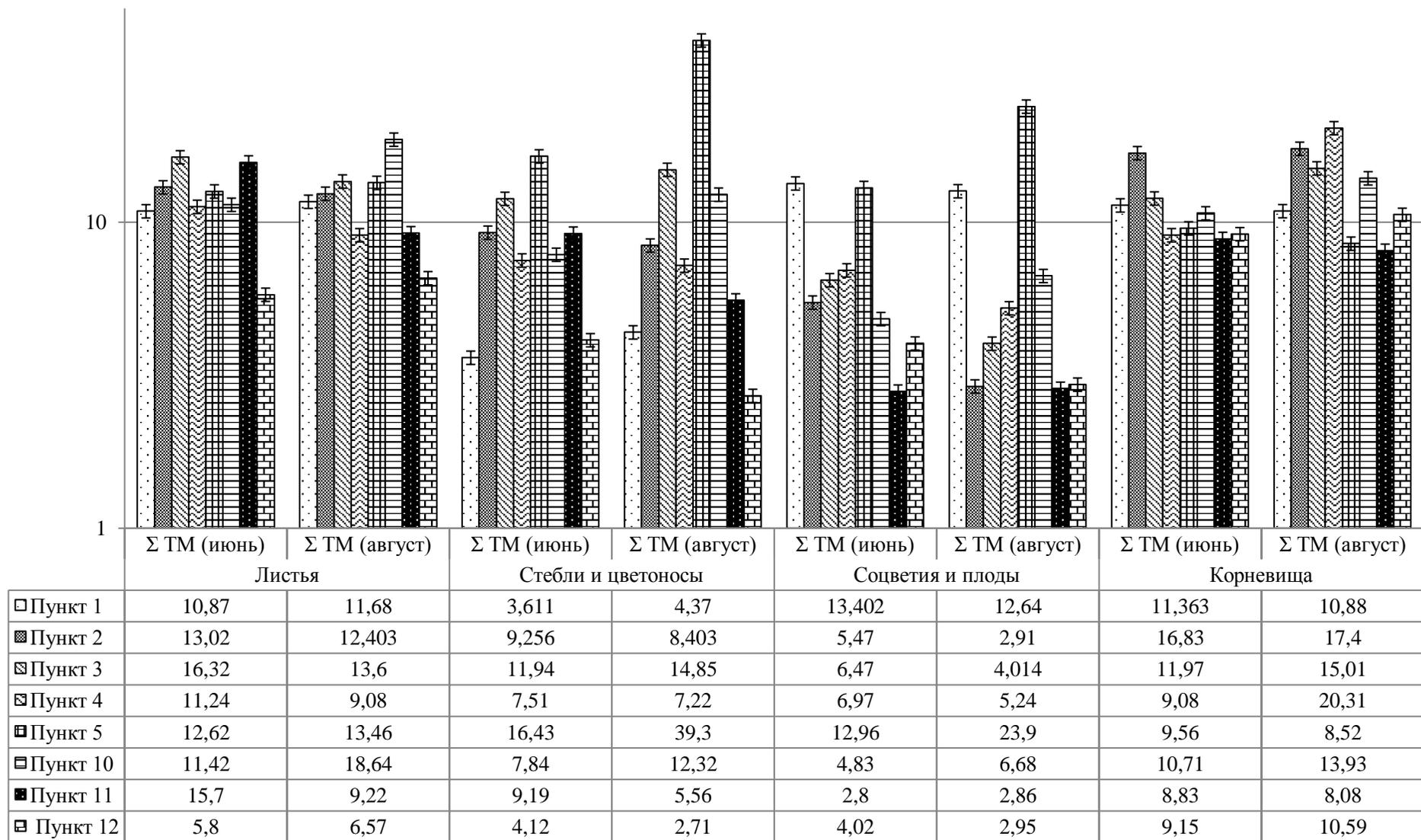


Рисунок 11 – Абсолютное суммарное количество ионов ТМ в органах и частях *S. uniflorum* (в мг/кг сухого веса)

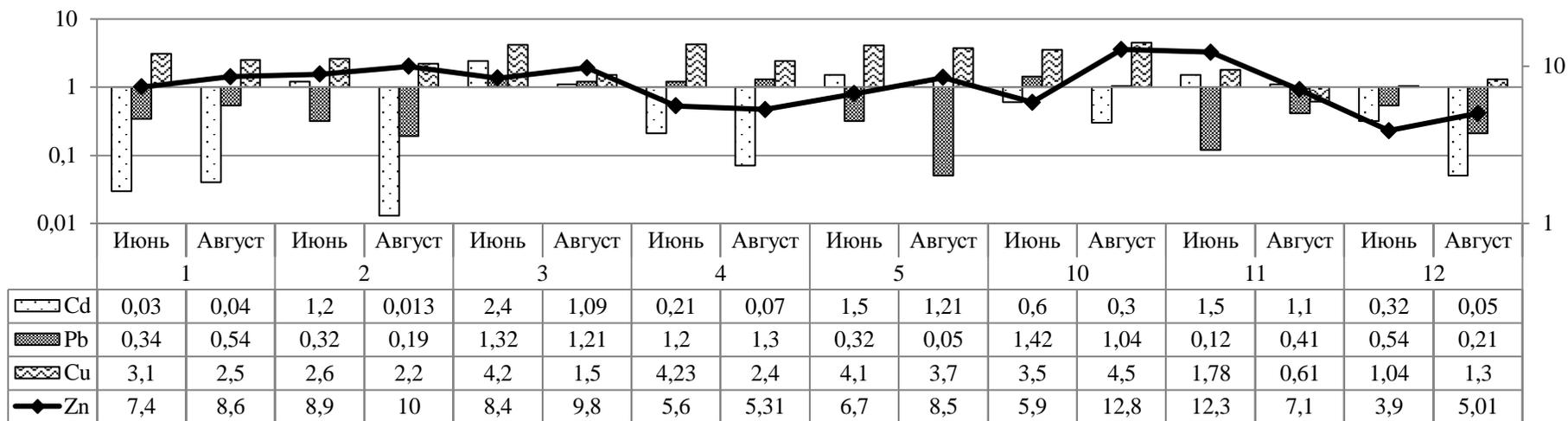


Рисунок 12 – Среднее содержание ионов ТМ в листьях *S. uniflorum*

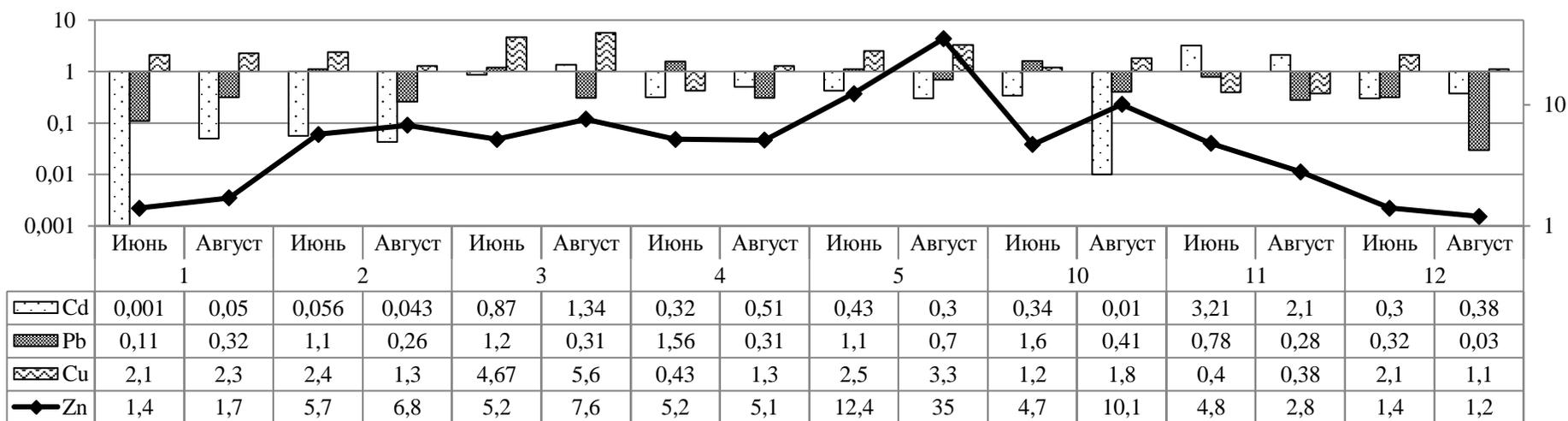


Рисунок 13 – Среднее содержание ионов ТМ в стеблях и цветоносах *S. uniflorum*

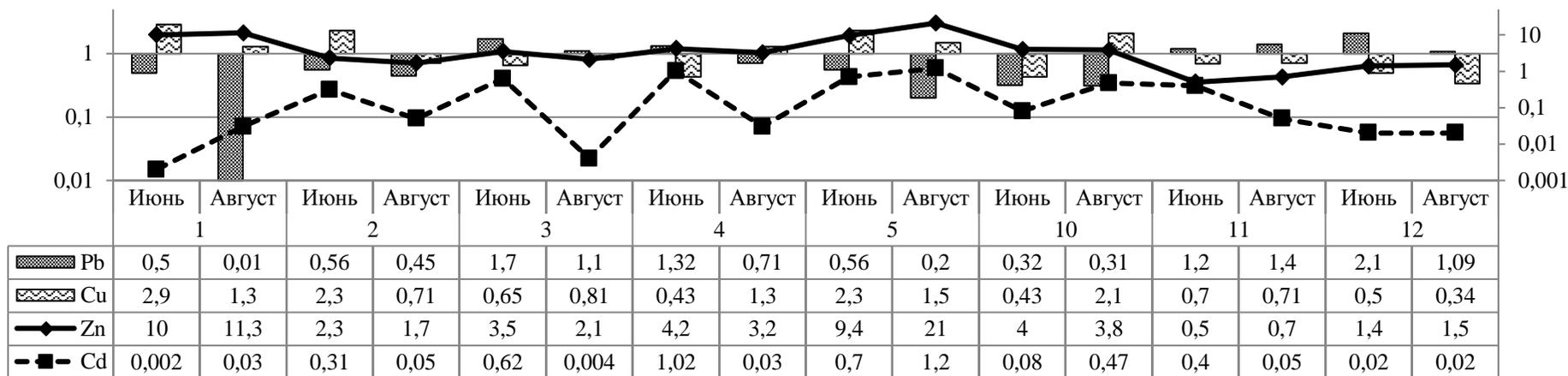


Рисунок 14 – Среднее содержание ионов ТМ в соцветиях и плодах *S. uniflorum*

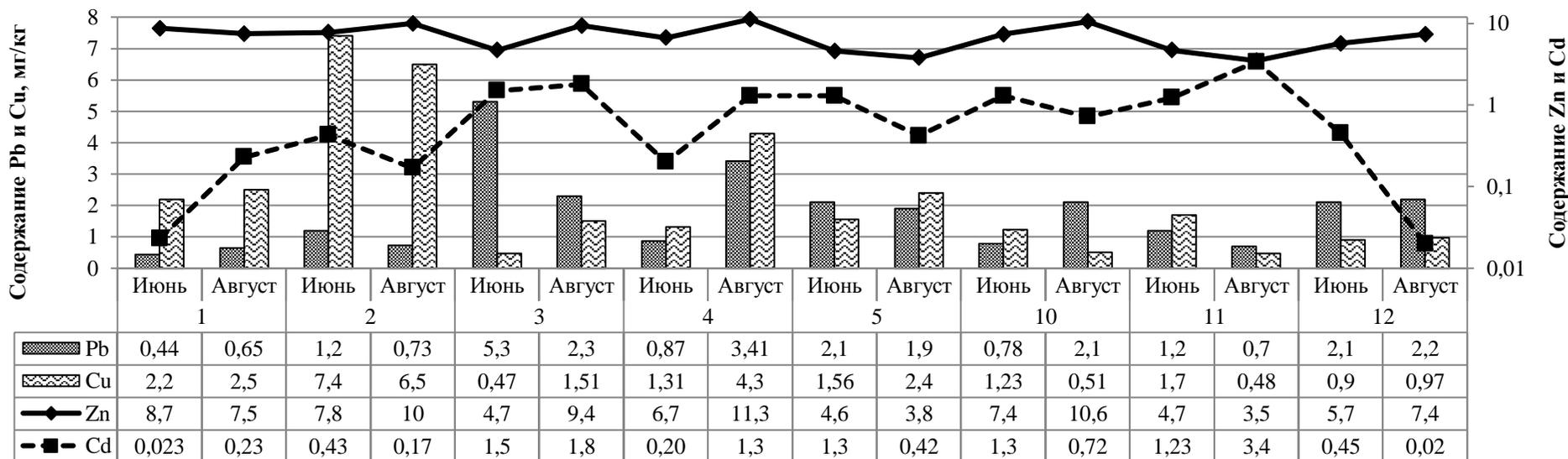


Рисунок 15 – Среднее содержание ионов ТМ в корневищах *S. uniflorum*

5.1.3 Содержание тяжелых металлов в органах *Stellera chamaejasme*

S. chamaejasme собрана на 5 участках: № 1, 2, 3, 4 и на фоновом. Общее суммарное количество тяжелых металлов в листьях вида, собранных в четырех пунктах из пяти (№ 2, 3, 4, 12) уменьшалось в период вегетации. На участке № 1 этот показатель повышался незначительно (рисунок 16).

Анализируя данные по содержанию цинка в образцах листьев, отмечено, что накопление микроэлемента было характерно для проб пунктов № 1 – от 2,7 мг/кг до 3,1 мг/кг; и № 2 – от 8,9 мг/кг до 9,4 мг/кг (максимум накопления за период вегетации). В остальных пунктах наблюдалось снижение концентрации в незначительных количествах (рисунок 17). Среднее содержание в июне составило $5,38 \pm 2,1$ мг/кг, в августе $5,28 \pm 1,8$ мг/кг сухой пробы.

По абсолютному накоплению кадмия выделялись пробы пункта № 1, где увеличение концентрации произошло более, чем в 12 раз – от 0,03 мг/кг в июне до 0,38 мг/кг в августе. На остальных территориях в образцах листьев количество кадмия снижалось, при этом максимальная убыль отмечалась в пунктах № 2 (в 11,5 раз) и № 3 (в 12,5 раз) (рисунок 17). Средняя концентрация в июне составляла $0,75 \pm 0,21$ мг/кг, в августе $0,14 \pm 0,03$ мг/кг.

Содержание свинца в листьях *S. chamaejasme* участков было следующим: в течение вегетационного периода максимальное накопление отмечалось в образцах пункта № 2 (от 0,54 до 1,78 мг/кг); на фоновой территории увеличение происходило в пределах от 0,54 мг/кг до 0,71 мг/кг; в остальных образцах концентрация металла снижалась (рисунок 17). Среднее содержание в июне составило $0,79 \pm 0,23$ мг/кг, в августе $0,95 \pm 0,2$ мг/кг сухого образца.

Количество меди к концу вегетации уменьшилось во всех образцах листьев. Самая высокая концентрация отмечена в июне в пункте № 2 – 4,1 мг/кг. Снижение было характерно для проб пунктов № 4 и № 12 (рисунок 17). Среднее количество свинца в пробах в июне составило $2,39 \pm 0,7$ мг/кг, в августе $1,54 \pm 0,3$ мг/кг.

В стеблях и цветоносах *S. chamaejasme*, в отличие от листьев, наблюдалось увеличение абсолютного количества тяжелых металлов во всех пробах. При этом наибольший вклад вносили ионы цинка и свинца. По абсолютному количеству наибольшее накопление в период вегетации было характерно для проб пунктов № 1 – от 3,6 мг/кг до 7,4 мг/кг и № 12 – от 1,4 мг/кг до 2,8 мг/кг. В остальных образцах накопление было не столь значительным. Среднее содержание в июне составляло $3,92 \pm 1,4$ мг/кг, в августе $6,0 \pm 2,5$ мг/кг.

Количество кадмия увеличивалось только в образцах пунктов № 1 и № 2. На участках № 3, 4 и фоновом происходило значительное снижение концентрации данного микроэлемента: в пункте № 3 в 9,7 раз; № 4 – в 6 раз; № 12 – в 8,8 раз (рисунок 18). Средняя концентрация в пробах в июне составила $0,54 \pm 0,23$ мг/кг, в августе $0,5 \pm 0,2$ мг/кг.

По содержанию свинца в стеблях и цветоносах растения выявлены следующие особенности: накопление (более чем в 4 раза) отмечалось для проб пункта № 1 – от 0,11 до 0,53 мг/кг; менее значительное увеличение в пробах пункта № 12 – от 0,24 до 0,5 мг/кг; на остальных участках концентрация микроэлемента уменьшалась (рисунок 18). Среднее содержание в июне составило $0,84 \pm 0,21$ мг/кг, в августе $0,73 \pm 0,3$ мг/кг сухого образца.

Максимальная концентрация меди (3,9 мг/кг) в стеблях *S. chamaejasme* зафиксирована в июне в пункте № 2, минимальная (0,43 мг/кг) – в июне в пробах пункта № 4. Незначительное накопление было отмечено для проб пунктов № 1, 3, 4, на остальных участках концентрация элемента понижалась (рисунок 18). Среднее содержание меди в июне составляло $2,1 \pm 0,6$ мг/кг, в августе $2,54 \pm 1,01$ мг/кг сухого образца.

Накопление поллютантов в соцветиях и плодах *S. chamaejasme* существенно отличалось от других органов и характеризовалось небольшими средними и абсолютными значениями. Увеличение общего суммарного количества отмечалось только в пунктах № 1 и № 2, при этом больший вклад внесли ионы цинка и свинца. На остальных территориях происходило снижение концентрации (рисунок 19).

По содержанию цинка в соцветиях отличались растения пунктов № 2 и № 3, где наблюдалось незначительное увеличение концентрации за вегетационный период. В остальных образцах происходило уменьшение количества, также в небольших пределах. Максимальная концентрация составила 3,8 мг/кг (№ 4, июнь) (рисунок 19). Среднее содержание в июне $1,76 \pm 0,3$ мг/кг, в августе $1,85 \pm 0,5$ мг/кг.

Количество кадмия в пробах было относительно невысоким, с максимумом 1,7 мг/кг в августе в пункте № 1. На этой же территории зафиксирован максимальный прирост металла от 0,54 мг/кг до 1,7 мг/кг. Среднее содержание составляло в июне $0,78 \pm 0,2$ мг/кг, в августе $0,6 \pm 0,17$ мг/кг.

Максимум концентрации ионов свинца (3,8 мг/кг) зафиксирован в августе в пункте № 4, здесь же наблюдалось самое значительное накопление. В пунктах № 2 и № 3 также отмечена аккумуляция микроэлемента, на участке № 1 и фоновом, наоборот, спад в незначительных количествах (рисунок 19). Увеличение относительного содержания было отмечено для пункта № 1, 3, 4. Средняя концентрация свинца изменялась от $1,64 \pm 0,5$ мг/кг в июне до $1,75 \pm 0,7$ мг/кг в августе.

Накопление ионов меди в соцветиях не было характерно ни для одного пункта. Самое значительное понижение концентрации в течение вегетационного периода происходило у растений пункта № 12 (в 21 раз) – от 1,05 мг/кг до 0,05 мг/кг. Максимум концентрации зафиксирован в июне у растений пункта № 4 – 3,2 мг/кг (рисунок 19). Среднее содержание в июне составило $1,44 \pm 0,5$ мг/кг, в августе $0,95 \pm 0,31$ мг/кг.

При анализе данных по накоплению элементов в корнях *S. chamaejasme* было выяснено, что в большинстве проб наблюдалось уменьшение суммарного количества тяжелых металлов в ходе вегетации (рисунок 20). Цинк накапливался в двух пробах из пяти, с максимумом 7,8 мг/кг в июне в пункте № 2. Среднее содержание менялось от $4,56 \pm 2,1$ мг/кг в июне до $4,7 \pm 1,8$ мг/кг в августе.

Концентрация кадмия в образцах корней была относительно низкой, по сравнению с другими поллютантами. Снижение среднего количества элемента

было характерно для пунктов № 3, 4. На фоновом участке уменьшение произошло в 76 раз – от 0,23 мг/кг в июне до 0,003 мг/кг в августе. Среднее содержание кадмия в пробах в начале вегетации составляло $0,24 \pm 0,04$ мг/кг, в конце $0,22 \pm 0,05$ мг/кг сухой пробы.

Свинец накапливался только в корнях растений пункта № 4, в остальных образцах средняя концентрация металла была невысокой и сохраняла тенденцию к снижению (рисунок 20). Среднее количество элемента в пробах в июне составила $1,25 \pm 0,4$ мг/кг, в августе $0,88 \pm 0,2$ мг/кг сухого образца.

Накопления ионов меди в корневищах, также как и соцветиях *S. chamaejasme* не наблюдалось ни в одном из исследуемых участков. Максимум концентрации (3,6 мг/кг) отмечен в июне в пробах пункта № 1; минимум (0,31 мг/кг) в пробах пункта № 4 (рисунок 20). Средняя концентрация меди в июне отмечена $1,78 \pm 0,56$ мг/кг, в августе $1,3 \pm 0,43$ мг/кг.

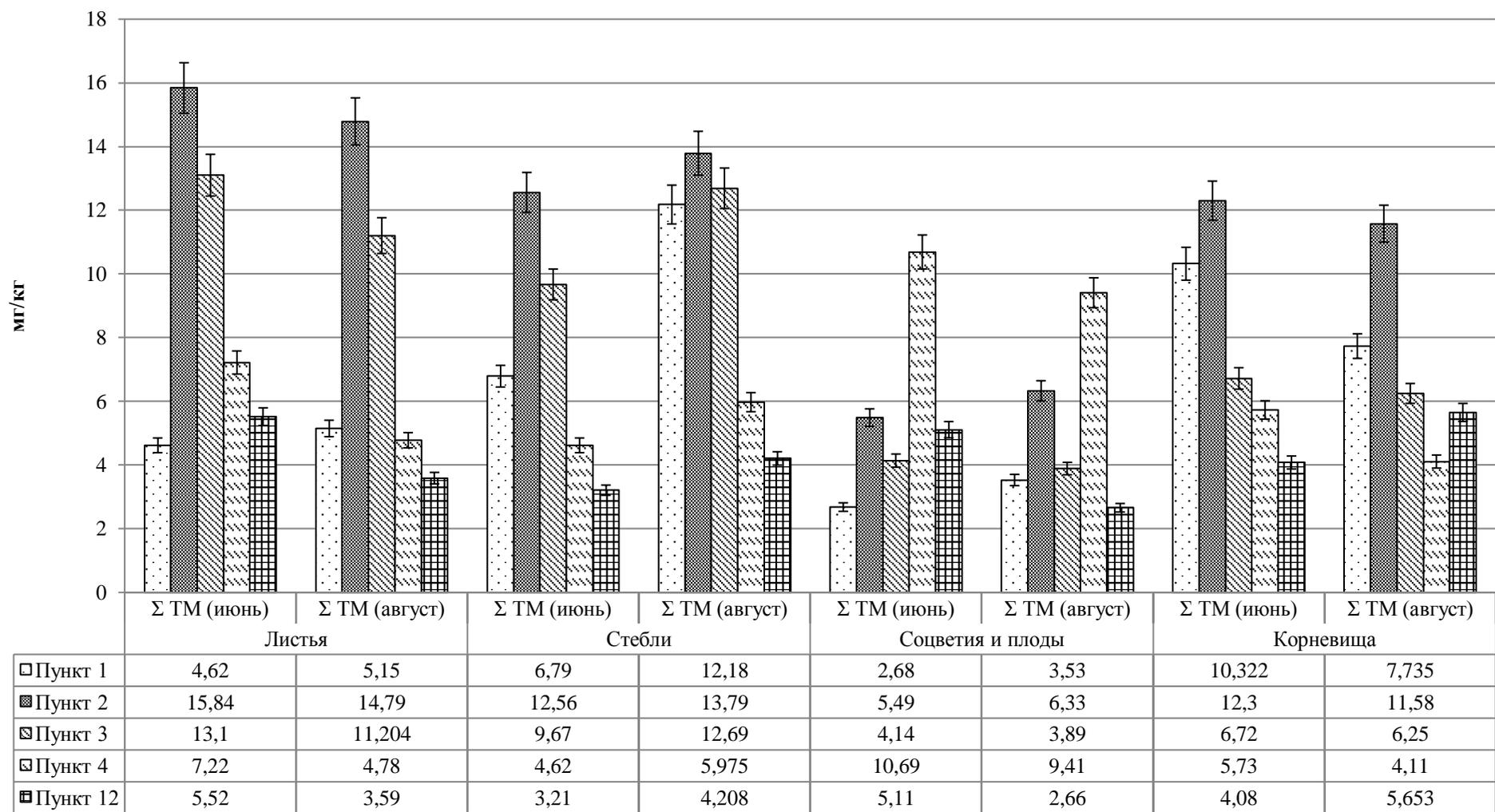


Рисунок 16 – Абсолютное суммарное количество ионов ТМ в органах и частях *S. chamaejasme* (в мг/кг сухого веса)

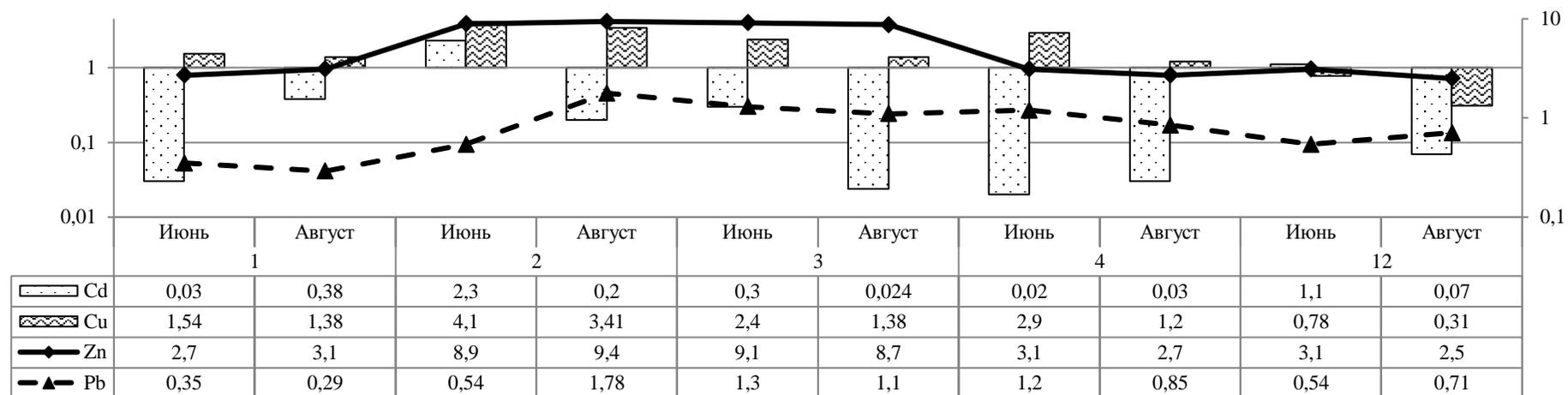


Рисунок 17 – Среднее содержание ионов ТМ в листьях *S. chamaejasme*

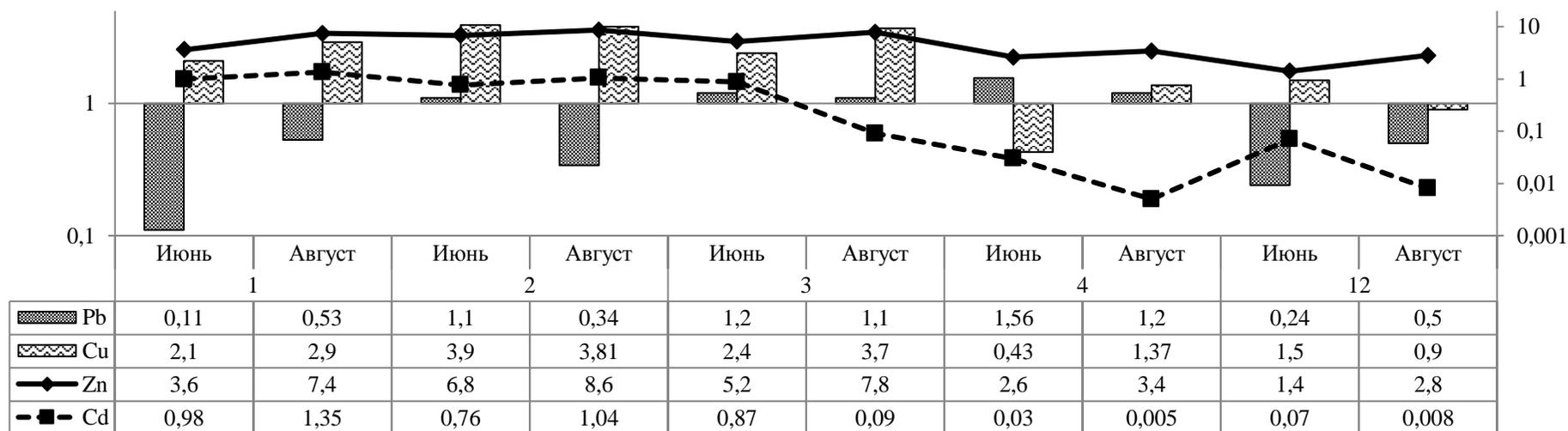


Рисунок 18 – Среднее содержание ионов ТМ в стеблях *S. chamaejasme*

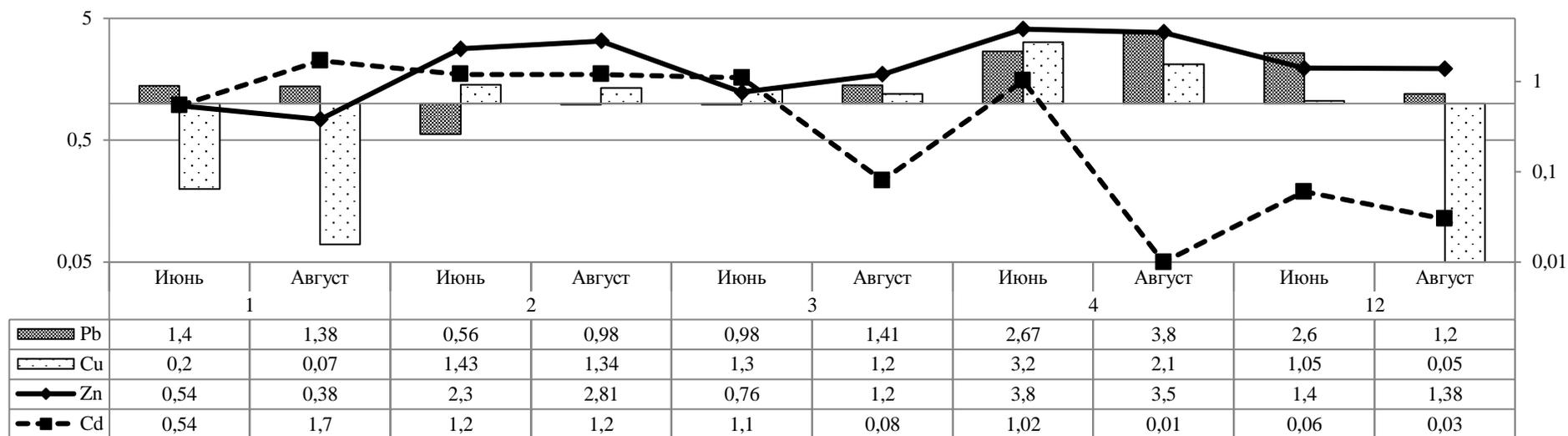


Рисунок 19 – Среднее содержание ионов ТМ в соцветиях *S. chamaejasme*

92

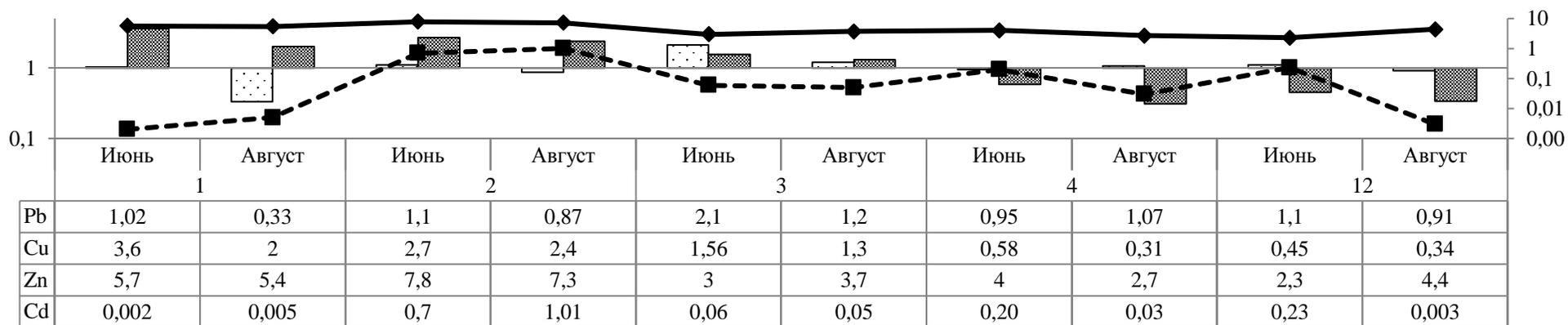


Рисунок 20 – Среднее содержание ионов ТМ в корневищах *S. chamaejasme*

5.1.4 Содержание тяжелых металлов в органах *Oxytropis myriophylla*

O. myriophylla был собран на площадках: № 1, № 2, № 3, № 4 и на фоновом участке. На остальных исследуемых территориях растение обнаружено не было.

Листья *O. myriophylla* характеризовались следующими особенностями накопления: суммарное количество ионов тяжелых металлов увеличивалось в образцах пунктов № 2, 4 и фоновом участке, снижалось на участках № 1 и 3 (рисунок 21). Концентрация цинка в пробах была выше, по сравнению с концентрацией свинца, меди и кадмия, и максимальное значение составило 8,9 мг/кг в июне в пункте № 3. Среднее содержание цинка в июне составляло $4,6 \pm 1,4$ мг/кг, в августе $5,1 \pm 1,6$ мг/кг сухого образца.

Максимальное накопление кадмия в пробах листьев *O. myriophylla* зафиксировано на фоновом участке и в пункте № 3 (рисунок 22). В образцах пункта № 4 концентрация металла не изменилась в течение вегетационного периода и составила 1,2 мг/кг. В остальных пробах изменения были незначительны (рисунок 22). Среднее количество кадмия в июне составляло $0,6 \pm 0,04$ мг/кг, в августе $0,71 \pm 0,21$ мг/кг сухого веса.

Незначительное накопление свинца было характерно для образцов участков № 2 и фоновой территории, в остальных пробах концентрация уменьшалась, и максимальное снижение произошло в пункте № 1 – от 0,35 мг/кг в июне до 0,008 мг/кг в августе (рисунок 22). Среднее количество ионов свинца в листьях *O. myriophylla* в июне составило $1,16 \pm 0,32$ мг/кг, в августе $1,35 \pm 0,45$ мг/кг сухой пробы.

Количество меди снижалось только в пробах пункта № 1, в остальных происходило накопление. Средняя максимальная концентрация фиксировалась в августе в пробах пункта № 2 (2,1 мг/кг), при этом заметное накопление было характерно для пункта № 4 (от 0,3 мг/кг в июне до 1,4 мг/кг в августе) (рисунок 22). Среднее количество меди в июне составило $1,23 \pm 0,3$ мг/кг, в августе $1,63 \pm 0,6$ мг/кг.

В стеблях и цветоносах *O. myriophylla* суммарное количество тяжелых металлов увеличивалось в ходе вегетационного периода (рисунок 23). Концентрация цинка возрастала в пробах всех пунктов, кроме фонового участка, где количество микроэлемента снизилось практически в 2 раза – от 4,5 мг/кг до 2,4 мг/кг. Самое существенное накопление было отмечено для растений пункта № 4 (рисунок 23). Среднее содержание цинка в июне составило $5,9 \pm 2,1$ мг/кг, в августе $7,4 \pm 2,7$ мг/кг.

При анализе данных по кадмию отмечено, что самый значительный прирост концентрации (более чем в 30-кратное увеличение) отмечался в пробах пункта № 4 – от 0,03 мг/кг в июне до 1,03 мг/кг в августе. Среднее количество кадмия в июне составляло $0,48 \pm 0,12$ мг/кг, в августе $1,37 \pm 0,54$ мг/кг сухой пробы (рисунок 23).

Существенное увеличение количества свинца в пробах отмечено для фонового участка – от 0,56 мг/кг до 2,4 мг/кг, № 1 – от 0,11 мг/кг до 0,48 мг/кг. В остальных образцах накопление было менее интенсивным, в пробах участка № 2 концентрация снизилась на 0,1 мг/кг сухого образца (рисунок 23). Среднее содержание свинца в июне составило $0,74 \pm 0,21$ мг/кг, в августе $1,42 \pm 0,3$ мг/кг.

Накопление ионов меди в стеблях и цветоносах *O. myriophylla* происходило только в пробах пункта № 3. Максимальная концентрация зафиксирована в июне в пробах пункта № 2 – 3,9 мг/кг. В остальных образцах количество меди снижалось в течение вегетационного периода (рисунок 23). Среднее содержание в июне составило $1,53 \pm 0,2$ мг/кг, в августе $1,11 \pm 0,07$ мг/кг сухой пробы.

Концентрация тяжелых металлов в соцветиях и плодах несколько отличалась от других органов. Увеличение абсолютного количества ионов металлов происходило в пунктах № 2, 3, 4, при этом, больший вклад в накопление вносил цинка (рисунок 24). По накоплению цинка выделялись растения участка № 3, где увеличение концентрации произошло, практически в 5 раз – от 1,3 мг/кг в июне до 6,3 мг/кг в августе. На остальных площадках, кроме пункта № 1, так же отмечалось накопление этого микроэлемента в меньших количествах (рисунок 24). Максимальное значение (7,8 мг/кг) зафиксировано у растений

пункта № 1 в июне, и в августе у растений пункта № 2. Среднее количество цинка составило в июне $4,3 \pm 1,7$ мг/кг, в августе $5,86 \pm 2,34$ мг/кг сухого образца.

Концентрация кадмия в соцветиях и плодах *O. myriophylla* была самой низкой, относительно других поллютантов. Максимум содержания составил 2,8 мг/кг в июне у растений пункта № 3 (рисунок 24). Среднее количество ионов в июне составило $1,21 \pm 0,04$ мг/кг, в августе $0,59 \pm 0,03$ мг/кг.

Свинец аккумулировался в соцветиях большинства растений, за исключением фонового участка, где отмечено снижение концентрации от 5,8 мг/кг (максимум концентрации за вегетационный период) до 4,4 мг/кг. Самое значительное накопление отмечено для растений участка № 4 – от 0,21 мг/кг до 0,61 мг/кг (рисунок 24). Среднее накопление составило от $2,6 \pm 1,07$ мг/кг в июне до $3,0 \pm 1,4$ мг/кг в августе.

Накопление меди было зафиксировано только у растений пункта № 1. На остальных площадках наблюдалось уменьшение количества микроэлемента в соцветиях *O. myriophylla*, при этом у растений фоновой территории снижение произошло более чем в 9 раз – от 0,64 мг/кг до 0,068 мг/кг сухой пробы (рисунок 24). Среднее количество меди в июне составило $2,11 \pm 0,78$ мг/кг, в августе $1,99 \pm 0,5$ мг/кг.

Большинство проб корней *O. myriophylla* по суммарному содержанию тяжелых металлов проявляло тенденцию к увеличению, за исключением участков № 1 и № 3 (рисунок 25). Цинк накапливался только в двух пробах: пункта № 2 и № 4 (более чем в 2 раза), с максимумом содержания 10,9 мг/кг (№ 2, август). В корнях растений остальных участков концентрация цинка снижалась в небольших значениях. Среднее содержание в июне составляло $5,26 \pm 2,1$ мг/кг, в августе $5,78 \pm 1,8$ мг/кг сухого образца.

Концентрация ионов кадмия в пробах корней была невысокой, с максимумом 0,98 мг/кг (№ 2, август). По накоплению были выделены образцы пунктов № 3 и № 1, где концентрация микроэлемента возросла в 7 и в 3 раза, соответственно (рисунок 25). Значительное снижение количества ионов за вегетационный период наблюдалось в пункте № 4 – от 0,2 мг/кг до 0,04 мг/кг.

Среднее накопление составило в июне $0,21 \pm 0,06$ мг/кг, в августе $0,32 \pm 0,04$ мг/кг сухого образца.

Изменение количества свинца в корнях было неоднозначным. Накопление происходило в пунктах № 3 и фоновом участке, несмотря на меньшее техногенное воздействие (рисунок 25). Среднее количество в июне отмечено $1,72 \pm 0,6$ мг/кг, в августе $1,68 \pm 0,34$ мг/кг.

Динамика накопления ионов меди была следующей: у растений пунктов № 2 и № 4 наблюдалось уменьшение концентрации, при этом в корневищах растений участка № 4 более чем в 10 раз; в пунктах № 1, 3, фоновом участке количество меди в пробах увеличивалось (рисунок 25). Среднее содержание в июне составило $0,51 \pm 0,03$ мг/кг, в августе $0,84 \pm 0,24$ мг/кг сухой пробы.

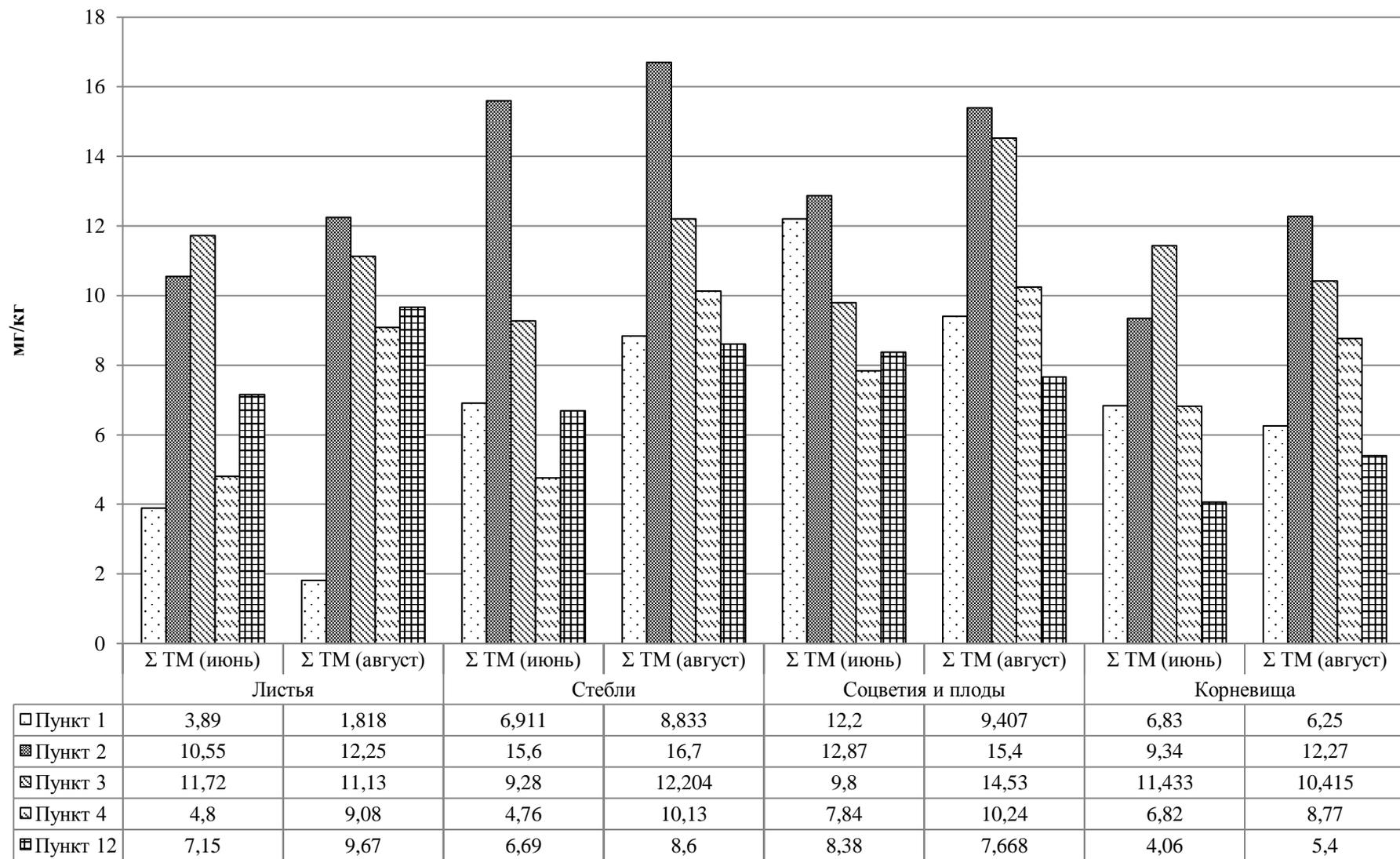


Рисунок 21 – Абсолютное суммарное количество ионов ТМ в органах и частях *O. myriophylla* (в мг/кг сухого веса)

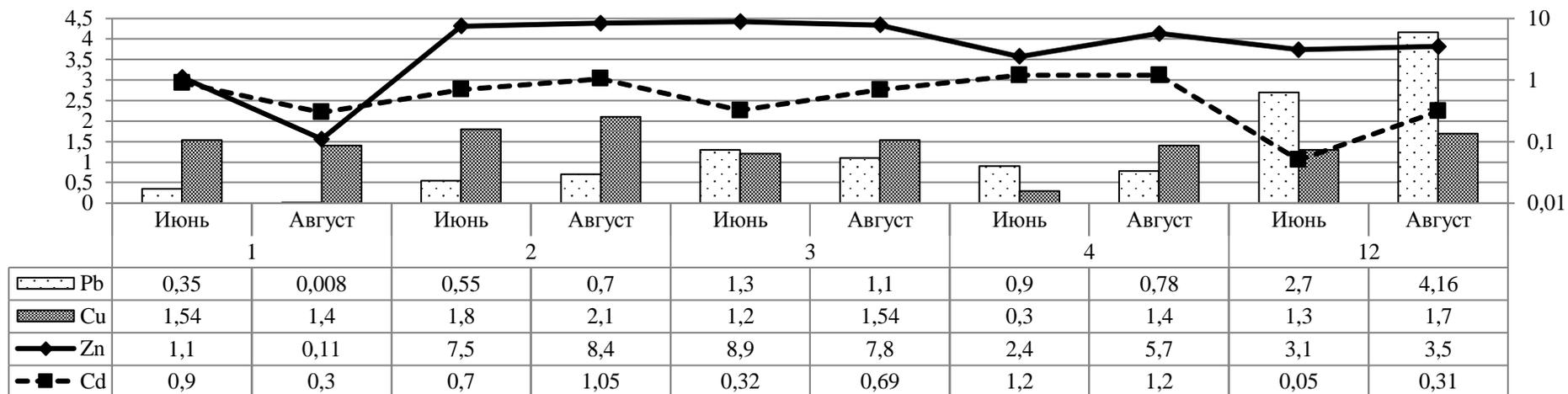


Рисунок 22 – Среднее содержание ионов ТМ в листьях *O. myriophylla*

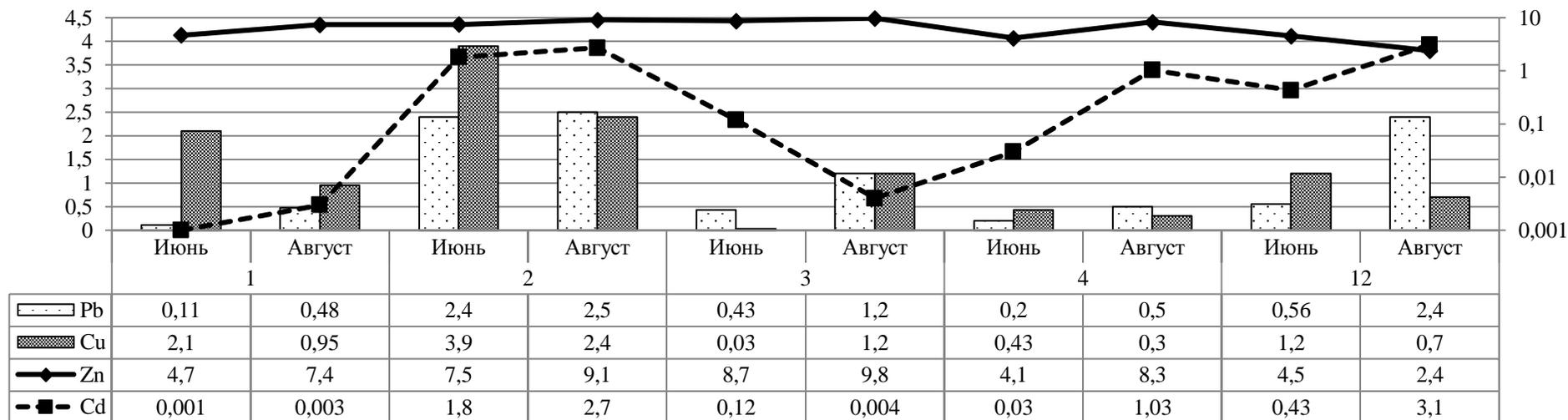


Рисунок 23 – Среднее содержание ионов ТМ в стеблях и цветоносах *O. myriophylla*

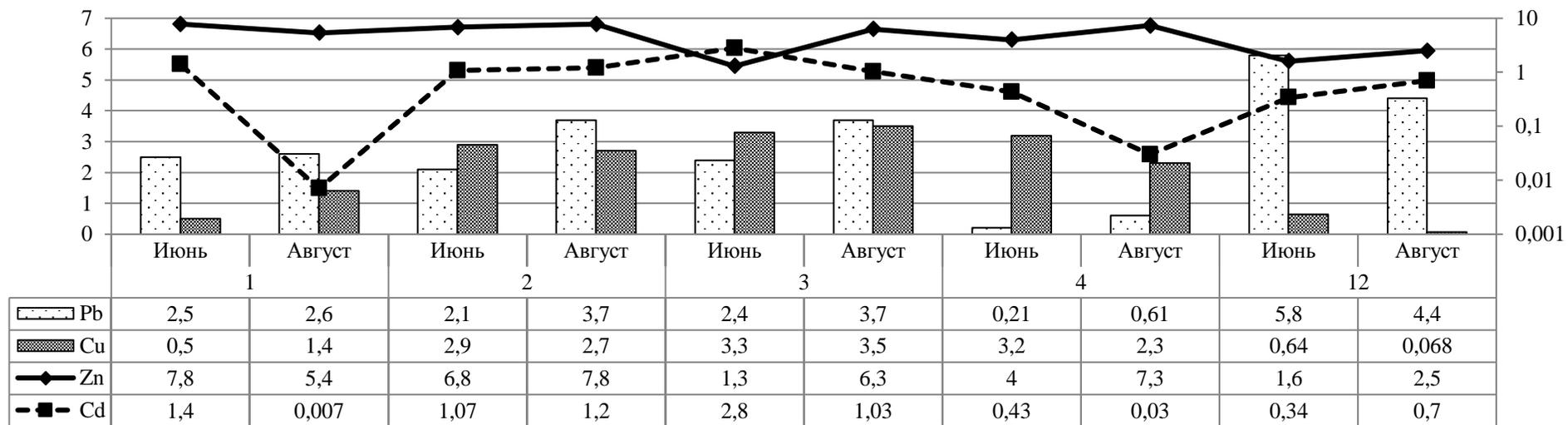


Рисунок 24 – Среднее содержание ионов ТМ в соцветиях и плодах *O. myriophylla*

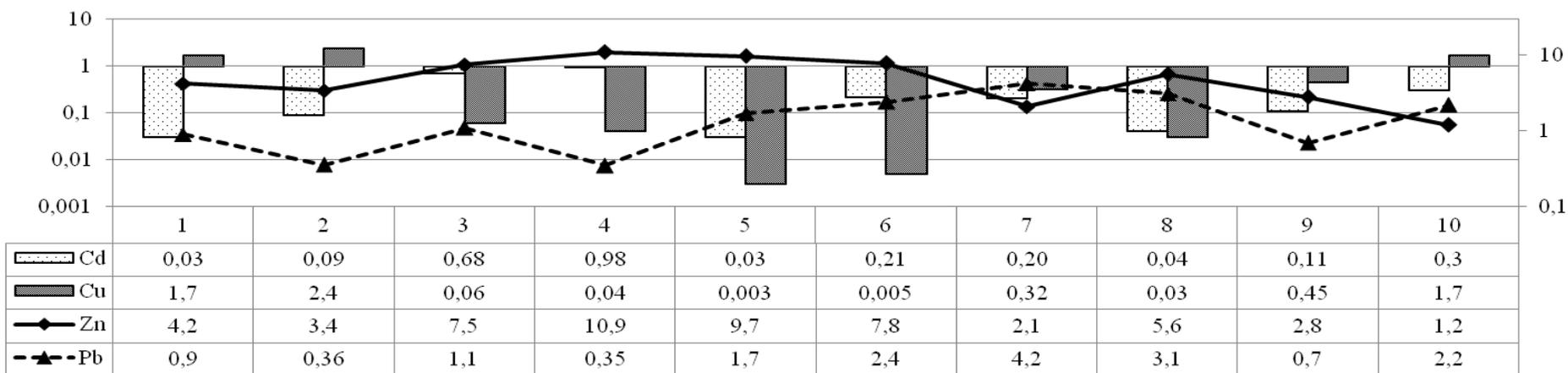


Рисунок 25 – Среднее содержание ионов ТМ в корневищах *O. myriophylla*

5.1.5 Содержание тяжелых металлов в органах *Artemisia gmelinii*

A. gmelinii была собрана на 8 исследуемых участках: № 1, № 2, № 3, № 4, № 5, № 8, № 10 и на фоновом. В листьях растения в течение вегетационного периода абсолютное суммарное количество ионов поллютантов увеличивалось во всех исследуемых образцах (рисунки 26, 27). При этом основной вклад в содержание вносил цинк, концентрация которого возрастала, в среднем, в 2–4 раза во всех пробах листьев. Самое значительное накопление отмечено в листьях растений, собранных в пункте № 4 и № 5 (рисунок 27). Также существенные изменения, в сторону прироста, зафиксированы в пунктах № 1, 2, 10. Относительный вклад цинка в августе для большинства проб был выше. Среднее содержание цинка в образцах листьев в июне составило $5,2 \pm 1,4$ мг/кг, в августе $12,2 \pm 5,2$ мг/кг (рисунок 27).

Концентрация кадмия в сухих образцах листьев *A. gmelinii* возрастала у растений 6 пунктов из 8, при этом максимум содержания отмечен в августе у растений участка № 1. Уменьшение количества наблюдалось в пробах пунктов № 2 и № 4. Среднее содержание кадмия в июне составило $0,8 \pm 0,13$ мг/кг, в августе $1,3 \pm 0,08$ мг/кг (рисунок 27).

Данные по концентрации свинца показали, что максимум накопления был характерен для проб участка № 2 (от 0,05 мг/кг в июне до 0,16 мг/кг в августе). При этом самое высокое содержание зафиксировано в августе в образцах листьев *A. gmelinii* пункта №5 – 3,8 мг/кг (рисунок 27). Средняя концентрация ионов свинца в листьях в июне была $0,65 \pm 0,12$ мг/кг, в августе $1,1 \pm 0,04$ мг/кг сухого образца (рисунок 27).

Абсолютное количество меди характеризовалось максимумами накопления в листьях фонового участка, практически в 4 раза – от 0,5 мг/кг в июне до 2,2 мг/кг в августе. Снижение количества фиксировалось для образцов листьев участков № 5, 8, 10. Среднее количество ионов в июне составило $3,2 \pm 1,03$ мг/кг в июне, в августе $3,7 \pm 1,1$ мг/кг (рисунок 27).

Распределение тяжелых металлов в стеблях и цветоносах *A. gmelinii* было несколько иным. При этом, значительный вклад был внесен ионами цинка и меди, как в начале, так и в конце вегетационного периода. Самое существенное накопление цинка в стеблях было характерно для образцов пунктов № 1, 2, 3 (рисунок 28). Менее значимый прирост концентрации был отмечен для образцов пунктов № 8, 10 и фонового участка. Среднее количество ионов цинка в стеблях и цветоносах в июне составило $5,09 \pm 2,03$ мг/кг, в августе $18,3 \pm 6,4$ мг/кг.

Содержание кадмия оказалось относительно высоким в пробах участков № 4, 1 и 3 (рисунок 28). Концентрация микроэлемента в период вегетации изменялась незначительно. Прирост отмечен в образцах пунктов № 1, 2, 4, 8, 10 и фоновом участке. В остальных пробах концентрация снижалась, но также незначительно. Среднее количество ионов кадмия в стеблях в июне составило $0,75 \pm 0,03$ мг/кг, в августе $1,17 \pm 0,3$ мг/кг.

По накоплению свинца в стеблях и цветоносах *A. gmelinii* отмечалась тенденция к увеличению в образцах всех пунктов, за исключением проб пунктов № 4 и 5. Максимум концентрации составил 4,8 мг/кг в августе в пробах пункта № 1. При этом самая интенсивная аккумуляция свинца была характерна для образцов фонового участка, где накопление происходило от 0,32 мг/кг в июне до 1,2 мг/кг в августе (рисунок 28). Среднее количество в июне составило $1,33 \pm 0,2$ мг/кг, в августе $2,00 \pm 0,54$ мг/кг сухой пробы.

Накопление меди в стеблях *A. gmelinii* было неодинаковым. В большинстве образцов концентрация увеличивалась. Снижение было отмечено только в пробах пунктов № 2 и 3. В 21 раз произошел прирост концентрации в пробах пункта № 5, в 9 раз – в пробах пункта № 1. В остальных образцах накопление было незначительным (рисунок 28). Среднее количество ионов меди в стеблях и цветоносах в июне составило $1,74 \pm 0,04$ мг/кг, в августе $3,53 \pm 1,03$ мг/кг сухого образца.

В соцветиях и плодах *A. gmelinii*, так же как и в листьях, отмечалось увеличение абсолютного суммарного количества ионов тяжелых металлов во всех пробах (рисунок 29). При этом, существенный вклад в августе вносили цинк,

кадмий и свинец, в июне еще и медь. Значительное увеличение концентрации цинка (практически в 7 раз) фиксировалось в образцах растений участков № 1 и № 2. В остальных пробах соцветий содержание цинка возрастало незначительно, в пунктах № 4 и № 5 этот показатель снижался (рисунок 29). Среднее содержание цинка в июне составляло $3,4 \pm 1,03$ мг/кг, в августе $5,6 \pm 1,9$ мг/кг.

Количество ионов кадмия в пробах соцветий пунктов № 3 и 4 уменьшалось несущественно, в остальных происходило увеличение содержания. Среднее содержание ионов в пробах в июне составило $0,6 \pm 0,05$ мг/кг, в августе $0,9 \pm 0,02$ мг/кг сухого образца.

Анализируя данные по накоплению свинца в соцветиях и плодах, следует отметить средний максимум (4,8 мг/кг, август) и значительный прирост концентрации в образцах пункта № 1 (рисунок 29). В остальных пробах накопление было несущественным, при этом в пунктах № 4, 5, 10 содержание свинца снижалось. Среднее количество ионов в июне составляло $0,99 \pm 0,22$ мг/кг, в августе $0,86 \pm 0,33$ мг/кг.

Количество ионов меди в соцветиях и плодах *A. gmelinii* было небольшим, с максимумом концентрации 9,6 мг/кг в августе в пробах пункта № 4. Более чем 20-кратное увеличение количества микроэлемента происходило на участке № 5 (от 0,3 мг/кг в июне до 6,4 мг/кг в августе) (рисунок 29). Снижение концентрации отмечено в пунктах № 2 и 3, на остальных участках прирост был не столь существенным. Среднее содержание в июне составило $1,74 \pm 0,4$ мг/кг, в августе – $3,53 \pm 1,03$ мг/кг.

Накопление ионов в корнях *A. gmelinii* происходило следующим образом: в пробах пунктов № 2, 3, 5, 8, 10 наблюдался существенный прирост концентрации, большая часть которого происходила за счет ионов цинка, свинца и меди; в пробах пунктов № 1, 4 и фонового участка суммарное количество поллютантов снижалось, но незначительно (рисунок 29). В остальных образцах корней содержание цинка возрастало, при этом максимум прироста был характерен для участка № 8 – от 7,9 мг/кг до 18,2 мг/кг сухого образца. Средняя концентрация цинка в июне составляла $4,9 \pm 1,4$ мг/кг, в августе $7,02 \pm 2,6$ мг/кг.

Накопление кадмия в образцах корней отмечалось в двух пунктах: № 4 и № 10. В остальных пробах концентрация металла снижалась, при этом наиболее существенное понижение было характерно для участка № 2 (рисунок 29). Среднее содержание в июне составило $0,56 \pm 0,02$ мг/кг, в августе $0,48 \pm 0,05$ мг/кг сухого образца.

Концентрация свинца в корнях *A. gmelinii* была невысокой, с максимумом – 2,4 мг/кг в августе в пробах пункта № 4. Прирост был незначительным, за исключением образцов пунктов № 1 и № 8, где количество свинца снижалось. Среднее содержание в июне составило $0,92 \pm 0,03$ мг/кг, в августе $1,18 \pm 0,34$ мг/кг сухой пробы (рисунок 30).

Накопление меди отмечалось в пробах пунктов № 2, 4, 8, 10, с максимумом концентрации 7,8 мг/кг (рисунок 30). В остальных образцах корневищ в течение вегетационного периода происходило снижение количества меди, с минимальным показателем 0,17 мг/кг в августе в пункте № 1. Среднее количество меди в июне составило $2,02 \pm 0,65$ мг/кг, в августе $2,6 \pm 1,1$ мг/кг.

Таким образом, по содержанию тяжелых металлов в органах изученных видов были выявлены следующие особенности: у *P. tanacetifolia* в период вегетации надземной части растений происходило увеличение содержания Pb и Cd; у *S. uniflorum*, *S. chamaejasme*, *O. myriophylla*, *A. gmelinii* – Pb и Cu. Особенно заметный прирост был отмечен у растений, собранных с участков, расположенных либо в условиях значительной антропогенной нагрузки (№ 5 и № 8), либо в области основного направления переноса воздушных масс (№ 2, № 3, № 4).

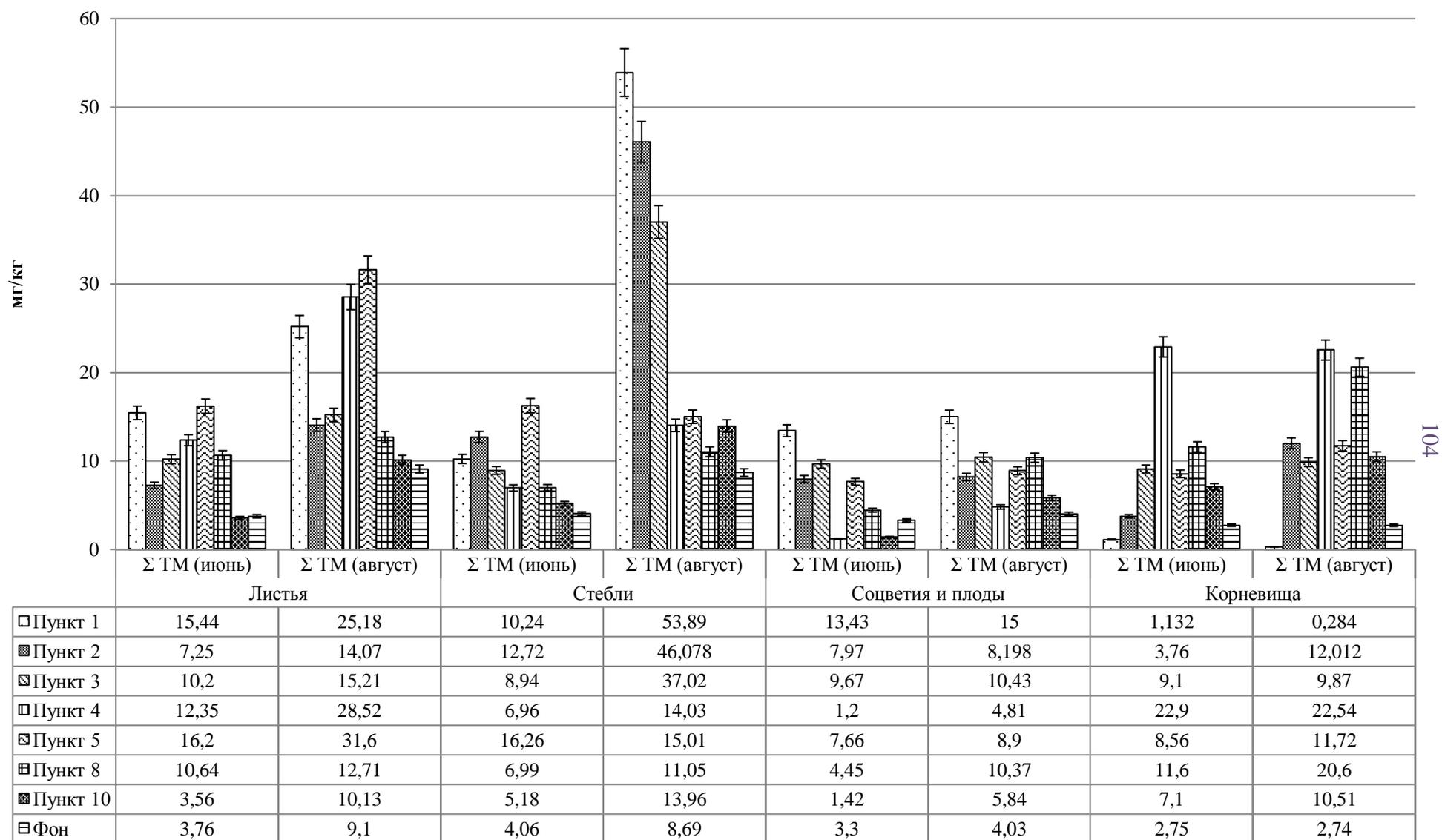


Рисунок 26 – Абсолютное суммарное количество ионов ТМ в органах и частях *A. gmelinii* (в мг/кг сухого веса)

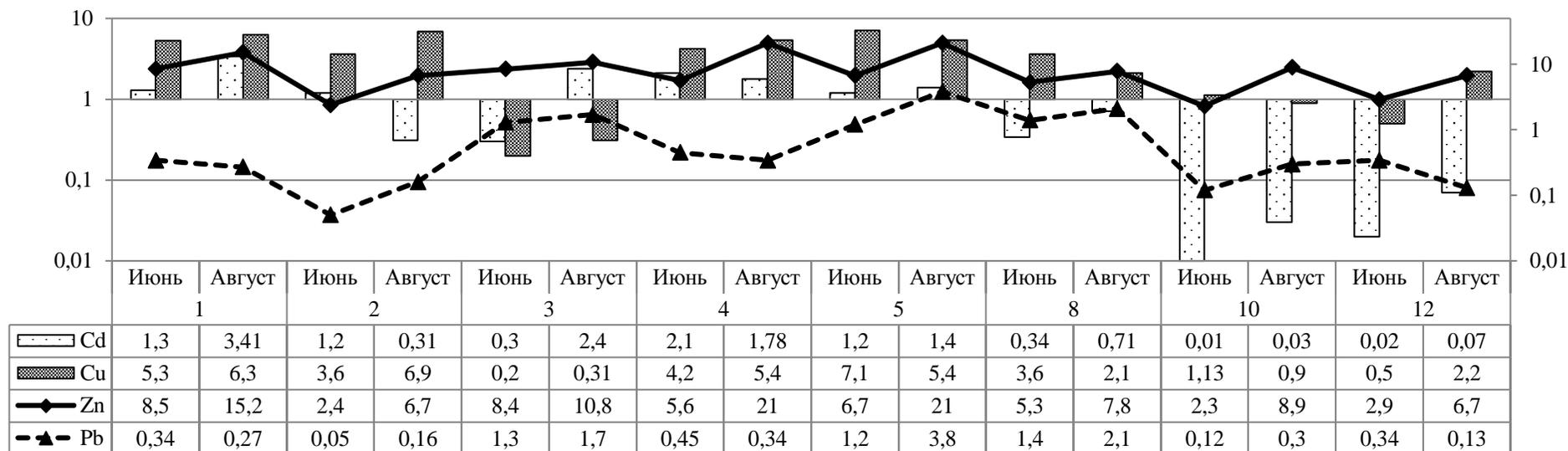


Рисунок 27 – Среднее содержание Cu, Pb, Cd, Zn в листьях *A. gmelinii*

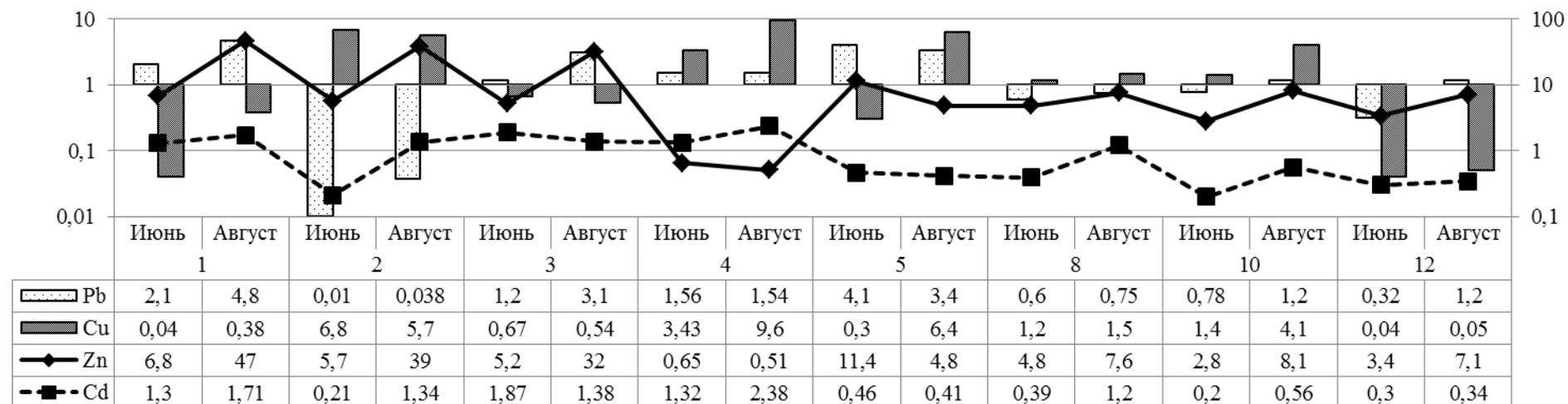


Рисунок 28 – Среднее содержание Cu, Pb, Cd, Zn в стеблях *A. gmelinii*

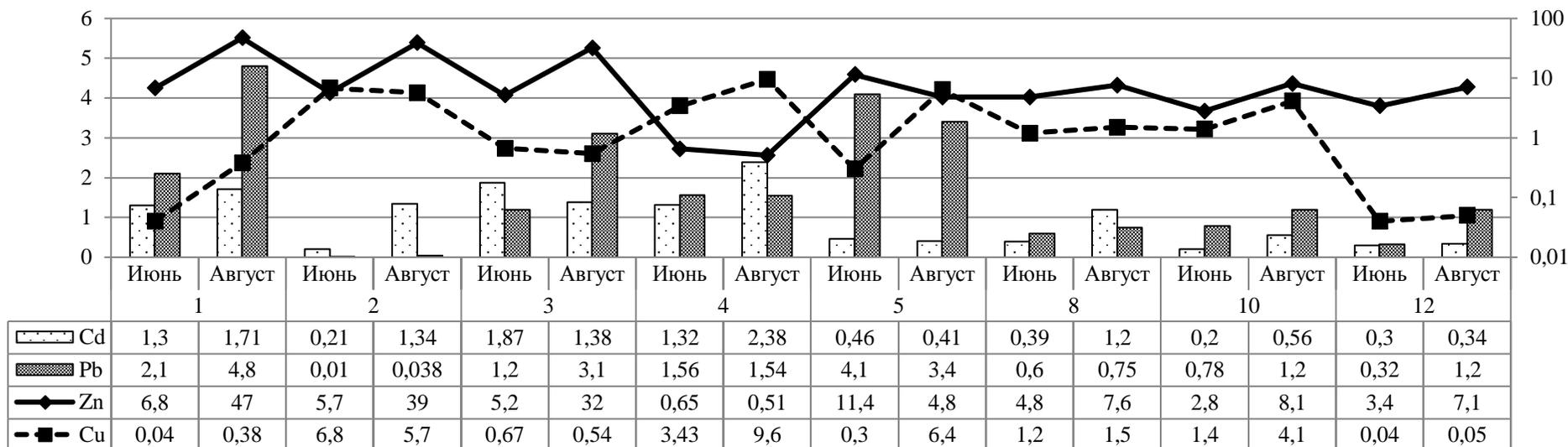


Рисунок 29 – Среднее содержание Cu, Pb, Cd, Zn в соцветиях *A. gmelinii*

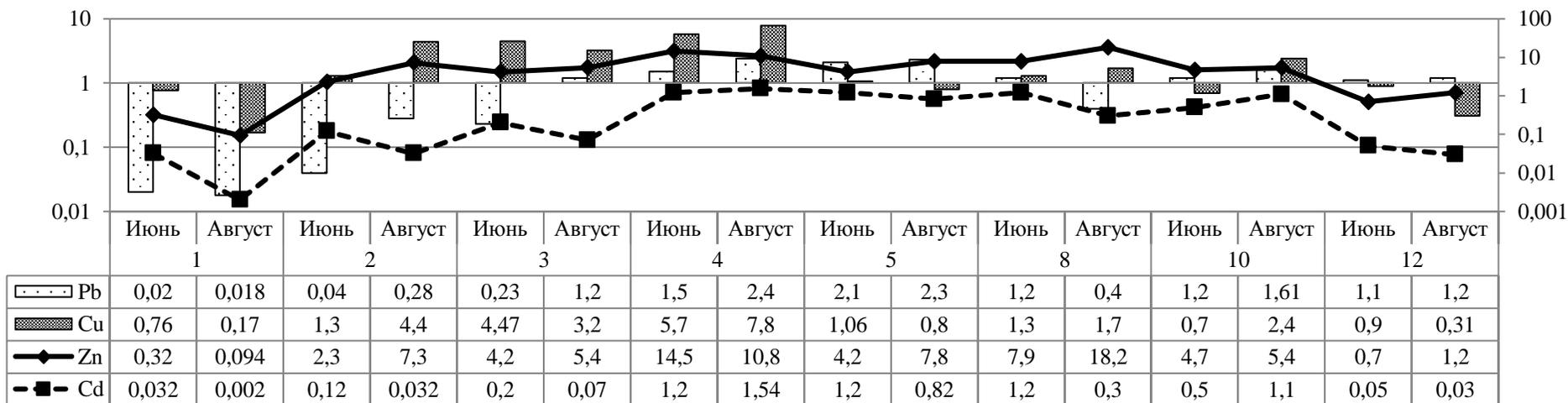


Рисунок 30 – Среднее содержание Cu, Pb, Cd, Zn в корневищах *A. gmelinii*

5.2 Оценка накопления и распределения тяжелых металлов в растениях по величинам эколого-геохимических индексов

5.2.1 Эколого-геохимические индексы для *Potentilla tanacetifolia*

При анализе эколого-геохимических коэффициентов для *P. tanacetifolia* выявлены следующие особенности. Значения коэффициентов накопления (Кн) тяжелых металлов указывали на достаточно активное поступление валовых форм поллютантов из почв участков № 6, 11, фонового. Интенсивнее всего перемещение всех элементов проходило в пункте № 6 (таблица 21). Следует отметить, что максимальная аккумуляция кадмия в растениях *P. tanacetifolia* наблюдалась в пункте № 1 и в период вегетации увеличилась. Аналогичная динамика и высокие значения Кн были характерны для свинца в пунктах № 4 и фоновой территории.

Значения коэффициентов относительно подвижных форм металлов были значительно выше. Наиболее интенсивно ионы накапливались в растениях из пунктов № 1 и 6. Для всех участков была характерна активная адсорбция кадмия, при этом, для большинства проб сохранялась тенденция на увеличение показателя к концу периода вегетации. Высокие значения коэффициентов отмечены по свинцу в августе, особенно для пунктов № 4 и для фонового участка. Самое медленное перемещение ионов происходило в пунктах № 7 и № 8 (таблица 21).

Оценивая значения коэффициентов передвижения, следует отметить, что максимальной подвижностью обладали ионы цинка, кадмия и меди. Для цинка величина коэффициента при этом, для большинства проб, снижалась в течение вегетационного периода, а у кадмия и меди, наоборот сохраняла тенденцию к росту. Наивысшие значения Кп для кадмия были характерны в пункте № 7 и 11, при этом в почве этих территорий среднее содержание поллютантов было невысоким. Возможно, на данных участках имело место фолиарное загрязнение надземных частей растений.

Значительный скачок в передвижении меди фиксировался в пунктах № 12 и № 4, но вместе с тем, показатели для цинка, кадмия и свинца на этих участках оставались низкими. Отмечено, что для свинца величина K_p была самой низкой, по сравнению с другими, и в течение вегетационного периода снижалась на всех участках, кроме пункта № 6 (таблица 21).

При сравнении коэффициентов концентрации выявлено следующее (таблица 21). Значения K_c для всех ионов в пробах *P. tanacetifolia* имели прямую связь с суммарным показателем загрязнения почв (Z_c). Для почв всех участков, кроме № 10 и фонового, показатель Z_c увеличивался в течение вегетационного периода. Вместе с тем и возрастала концентрация тяжелых металлов в золе растений. По цинку максимальные значения K_c были характерны для пунктов №1, 2, 4, самые низкие – в августе на фоновой территории. По кадмию этот показатель был невысоким на всех участках, с максимумом в пункте № 3. Значительный скачок K_c для свинца был отмечен в пункте № 4 (август) и фонового участка (июнь). Для меди высокий показатель коэффициента был отмечен в пункте № 4 (август) и фоновом (июнь). Интересно то, что в эти периоды на этих участках показатель загрязнения был самым высоким, при этом, K_c по меди свинцу были максимальны, а для цинка и кадмия сохраняли низкие значения.

Значения коэффициентов биологического поглощения (A_x) и передвижения (B_x) и показатели биогеохимической активности (БХА) имели следующие значения (таблица 21). Относительно валовых форм металлов отмечено, что для большинства участков было характерно интенсивное поглощение ионов кадмия. Исключение составили пункты № 4, 5, 7, 8, где A_x для кадмия был ниже, но превышал значения по остальным металлам. Поглощение валовых форм цинка увеличивалось в период вегетации, за исключением фонового участка, где в августе показатель A_x ниже такового в июне. Коэффициенты для свинца и меди сохраняли низкие значения на всех участках, кроме фонового участка, на котором у *P. tanacetifolia* активно проходило поглощение ионов свинца. На основании этого можно сделать вывод, что для данного вида кадмий и свинец относятся к группе элементов слабого поглощения и среднего захвата ($A_x = 0,1-1$), цинк

и медь – к группе элементов слабого захвата ($A_x = 0,01-0,1$). Территория фонового участка отличалась и по значению БХА относительно валовых форм. Для всех участков была характерна положительная динамика показателя в ходе вегетационного периода, но в пункте № 12 показатель БХА к августу снизился (таблица 21).

По подвижным формам эти значения были на порядок выше. Для растений всех пунктов отмечено активное поглощение ионов кадмия, а в пунктах № 4, 5, 6 и фоновом еще и свинца (таблица 21). На фоновой территории растения поглощали все металлы, за исключением меди. Показатель биогеохимической активности по подвижным формам сохранял ту же динамику, что и по валовым. Исключение, так же, составил пункт № 12, где в июне значение БХА было выше такового в августе. Учитывая, что суммарный показатель загрязнения почв был максимальным на территории участков № 1, 2, 4, 12, можно предположить высокую интенсивность перемещения валовых и растворимых ионов кадмия и свинца из почвы в ткани растений.

Таблица 21 – Значения эколого-геохимических индексов для растений вида *P. tanacetifolia*

Пункты сбора	Июнь					Август					
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 1	Кн (BC)	0,16	1,50	0,10	0,07	7,14	0,06	1,16	0,09	0,07	13,71
	Кн (ПФ)	3,74	5,90	1,00	0,78		1,28	4,56	0,89	0,85	
	Кс	1,92	1,22	0,55	2,28		6,92	1,66	0,57	3,62	
	Кп	1,15	0,37	0,13	0,29		0,96	0,01	0,08	0,84	
	Ах	0,08	1,11	0,04	0,05		0,29	1,49	0,04	0,06	
	Вх	1,71	4,38	0,43	0,62		6,69	5,86	0,43	0,73	
Пункт 2	Кн (BC)	0,01	0,62	0,01	0,13	10,31	0,01	0,64	0,02	0,10	14,10
	Кн (ПФ)	0,21	17,88	0,22	0,52		0,23	18,41	0,44	0,40	
	Кс	1,21	1,22	0,45	2,98		10,48	1,14	0,17	4,25	
	Кп	1,48	0,09	1,47	0,36		3,71	0,01	0,45	0,18	
	Ах	0,03	0,31	0,02	0,09		0,33	0,29	0,01	0,09	
	Вх	0,57	8,96	0,44	0,35		5,34	8,23	0,16	0,37	
Пункт 3	Кн (BC)	0,02	0,97	0,03	0,06	10,41	0,02	0,52	0,03	0,06	16,96
	Кн (ПФ)	0,39	29,03	0,92	0,31		0,36	15,68	0,77	0,28	
	Кс	1,86	0,96	0,67	3,76		2,24	1,69	0,68	4,86	
	Кп	1,98	0,23	0,88	1,41		1,67	0,31	0,67	1,05	
	Ах	0,04	0,29	0,03	0,06		0,05	0,50	0,03	0,06	
	Вх	0,66	8,65	0,79	0,31		0,87	15,02	0,77	0,30	
Пункт 4	Кн (BC)	0,06	0,32	1,60	0,01	6,37	0,03	0,24	0,32	0,03	9,38
	Кн (ПФ)	0,37	10,33	12,03	0,12		0,16	7,70	2,42	0,34	
	Кс	0,83	1,05	2,19	3,24		1,26	1,04	8,94	7,18	
	Кп	0,65	0,31	0,08	4,06		0,30	0,01	0,01	34,04	
	Ах	0,03	0,14	0,11	0,07		0,05	0,13	0,43	0,11	
	Вх	0,18	4,46	0,82	0,90		0,29	4,36	3,24	1,49	

Продолжение таблицы 21

Пункты сбора	Июнь						Август				
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 5	Кн (BC)	0,07	0,24	0,16	0,01	10,41	0,06	0,19	0,15	0,01	10,04
	Кн (ПФ)	0,39	12,08	2,16	0,13		0,32	9,46	2,04	0,10	
	Кс	1,59	1,16	1,00	1,33		1,69	1,11	1,16	1,40	
	Кп	1,45	0,83	0,06	0,65		1,11	0,52	0,08	0,44	
	Ах	0,05	0,17	0,10	0,03		0,06	0,16	0,11	0,02	
	Вх	0,31	8,54	1,29	0,27		0,36	8,03	1,45	0,21	
	Кн (BC)	0,14	0,93	0,04	0,04		10,58	0,13	0,98	0,07	
Кн (ПФ)	1,82	6,90	0,44	0,89	1,67	7,28		0,74	0,97		
Кс	1,17	0,63	1,40	1,75	1,22	0,70		0,36	2,79		
Кп	0,88	0,34	2,40	0,79	1,01	0,12		4,67	0,30		
Ах	0,09	0,72	0,34	0,03	0,10	0,71		0,32	0,02		
Вх	1,18	5,35	3,35	0,69	1,28	5,29		3,24	0,52		
Пункт 7	Кн (BC)	0,12	0,04	0,02	0,24	6,88		0,10	0,04	0,03	0,19
	Кн (ПФ)	1,58	1,01	0,26	2,49		1,30	1,11	0,40	2,01	
	Кс	1,03	0,44	0,72	0,33		2,03	0,48	0,76	0,65	
	Кп	1,11	6,52	0,08	0,30		1,00	8,10	0,04	0,21	
	Ах	0,06	0,16	0,08	0,08		0,06	0,17	0,02	0,09	
	Вх	0,74	4,26	1,06	0,81		0,83	4,68	0,26	0,97	

Продолжение таблицы 21

Пункты сбора		Июнь				БХА	Август				БХА	
		Zn	Cd	Pb	Cu		Zn	Cd	Pb	Cu		
Пункт 8	Кн (BC)	0,22	0,09	0,03	0,01	2,51	0,08	0,05	0,03	0,01	3,10	
	Кн (ПФ)	2,50	1,99	0,46	0,08		0,93	1,28	0,40	0,05		
	Кс	0,72	1,02	0,69	1,13		0,80	1,24	0,76	2,23		
	Кп	0,31	0,89	0,57	1,70		0,14	0,44	0,50	1,67		
	Ах	0,03	0,07	0,02	0,01		0,07	0,08	0,02	0,01		
	Вх	0,36	1,74	0,32	0,09		0,76	1,88	0,32	0,14		
Пункт 9	Кн (BC)	0,06	0,54	0,02	0,03	9,95	0,05	0,44	0,02	0,01	11,88	
	Кн (ПФ)	0,65	6,69	0,65	0,33		0,50	5,48	0,56	0,16		
	Кс	0,93	0,96	1,22	1,68		0,80	1,24	0,76	2,23		
	Кп	0,82	1,33	2,67	2,75		0,79	1,36	2,43	1,59		
	Ах	0,03	0,70	0,02	0,02		0,03	0,84	0,02	0,03		
	Вх	0,30	8,67	0,73	0,24		0,36	10,39	0,78	0,35		
Пункт 10	Кн (BC)	0,03	0,15	0,01	0,07	5,32	0,04	0,19	0,02	0,11	4,90	
	Кн (ПФ)	0,65	6,69	0,65	0,33		0,90	2,54	0,10	1,43		
	Кс	0,85	1,06	0,41	1,64		0,89	0,91	1,04	1,66		
	Кп	0,80	3,00	13,00	0,12		1,28	3,24	15,00	0,09		
	Ах	0,03	0,29	0,13	0,04		0,03	0,27	0,10	0,03		
	Вх	0,57	3,77	0,53	0,46		0,59	3,53	0,44	0,34		

Окончание таблицы 21

Пункты сбора	Июнь						Август				
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 11	Кн (BC)	0,17	0,68	0,03	0,03	4,20	0,10	0,61	0,02	0,02	4,61
	Кн (ПФ)	1,35	7,22	0,36	0,36		0,81	6,46	0,22	0,28	
	Кс	1,37	1,03	8,63	5,34		0,92	1,15	0,51	2,22	
	Кп	1,70	0,03	0,90	1,07		1,14	0,16	0,37	0,78	
	Ах	0,09	0,26	0,03	0,03		0,10	0,28	0,04	0,03	
	Вх	0,70	2,80	0,34	0,36		0,83	3,01	0,41	0,36	
Фон	Кн (BC)	0,09	0,76	2,62	0,04	19,22	0,31	0,81	5,87	0,02	12,15
	Кн (ПФ)	0,81	8,20	20,59	0,18		2,82	8,74	46,11	0,07	
	Кп	0,30	0,002	0,01	34,04		0,67	0,38	0,04	4,80	
	Ах	0,25	0,34	1,58	0,19		0,15	0,40	0,76	0,11	
	Вх	2,25	3,68	12,43	0,85		1,34	4,34	5,97	0,50	

5.2.2 Эколого-геохимические индексы для *Stemmacantha uniflora*

Анализ коэффициентов накопления (Кн) выявил, что в корневища *S. uniflora* наиболее интенсивно происходило поступление растворимых ионов тяжелых металлов. Значения Кн относительно валовых форм показали следующее: в пунктах № 3, № 10, № 11 в течение вегетационного периода накапливались ионы кадмия, при этом максимальное значение показателя отмечалось в пункте № 11 (август); интенсивное накопление цинка происходило на фоновом участке; свинца – в пункте № 4; меди – в пункте № 2. Стоит отметить, что в августе на территории участка № 4 наблюдалось самое значительное накопление всех ионов (таблица 22).

Значения Кн относительно подвижных ионов были значительно выше валовых. Из растворимых форм корневища растений на всех исследуемых участках интенсивно поглощали свинец в разной динамике за вегетационный период; кадмий только в пунктах № 3 (июнь), № 4 (август), фоновом (июнь–август); Кн по цинку имел положительную динамику в пунктах № 10, № 11 и фоновом (таблица 22).

При оценке степени подвижности микроэлементов между корневищами и листьями установлено, что наибольшие значения отмечались для кадмия в пунктах № 5 и 11, для свинца – в пунктах № 4, 10, для цинка – на участках № 3, 5, 11, для меди – № 1, 3, 4, 10. Следует отметить, что для большинства поллютантов наблюдалась отрицательная динамика Кп в течение вегетационного периода (таблица 22).

Значения коэффициентов концентрации для растений *S. uniflora* имели следующие особенности (таблица 21). Высокие показатели Кс для всех металлов были зафиксированы на участке № 3 и 4. Так же интересно, что для почвы пункта № 3 и суммарный показатель загрязнения тоже был высок, чего нельзя сказать для пункта № 4, где при достаточной концентрации элементов в золе растений значения Zс были низкими, что указывает и на сильное загрязнение ТМ почвенного покрова. Больше всего кадмия содержалось в пробах пунктов № 3, 4,

5, 10 и 11, при этом за вегетационный период его количество возрастало. Цинка было больше всего в растениях пунктов № 1 и 5; свинца – в пункте № 3; меди – в пунктах № 1, 2, 5.

Коэффициенты биогеохимической подвижности (V_x), так же, были значительно выше, по сравнению с коэффициентами биогеохимического поглощения (A_x). Относительно валовых форм, органы *S. uniflora* активно поглощали кадмий в пунктах № 3 и 11. Для этих же участков значения БХА были максимальны. Поглощение цинка проходило интенсивно на участках № 5 (август), 11 (июнь), фоновом (август). Медь в растения в условиях разных участков поступала в отдельные промежутки периода вегетации не равномерно. Больше всего свинца поглощалось *S. uniflora* на фоновом участке, при этом содержание этого элемента в почве было минимальным. Это может свидетельствовать о пылевом загрязнении надземных органов растений (таблица 22).

При анализе значений V_x относительно подвижных форм металлов, отмечено активное поглощение ионов кадмия растениями пунктов № 3, 5, 11, 2 (июнь), 10 (июнь) (таблица 22). У растений участков № 1 и фонового поглощение кадмия, и свинца было минимальным, а эссенциального цинка – максимальным. Поглощение меди было самым незначительным у растений всех участков. Из этого следует, что для *S. uniflora* кадмий и цинк относятся к группе элементов слабого поглощения и среднего захвата ($A_x = 0,1-1$), свинец и медь – к элементам слабого захвата ($A_x = 0,01-0,1$).

Значения БХА достигали максимума в июне на участке № 3, минимума – в августе в пункте № 2. Следует отметить, что суммарный показатель загрязнения почв участков № 3 и 5 имел достаточно высокие значения ($Z_c \geq 10$) (таблица 21). При этом растения этих территорий активно поглощали как валовые, так и растворимые формы тяжелых металлов. Основной вклад в значения показателя БХА вносили коэффициенты по кадмию.

Таблица 22 – Значения эколого-геохимических индексов для растений вида *S. uniflora*

Пункты сбора	Июнь					Август					
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 1	Кн (BC)	0,07	0,02	0,02	0,05	0,13	0,05	0,04	0,02	0,07	0,18
	Кн (ПФ)	1,64	0,06	0,15	0,55		0,75	1,21	0,28	0,27	
	Кс	2,22	0,05	0,27	2,27		1,93	0,74	0,43	2,32	
	Кп	0,85	1,30	0,77	1,41		1,15	0,17	0,83	1,00	
	Ах	0,06	0,01	0,01	0,05		0,06	0,06	0,01	0,05	
	Вх	1,30	0,04	0,12	0,65		1,37	0,22	0,13	0,54	
Пункт 2	Кн (BC)	0,05	0,08	0,03	0,20	0,24	0,04	0,04	0,01	0,10	0,14
	Кн (ПФ)	0,77	2,26	0,52	0,80		0,76	1,10	0,38	0,49	
	Кс	1,99	1,83	0,63	3,24		1,89	0,59	0,46	2,89	
	Кп	1,14	2,79	0,27	0,35		1,00	0,08	0,26	0,34	
	Ах	0,04	0,09	0,02	0,10		0,04	0,01	0,01	0,07	
	Вх	0,61	2,62	0,34	0,40		0,71	0,36	0,18	0,29	
Пункт 3	Кн (BC)	0,02	0,32	0,09	0,01	0,39	0,07	0,17	0,05	0,03	0,32
	Кн (ПФ)	0,36	9,68	2,74	0,04		0,43	5,45	0,38	0,39	
	Кс	1,76	4,94	1,88	2,20		1,91	9,01	1,39	2,54	
	Кп	1,79	1,60	0,25	8,94		1,04	0,61	0,53	0,99	
	Ах	0,02	0,29	0,04	0,04		0,03	0,23	0,02	0,04	
	Вх	0,41	8,70	1,23	0,20		0,55	6,83	0,64	0,18	

Окончание таблицы 22

Пункты сбора	Июнь					Август					
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 4	Кн (BC)	0,05	0,02	0,02	0,03	0,14	0,08	0,14	0,15	0,08	0,17
	Кн (ПФ)	0,31	0,61	0,14	0,34		0,47	6,83	1,93	0,81	
	Кс	1,75	1,61	0,98	1,41		1,65	4,06	1,62	2,51	
	Кп	0,84	1,05	1,38	3,23		0,47	0,05	0,38	0,56	
	Ах	0,04	0,04	0,03	0,03		0,05	0,04	0,03	0,05	
	Вх	0,25	1,33	0,20	0,41		0,28	1,45	0,24	0,60	
Пункт 5	Кн (BC)	0,03	0,14	0,09	0,03	0,26	0,02	0,09	0,09	0,05	0,29
	Кн (ПФ)	0,19	6,83	1,19	0,29		0,49	1,19	0,36	0,60	
	Кс	2,67	3,61	0,81	2,30		4,52	6,67	0,81	2,94	
	Кп	1,46	1,15	0,15	2,63		2,24	2,88	0,03	1,54	
	Ах	0,06	0,10	0,04	0,05		0,12	0,08	0,03	0,05	
	Вх	0,34	5,17	0,58	0,50		0,71	4,11	0,40	0,51	
Пункт 10	Кн (BC)	0,04	0,28	0,04	0,02	0,23	0,23	0,13	0,07	0,01	0,22
	Кн (ПФ)	0,95	3,67	0,15	0,31		1,87	1,37	0,76	0,10	
	Кс	1,77	2,13	0,81	1,40		2,47	3,19	1,09	2,40	
	Кп	0,80	0,46	1,82	2,85		1,21	0,42	0,50	8,82	
	Ах	0,03	0,12	0,05	0,03		0,05	0,08	0,04	0,04	
	Вх	0,71	1,63	0,20	0,40		1,20	1,06	0,18	0,56	
Пункт 11	Кн (BC)	0,10	0,22	0,04	0,03	0,45	0,13	0,81	0,06	0,02	0,41
	Кн (ПФ)	0,83	2,34	0,44	0,34		1,22	8,71	0,44	0,07	
	Кс	1,80	5,82	0,65	1,01		0,93	14,15	0,79	0,59	
	Кп	2,62	1,22	0,10	1,05		2,03	0,32	0,59	1,27	
	Ах	0,12	0,28	0,03	0,02		0,08	0,30	0,02	0,01	
	Вх	0,98	3,00	0,30	0,23		0,62	3,16	0,25	0,11	
Фон	Кн (BC)	0,22	0,11	0,17	0,03	0,18	0,28	0,00	0,18	0,03	0,27
	Кн (ПФ)	1,98	1,15	1,33	0,13		2,58	0,05	1,39	0,14	
	Кп	0,68	0,71	0,26	1,16		0,68	2,50	0,10	1,34	
	Ах	0,07	0,05	0,04	0,02		0,14	0,03	0,07	0,03	
	Вх	1,08	0,70	0,80	0,17		1,31	0,30	0,56	0,14	

5.2.3 Эколого-геохимические индексы для *Stellera chamaejasme*

Анализируя эколого-геохимические коэффициенты, вычисленные для *S. chamaejasme*, произрастающей на исследуемых территориях, было выявлено следующее. Накопление валовых форм тяжелых металлов проходило менее активно, по сравнению с растворимыми (таблица 23). Высокие значения коэффициента накопления (K_n) относительно валового содержания были отмечены для пунктов № 2 в течение всего периода вегетации. При этом величина коэффициентов на этой территории характеризовала наиболее интенсивное поступление кадмия в корневища растений, тогда как в августе на фоновом участке активно запасалась медь.

Коэффициенты накопления, рассчитанные по концентрации подвижных форм, показали следующее (таблица 23): на участке № 2 проходило значительное поступление ионов кадмия из почвы; в пункте № 3 – свинца; в августе на фоновой территории активно запасался цинк. Накопление подвижных ионов, также как и валовых, в пункте № 2 было наиболее интенсивным, при этом изменения в значениях K_n за вегетационный период были незначительны. При сравнении коэффициентов передвижения у растений пункта № 2, следует отметить обратное (таблица 23). Несмотря на активное поглощение кадмия корневищами растений, значения коэффициента передвижения для них были минимальны, по сравнению с растениями других территорий. Это может свидетельствовать о развитых барьерных и защитных механизмах корневой системы *S. chamaejasme* на этом участке. У растений пунктов № 1, 3 и фонового при низких величинах K_n передвижение ионов кадмия было максимальным. Та же зависимость отмечена для ионов цинка в пункте № 3, для свинца в пункте № 2 и для меди в пункте № 4 и фоновом. Вероятно, следует предположить об фолиарном поступлении этих ионов, как основном пути.

Сравнивая концентрации металлов в золе растений, относительно фонового участка (K_c), следует указать на содержание во всех пробах значительного количества кадмия, за исключением пункта № 4, где коэффициент концентрации

микроэлемента был меньше единицы (таблица 23). Для участков № 1, 2, 3, 4 (август) прослеживалась прямая зависимость между величинами суммарного показателя загрязнения (Z_c) и K_c для ионов тяжелых металлов. В пункте № 4, несмотря на низкую загрязненность почвы, в золе *S. chamaejasme* содержалось достаточное количество ионов свинца и меди.

Значения коэффициентов биологического поглощения (A_x) по валовым формам показали, что на участке № 1 и № 2 проходило поглощение ионов кадмия, на фоновом участке – ионов цинка (таблица 23). Для растений этих же территорий показатель биогеохимической активности (БХА) сохранял высокие значения.

Величины V_x по подвижным формам в сотни раз превышают значения по валовым (A_x) (таблица 23). Из подвижных ионов в растения всех пунктов особенно активно поступали ионы кадмий, с максимумом значения в июне в пункте № 2 ($V_x = 6,503$). При этом на всех территориях его поступление в начале вегетации проходило более интенсивно, за исключением пункта № 1. В пунктах № 3 и № 12 (июнь) растения *S. chamaejasme* поглощали еще и свинец. Интенсивное перемещение цинка наблюдалось у растений в пункте № 1 и фоновой территории. На участках, где отмечались высокие концентрации кадмия, показатель БХА достигал максимальных значений (пункты № 2 и № 3).

Согласно полученным данным, можно сделать вывод, что для вида *S. chamaejasme* кадмий относится к элементам среднего поглощения ($A_x = 0,1-1$), тогда как цинк, свинец и медь – к элементам слабого захвата ($A_x = 0,01-0,1$). Интересно то, что на участках № 1 и № 2 почвы характеризовались высокими значениями Z_c , при этом поглощение ионов тяжелых металлов на этих же территориях было максимальным. Большой вклад в показатели БХА внесли подвижные ионы кадмия.

Таблица 23 – Значения эколого-геохимических индексов для растений вида *S. chamaejasme*

Пункты сбора	Июнь						Август					
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 1	Кн (BC)	0,05	0,01	0,04	0,08	0,34		0,04	0,01	0,01	0,04	0,65
	Кн	0,08	0,05	0,35	0,90			1,02	0,01	0,11	0,50	
	Кс	1,53	1,10	0,64	1,97			1,45	31,00	0,76	3,97	
	Кп	0,47	15,00	0,34	0,43			0,57	76,00	0,88	0,69	
	Ах	0,03	0,25	0,03	0,04			0,03	0,56	0,02	0,03	
	Вх	0,59	0,10	0,25	0,47			0,77	2,20	0,22	0,40	
Пункт 2	Кн (BC)	0,05	0,13	0,03	0,07	0,37		0,04	0,18	0,02	0,06	0,30
	Кн	0,78	3,67	0,47	0,29			0,73	5,30	0,38	0,26	
	Кс	3,15	3,40	0,73	3,21			2,54	31,00	1,20	6,85	
	Кп	1,14	3,29	0,49	1,52			1,29	0,20	2,05	1,42	
	Ах	0,04	0,23	0,02	0,08			0,04	0,16	0,02	0,07	
	Вх	0,64	6,50	0,36	0,33			0,70	4,52	0,43	0,30	
Пункт 3	Кн (BC)	0,01	0,01	0,04	0,02	0,20		0,02	0,01	0,02	0,02	0,10
	Кн	0,23	0,39	1,10	0,12			0,23	0,39	1,08	0,12	
	Кс	2,20	1,60	1,25	2,03			1,93	2,20	1,45	4,73	
	Кп	3,03	5,00	0,62	1,54			2,35	0,48	0,92	1,06	
	Ах	0,02	0,13	0,02	0,03			0,02	0,01	0,02	0,03	
	Вх	0,34	3,76	0,72	0,15			0,41	0,39	0,62	0,14	

Окончание таблицы 23

Пункты сбора	Июнь						Август				
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 4	Кн (BC)	0,03	0,02	0,02	0,01	0,13	0,02	0,01	0,02	0,01	0,10
	Кн	0,18	0,61	0,16	0,15		0,12	0,09	0,18	0,08	
	Кс	1,65	0,87	1,42	1,89		1,11	0,68	2,10	3,11	
	Кп	0,78	0,10	1,26	5,00		1,00	1,00	0,79	3,87	
	Ах	0,03	0,03	0,03	0,04		0,02	0,00	0,04	0,02	
	Вх	0,15	0,96	0,26	0,46		0,14	0,06	0,29	0,32	
Фон	Кн (BC)	0,09	0,05	0,09	0,01	0,29	0,17	0,01	0,07	0,01	0,20
	Кн	0,80	0,59	0,70	0,10		1,53	0,01	0,57	0,05	
	Кп	1,35	4,78	0,49	1,73		0,57	23,33	0,78	0,91	
	Ах	0,08	0,09	0,09	0,03		0,11	0,01	0,07	0,01	
	Вх	0,71	0,94	0,71	0,14		0,96	0,07	0,52	0,06	

5.2.4 Эколого-геохимические индексы для *Oxytropis myriophylla*

При сравнении коэффициентов накопления у вида *O. myriophylla* выяснено, что корневища растений особенно активно поглощают как валовые, так и подвижные формы кадмия и свинца из почв исследуемых территорий. Значения K_n относительно валовых форм были максимальны и увеличивались к концу вегетации для кадмия в пункте № 2, для свинца на фоновом участке (таблица 24). Та же закономерность наблюдалась для значений K_n относительно подвижных форм. При этом значения K_n для кадмия и свинца были на 2–4 порядка выше. Следует отметить слабое поглощение корневищами *O. myriophylla* ионов меди на всех исследуемых территориях (таблица 24).

Несмотря на незначительное поступление меди из почвы, активность передвижения (K_p) этого металла в надземные органы была высокой у растений пунктов № 2, 3, 4 (август) (таблица 24). При низком поглощении ионов из почвы в пунктах № 1, 3, 4 фиксировались максимальные значения K_p для кадмия, фон (июнь) – для свинца. Возможно, это может свидетельствовать о пылевом загрязнении листьев растений на данных территориях (таблица 24).

Значения коэффициентов концентрации (K_c) показали, что в сравнении с фоновым участком, растения остальных территорий содержали большое количество кадмия и цинка. Концентрация кадмия в золе растений, в отличие от цинка, в начале вегетации была значительно выше (пункт № 1, № 2, № 3, № 4) (таблица 24). Содержание свинца и меди изменялось незначительно, при этом в пункте № 2 в июне были зафиксированы максимальные их концентрации. Эти данные коррелируют с суммарным показателем загрязнения почв данных территорий. Пункт № 1 в июне характеризовался самым низким значением Z_c , самое высокое было отмечено в пункте № 2 (июнь) (таблица 24).

Коэффициенты биологического поглощения относительно валовых и подвижных форм имели существенные отличия между собой (на 2–4 порядка) у растений одного и того же участка (таблица 24). Несмотря на это, значения коэффициентов поступления и перемещения (A_x и V_x) свидетельствуют о том,

что данный вид активно поглощал из почвы как подвижные, так и валовые формы кадмия. Высокие показатели коэффициентов по свинцу были отмечены для фонового участка, при этом в течение вегетационного периода интенсивность его поглощения росла (таблица 24). На основании полученных данных можно сделать вывод о том, что для *O. myriophylla* кадмий относится к категории элементов слабого поглощения и среднего захвата ($A_x = 0,1-1$), цинк, свинец и медь – к категории элементов слабого захвата ($A_x = 0,01-0,1$). Исключение составил свинец на фоновой территории, где интенсивность его поглощения оказалась выше ($A_x = 0,15-0,3$).

По значению показателя биогеохимической активности для вида установлено, что максимальные его значения относительно валовых форм были зафиксированы для пунктов № 1 ($BXA \geq 0,25$) и фон ($BXA \geq 0,3$). Относительно подвижных ионов самое высокое значение было характерно для пункта № 2 ($BXA \geq 2$) (таблица 24). При этом в почве пункта № 2 суммарный показатель загрязнения (Z_c) достигал своего максимума, тогда как на участках № 1 и 12 отмечались низкие его значения. Полученные данные свидетельствуют о низкой интенсивности перемещения валовых форм тяжелых металлов из почвы в органы растений.

Таблица 24 – Значения эколого-геохимических индексов для растений вида *O. myriophylla*

Пункты сбора	Июнь					Август					
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 1	Кн (BC)	0,07	0,02	0,02	0,05	0,13	0,05	0,04	0,02	0,07	0,18
	Кн	1,64	0,06	0,15	0,55		0,75	1,21	0,28	0,27	
	Кс	2,22	0,05	0,27	2,27		1,93	0,74	0,43	2,32	
	Кп	0,85	1,30	0,77	1,41		1,15	0,17	0,83	1,00	
	Ах	0,06	0,01	0,01	0,05		0,06	0,06	0,01	0,05	
	Вх	1,30	0,04	0,12	0,65		1,37	0,22	0,13	0,54	
Пункт 2	Кн (BC)	0,05	0,08	0,03	0,20	0,24	0,04	0,04	0,01	0,10	0,14
	Кн	0,77	2,26	0,52	0,80		0,76	1,10	0,38	0,49	
	Кс	1,99	1,83	0,63	3,24		1,89	0,59	0,46	2,89	
	Кп	1,14	2,79	0,27	0,35		1,00	0,08	0,26	0,34	
	Ах	0,04	0,09	0,02	0,10		0,04	0,01	0,01	0,07	
	Вх	0,61	2,62	0,34	0,40		0,71	0,36	0,18	0,29	
Пункт 3	Кн (BC)	0,02	0,32	0,09	0,01	0,39	0,07	0,17	0,05	0,03	0,32
	Кн	0,36	9,68	2,74	0,04		0,43	5,45	0,38	0,39	
	Кс	1,76	4,94	1,88	2,20		1,91	9,01	1,39	2,54	
	Кп	1,79	1,60	0,25	8,94		1,04	0,61	0,53	0,99	
	Ах	0,02	0,29	0,04	0,04		0,03	0,23	0,02	0,04	
	Вх	0,41	8,70	1,23	0,20		0,55	6,83	0,64	0,18	

Окончание таблицы 24

Пункты сбора	Июнь						Август				
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 4	Кн (BC)	0,05	0,02	0,02	0,03	0,14	0,08	0,14	0,15	0,08	0,17
	Кн	0,31	0,61	0,14	0,34		0,47	6,83	1,93	0,81	
	Кс	1,75	1,61	0,98	1,41		1,65	4,06	1,62	2,51	
	Кп	0,84	1,05	1,38	3,23		0,47	0,05	0,38	0,56	
	Ах	0,04	0,04	0,03	0,03		0,05	0,04	0,03	0,05	
	Вх	0,25	1,33	0,20	0,41		0,28	1,45	0,24	0,60	
Фон	Кн (BC)	0,03	0,14	0,09	0,03	0,26	0,02	0,09	0,09	0,05	0,29
	Кн	0,19	6,83	1,19	0,29		0,49	1,19	0,36	0,60	
	Кс	2,67	3,61	0,81	2,30		4,52	6,66	0,81	2,94	
	Кп	1,46	1,15	0,15	2,63		2,24	2,88	0,03	1,54	
	Ах	0,06	0,10	0,04	0,05		0,12	0,08	0,03	0,05	
	Вх	0,34	5,17	0,58	0,50		0,71	4,11	0,40	0,51	

5.2.5 Эколого-геохимические индексы для *Artemisia gmelinii*

Анализ эколого-геохимических коэффициентов, рассчитанных по абсолютным средним концентрациям ионов тяжелых металлов, в почвах исследованных экосистем и в органах и частях растений *A. gmelinii*, выявил следующие особенности. Коэффициент накопления по валовому содержанию тяжелых металлов характеризовал наиболее интенсивное поступление поллютантов в корневища *A. gmelinii* из почвенного покрова на участках № 2, 4, 5, 8 и 10. При этом интенсивнее всего ионы всех изученных тяжелых металлов перемещались в пункте № 4 (таблица 25), тогда как на площадке № 2 активно запасалась медь, а в пробах с участков № 5, 8 и 10 – кадмий.

Коэффициент накопления, рассчитанный по концентрациям подвижных форм поллютантов, имел для *A. gmelinii* значения на 1–2 порядка больший, чем по валовому содержанию. Данная особенность хорошо согласуется с данными других авторов, и отражает высокую способность к биоадсорбции свободных ионов тяжелых металлов. Интенсивнее всего происходило перемещение в ткани корневища соединений кадмия, особенно из почв пунктов № 3, 4, 5, 8 и 10, а также ионов меди – № 4 (таблица 25). При этом значения коэффициентов K_n для большинства проб и металлов в период вегетации снижались, что характеризует интенсификацию переноса этих веществ в надземную часть в ходе роста растений.

Коэффициенты передвижения позволяют оценить активность перемещения ионов тяжелых металлов из подземных в надземные органы *A. gmelinii*. Максимальные значения коэффициент имел для цинка и кадмия, в меньшей мере для меди у растений, собранных в пункте № 1. В условиях экосистемы этого участка, K_p увеличивали свои значения для всех поллютантов, кроме свинца. Вероятно, тенденция, отмечаемая в пункте № 1, может быть объяснена активным фоллиарным поступлением ионов из воздушной среды, так как абсолютные цифры по содержанию тяжелых металлов в корнях для проб *A. gmelinii* из этого участка имели минимальные значения.

Также по величинам K_p были отмечены высокие цифры по кадмию в пробах № 3, 8 и 10, при этом значения практически во всех пробах увеличивались к августу. По эссенциальным цинку и меди коэффициент имел относительно низкие значения (кроме пункта № 1) и в части проб незначительно возрастал, в части – практически не изменялся. Интересным является рост показателя по меди в пробе № 12. По свинцу величина коэффициента передвижения для участков, расположенных вблизи крупных автодорог отмечены высокие цифры. К таким пунктам относятся № 1, 2, 5 и 8. Тогда как в условиях удаленности от таких объектов показатели имели минимальные значения (таблица 25).

Коэффициенты концентрации рассчитывали, сравнивая абсолютные концентрации тяжелых металлов в золе растений из различных участков с фоновым. За фоновую территорию приняли пункт «Никишиха», так как для проб из этой экосистемы уровень накопления поллютантов был минимальным. По цинку максимумы K_c отмечались в пунктах № 1, 2 и 3, при этом в ходе вегетации *A. gmelinii* показатель имел тренд к росту (таблица 25). По кадмию этот показатель был максимальным для участков № 1, 3, 4 и 5 и имел наибольший вклад в суммарный показатель загрязненности. K_c по свинцу имел наибольшие цифры в пунктах № 2, 4 и 5, а по меди – № 1, 4 и 5. При этом для всех металлов в пункте № 1 значения в ходе вегетации возрастали, в остальных же синхронного роста не отмечалось.

По величине Z_c максимумы отмечались для участков № 1, 4 и 5 (таблица 25). Рост показателя зафиксирован в пунктах № 1, 2, 4, 10. При этом основной вклад в значения показателя был связан с высокими цифрами K_c по кадмию.

Коэффициенты биологического поглощения, рассчитанные по валовому содержанию и подвижным формам тяжелых металлов, имели отличия на один, иногда на два порядка при сравнении между собой для одних и тех же площадок (таблица 24). Значения КБП по валовому содержанию имели крайне низкие величины и все изученные тяжелые металлы были отнесены к группе химических элементов слабого и очень слабого захвата (таблица 25).

Потенциальная биогеохимическая подвижность элементов (A_x) для вида оказалась малоинформативной, тогда как коэффициент БГХ подвижности позволил отнести вид *A. gmelinii* по ряду химических элементов в условиях близости участков сбора к техногенным ландшафтам к накопителям тяжелых металлов. Цинк, свинец и медь имели значения коэффициента, позволяющие относить их к элементам среднего накопления и сильного захвата, либо, для большей части проб – к элементам среднего и слабого захвата. Кадмий для большинства участков имел такую величину коэффициента, которая позволяла отнести его к химическим элементам среднего накопления и сильного захвата (таблица 25).

Показатели биогеохимической активности вида, вычисляемая как сумма коэффициентов БГХ поглощения (A_x) или подвижности (B_x) имели следующие тенденции. БХА по A_x для большинства проб был менее 0,4 единиц и только для пункта № 1 был более 0,5 (июнь) и больше 1 (август) (таблица 25). Данный аспект характеризует низкую интенсивность перемещения валовых форм тяжелых металлов из почвы в ткани растений. Величины БГА по B_x имели большие значения, при этом основной вклад в этот показатель вносили ПФ кадмия. Растворимые формы тяжелых металлов активнее перемещались в ткани, особенно в условиях площадок, расположенных рядом с городом. *A. gmelinii* по БХА можно отнести к видам с низкой активностью по данному коэффициенту (таблица 25).

Таблица 25 – Значения эколого-геохимических индексов для растений вида *A. gmelinii*

Пункты сбора	Июнь					Август					
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 1	Кн (BC)	0,01	0,02	0,01	0,02	0,56	0,01	0,01	0,01	0,01	1,23
	Кн	0,06	0,08	0,01	0,20		0,02	0,01	0,01	0,04	
	Кс	3,05	6,83	1,03	4,05		4,30	12,81	1,60	2,79	
	Кп	26,56	40,63	17,00	6,97		161,70	170,50	15,00	37,06	
	Ах	0,05	0,43	0,03	0,05		0,15	0,98	0,05	0,05	
	Вх	1,21	1,71	0,25	0,56		3,47	3,86	0,54	0,54	
Пункт 2	Кн (BC)	0,01	0,02	0,00	0,03	0,20	0,04	0,01	0,01	0,12	0,30
	Кн	0,23	0,63	0,02	0,14		0,73	0,17	0,12	0,47	
	Кс	1,51	3,95	1,63	5,77		3,42	3,66	0,73	5,67	
	Кп	1,04	10,00	1,25	2,77		0,92	9,69	0,57	1,57	
	Ах	0,02	0,07	0,03	0,08		0,09	0,08	0,02	0,12	
	Вх	0,32	2,02	0,50	0,34		1,45	2,26	0,31	0,48	
Пункт 3	Кн (BC)	0,02	0,04	0,00	0,07	0,33	0,02	0,02	0,02	0,05	0,39
	Кн(ПФ)	0,32	1,30	0,12	0,34		0,41	0,45	0,62	0,24	
	Кс	2,77	12,79	1,27	2,70		3,27	11,04	1,70	1,52	
	Кп	2,00	1,50	5,65	0,04		2,00	34,29	1,42	0,10	
	Ах	0,02	0,27	0,02	0,02		0,06	0,28	0,03	0,02	
	Вх	0,44	8,05	0,47	0,11		1,10	8,34	0,87	0,09	

Продолжение таблицы 25

Пункты сбора	Июнь					Август					
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 4	Кн (BC)	0,11	0,11	0,03	0,11	0,24	0,08	0,14	0,05	0,15	0,38
	Кн	0,66	3,64	0,25	1,46		0,49	4,67	0,40	2,00	
	Кс	2,52	12,67	1,23	6,20		1,98	15,74	1,17	7,88	
	Кп	0,39	1,75	0,30	0,74		1,94	1,16	0,14	0,69	
	Ах	0,04	0,11	0,02	0,07		0,06	0,17	0,03	0,12	
	Вх	0,22	6,50	0,500	0,64		0,39	5,60	0,19	1,55	
Пункт 5	Кн (BC)	0,03	0,13	0,09	0,02	0,30	0,06	0,09	0,10	0,01	0,38
	Кн	0,18	6,31	1,19	0,20		0,33	4,31	1,30	0,15	
	Кс	3,06	11,69	2,68	4,85		2,18	11,13	2,47	4,90	
	Кп	1,60	1,00	0,57	6,70		2,69	1,71	1,65	6,75	
	Ах	0,05	0,12	0,08	0,05		0,07	0,14	0,10	0,07	
	Вх	0,27	6,00	1,10	0,50		0,40	6,87	1,40	0,70	
Пункт 8	Кн (BC)	0,05	0,15	0,02	0,03	0,14	0,12	0,04	0,01	0,03	0,19
	Кн	0,58	3,41	0,23	0,33		1,34	0,90	0,10	0,44	
	Кс	2,56	5,41	1,24	2,94		2,50	5,23	0,91	1,96	
	Кп	0,67	0,28	1,17	2,77		0,43	2,37	5,25	1,24	
	Ах	0,03	0,06	0,01	0,03		0,07	0,08	0,01	0,03	
	Вх	0,40	1,50	0,17	0,42		0,79	1,74	0,17	0,38	

Окончание таблицы 25

Пункты сбора	Июнь						Август				
		Zn	Cd	Pb	Cu	БХА	Zn	Cd	Pb	Cu	БХА
Пункт 10	Кн (BC)	0,03	0,11	0,05	0,01	0,10	0,03	0,24	0,07	0,05	0,23
	Кн	0,61	1,41	0,23	0,18		0,70	3,10	0,31	0,60	
	Кс	1,23	1,87	0,80	1,77		1,53	4,26	0,90	2,84	
	Кп	0,49	0,02	0,10	1,61		1,65	0,03	0,19	0,38	
	Ах	0,01	0,04	0,03	0,02		0,04	0,11	0,04	0,04	
	Вх	0,33	0,52	0,11	0,25		0,85	1,41	0,17	0,54	
Фон	Кн (BC)	0,03	0,01	0,09	0,03	0,18	0,05	0,01	0,10	0,01	0,29
	Кн	0,24	0,13	0,70	0,14		0,42	0,10	0,80	0,05	
	Кп	4,14	0,40	0,31	0,56		5,58	2,33	0,11	7,10	
	Ах	0,08	0,02	0,06	0,02		0,16	0,03	0,08	0,02	
	Вх	0,73	0,25	0,45	0,10		1,50	0,30	0,62	0,11	

5.3 Биогеохимическая активность растений

По значениям Z_c почвы всех исследуемых территорий относятся к категории с допустимой степенью загрязнения (величина $Z_c < 16$) с возможным использованием для посадки и с низким отрицательным воздействием на здоровье животных и человека. Максимальные показатели загрязнения были характерны для почв пунктов № 2 ($Z_c = 13,9$, большой вклад вносили ионы меди), № 4 ($Z_c = 15,4$, большой вклад внесли ионы кадмия и свинца).

Индикаторами содержания ионов тяжелых металлов в почвах являются растения. Интенсивность поступления поллютантов в над- и подземные органы может быть неодинаковой и зависеть от видовой принадлежности растений.

По накопительной способности растения делятся на концентраторы (безбарьерный тип поглощения элементов) и деконцентраторы (барьерный тип поглощения) [Ковалевский, 1991]. У концентраторов содержание тяжелых металлов изменяется пропорционально содержанию в окружающей среде. Деконцентраторы, наоборот, при повышенном загрязнении почв тяжелыми металлами, накапливают их незначительно, т.к. либо у таких растений хорошо развиты защитные механизмы корневых систем, либо для них характерны пороговые концентрации, выше которых накопление элементов прекращается.

По значениям коэффициента биологического поглощения относительно подвижных форм кадмий для всех изучаемых видов был отнесен к группе сильного поглощения ($B_x = 1-10$). Для *P. tanacetifolia* к этой же категории элементов относился еще и свинец; для *S. uniflora* – цинк; для *A. gmelini* – цинк, но только на участках № 1 и фоновом. Высокая интенсивность поглощения этих элементов, возможно, связана с их безбарьерным поступлением и с видовой спецификой к накоплению кадмия, цинка и свинца в условиях техногенного загрязнения.

К группе элементов слабого поглощения и среднего захвата ($B_x = 0,1-1$) для всех видов была отнесена медь. У *P. tanacetifolia* в эту же категорию входил цинк; у *S. chamaejasme* – цинк и свинец; у *A. gmelinii* – свинец; у *S. uniflora* – свинец; у *O. myriophylla* – цинк и свинец, за исключением фоновом участка, где свинец

был отнесен к группе сильного поглощения. Такая слабая интенсивность поглощения свинца, даже в условиях достаточно высокого загрязнения почв, может свидетельствовать о том, что растения данных видов контролируют поступление металла, возможно до величины порога концентрации, после которого поглощение поллютантов прекращается, несмотря на увеличение его содержания в почве. Вероятно, такие показатели для свинца связаны с хорошо сформированными защитными механизмами корневых систем, которые так же препятствуют избыточному накоплению металла в тканях [Касимов, 2014].

Следует отметить, что у органов растений наблюдалась различная аккумулярующая способность к тяжелым металлам. Выявлено, что кадмий изученными видами растений накапливается в большем количестве в стеблях, соцветиях и плодах, при этом в большинстве проб его концентрация превышала пределы естественного варьирования [Кабата-Пендиас, 1989, 2005].

Аккумуляция свинца происходила в равной степени как в стеблях и соцветиях, так и в корневищах растений всех видов, но его количество сохранялось в пределах варьирования. Следует отметить, что содержание кадмия и свинца в течение вегетации увеличивалось даже на участках, удаленных от города. Такая динамика может объясняться либо усиленным приростом биомассы растений за летний период и увеличением подвижности ионов металлов в почве, вследствие изменения почвенных процессов. Либо значительным поверхностным загрязнением наземных органов воздушной пылью, содержащей большое количество этих поллютантов [Ильин, 2012].

Концентрация эссенциального цинка в растениях всех видов также оставалась в пределах естественного варьирования. При этом органами-накопителями можно назвать корневища, листья и соцветия.

Для всех травянистых видов на урбанизированных территориях количество меди не превышало пределы естественного варьирования, но большее ее накопление было характерно для листьев и стеблей. Динамика содержания цинка и меди в период вегетации в органах растений на разных участках была неодинаковой. У большинства видов средние значения концентраций металлов

за летний период снижались, что согласуется с данными других исследователей [Иванов, 2007 ; Ильин, 2012 ; Копылова и др., 2013 ; Солодухина, 2011, 2012]. Установлено, что в процессе роста у травянистых растений содержание меди и цинка может постепенно снижаться, достичь постоянного уровня и далее не меняться, вплоть до наступления репродуктивной фазы [Ильин, 2012].

Сравнивая значения показателей биогеохимической активности (БХА) изучаемые виды можно выстроить в следующий ряд: *P. tanacetifolia* > *A. gmelinii* > *S. uniflora* > *O. myriophylla* > *S. chamaejasme*. При этом к концу вегетации уровень активности увеличивался у большинства видов, за исключением *S. uniflora* и *S. chamaejasme*. При этом данное сравнение мы провели, включая только территории пяти пунктов (№ 1, № 2, № 3, № 4, фон), на каждой из которых произрастали все исследуемые виды растений. Следует отметить, что *P. tanacetifolia* была обнаружена еще и в пунктах № 5, № 6, № 7, № 8, № 9, № 10, № 11 (всего 12 площадок); *A. gmelinii* и *S. uniflora* – в пунктах № 5, № 8, № 10 (всего 8 площадок). Если сравнивать биогеохимическую активность каждого вида с учетом всех участков, на которых он был обнаружен, то ряд зависимости будет иметь тот же вид (рисунок 31).

Максимальные значения показателя БХА для *P. tanacetifolia* были отмечены в пунктах № 1, 2, 3, (фон); для *A. gmelinii* – в пунктах № 1, 3, 4, 5; для *S. uniflora* – в пунктах № 3, 5; для *O. myriophylla* – в пункте 2; для *S. chamaejasme* – в пунктах № 2 и 3.

На основании проведенных исследований можно сказать, что кадмий для всех видов растений относится к элементам безбарьерного поступления, так же, как и свинец для вида *P. tanacetifolia*. Накопление кадмия большинством видов происходило в значительных количествах, нередко превышая пределы естественного варьирования. Такая закономерность наблюдалась на всех исследуемых участках.

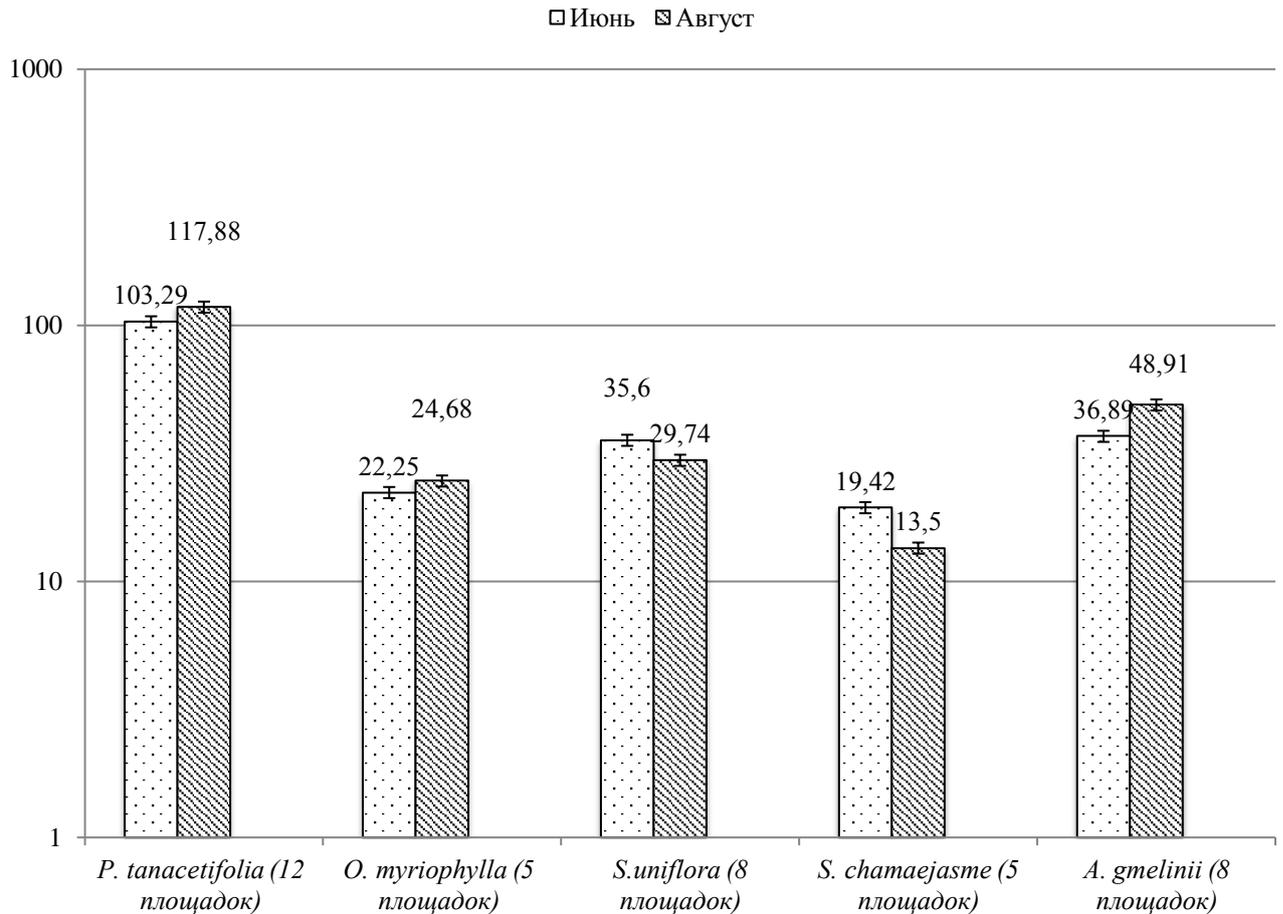


Рисунок 31 – Биогеохимическая активность видов

Проникновение ионов остальных поллютантов происходило по барьерному типу, не превышая пределы естественного варьирования. Органическими концентраторами кадмия можно назвать стебли и соцветия; свинца – корневища, стебли, соцветия и плоды; цинка – корневища, листья, соцветия и плоды; меди – листья. Все изученные виды характеризовались низкой устойчивостью к загрязнению почв. Наибольшее суммарное содержание ионов тяжелых металлов было характерно для растений, произрастающих на урбанизированных территориях с повышенной техногенной нагрузкой. Среди них наибольшей поглотительной способностью обладали растения видов *P. tanacetifolia* и *A. gmelinii*.

Заключение

По результатам изучения содержания и особенностей накопления тяжелых металлов в сопряженных геосредах и растительных объектах, можно сделать следующие выводы:

1. Содержание валовых форм цинка, меди, свинца и кадмия в почвах г. Читы превышало ориентировочно-допустимые концентрации. Количество подвижных форм поллютантов оставалось в пределах предельно-допустимых концентраций, за исключением концентрации меди. Исследуемые почвы отнесены к категории с допустимой степенью загрязнения. Уровень загрязнения снегового покрова характеризовался как средний. В городской черте основными источниками поступления токсикантов являлись предприятия тепло- и энергоснабжения, полигоны твердых бытовых отходов и интенсивность движения автотранспорта.

2. Выявлена прямая корреляционная зависимость умеренной тесноты между валовым содержанием и подвижными формами цинка; подвижными формами цинка и валовым содержанием свинца и кадмия; подвижными формами цинка и меди с рН почвы. Также отмечены достоверные прямые связи между коэффициентами техногенной концентрации (K_c) для цинка и свинца с суммарным показателем загрязнения (Z_c).

3. Обнаружено, что в период вегетации изученные растения, произрастая в сходных условиях, накапливают поллютанты в неодинаковых количествах. Для всех видов отмечалось интенсивное накопление цинка и меди в надземных органах. Кадмий активно аккумулировался в корнях в течение периода вегетации у видов *P. tanacetifolia*, *S. uniflora* и *O. myriophylla*. Свинец интенсивно накапливался в стеблях и соцветиях у *S. chamaejasme*, *O. myriophylla*, *A. gmelinii*.

4. Аккумуляция токсичных элементов (кадмия и свинца) отмечается в органах растений с низкой метаболической активностью, в то время как биогенные (цинк и медь) концентрировались в интенсивно растущих тканях.

5. Эколого-геохимические индексы, характеризующие транслокацию и перемещение ТМ в растениях из почвы между органами, по ПФ имеют значения

на 1–2 порядка больше, чем по ВС. Кадмий для всех исследуемых видов растений отнесен к элементам безбарьерного поступления; для *P. tanacetifolia* безбарьерное поступление отмечается для свинца. Поступление остальных поллютантов происходило по барьерному типу.

6. Согласно значениям показателей биогеохимической активности, изучаемые виды были выстроены в следующий ряд: *P. tanacetifolia* > *A. gmelinii* > *S. uniflora* > *O. myriophylla* > *S. chamaejasme*. При этом к концу вегетационного периода уровень активности увеличивался, за исключением *S. uniflora* и *S. chamaejasme*.

Перспективы дальнейшей разработки темы. Продолжить научные исследования можно в следующих направлениях: расширение спектра микроэлементного анализа растительных объектов и сопряженных геосред; расширение перечня объектов и территорий исследования с целью сравнения уровня загрязнения с учетом региональных особенностей; оценка динамики количественного содержания тяжелых металлов в растительных объектах с целью поиска видов, способных обеспечить интенсивный вынос поллютантов из загрязненных почв в целях фиторемедиации.

Список использованной литературы

1. Айвазян А. Д. Геохимия степных ландшафтов / А. Д. Айвазян, Н. С. Касимов // Вестник Московского университета. Серия: География. – 1979. – № 3. – С. 117–126.
2. Алексеенко В. А. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов : монография / В. А. Алексеенко. – Ростов н/Д. : Южный федеральный университет, 2013. – 234 с.
3. Алексеенко В. А. Экологическая геохимия : учебник / В. А. Алексеенко. – М. : Логос, 2000. – 627 с.
4. Алтухова Е. Ю. Оценка предельно допустимой техногенной нагрузки на почву, загрязненную тяжелыми металлами, путем учета фитомассы растений : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Алтухова Екатерина Юрьевна. – М., 2010. – 24 с.
5. Атлас Забайкальского края / под ред. И. И. Катанаева. – Чита : Экспресс издательство, 2010. – 48 с.
6. Афанасьева Л. В. Аккумуляция тяжелых металлов в плодах *Hippophaerhamnoides* (Elaeagnaceae) в условиях придорожной зоны (Республика Бурятия) / Л. В. Афанасьева, В. К. Кашин // Растительные ресурсы. – 2015. – Т. 51, вып. 4. – С. 554–563.
7. Багдасарян А. С. Эффективность использования тест-систем при оценке токсичности природных сред / А. С. Багдасарян // Экология и промышленность России. – 2007. – № 9. – С. 44–48.
8. Байбеков Р. Ф. Методы исследования городских почв : учебное пособие / Р. Ф. Байбеков, В. И. Савич, М. М. Овчаренко [и др.]. – М. : ФГОУ ВПО РГАУ – МСХА им. К. А. Тимирязева, 2007. – 202 с.
9. Барашков Г. К. Медицинская бионеорганика. Основы, аналитика, клиника / Г. К. Барашков. – М. : БИНОМ, 2011. – 512 с.
10. Башкин В. Н. Методологические основы оценки критических нагрузок поллютантов на городские экосистемы / В. Н. Башкин, А. С. Курбатова,

Д. С. Савин. – М. : Научно-исследовательский и проектно-исследовательский институт экологии города, 2004. – 83 с.

11. Бертини И. Биологическая неорганическая химия: структура и реакционная способность : в 2 т. / И. Бертини, Г. Грей, Э. Стифель, Дж. Валентине. – 2013. – Т. 1. – М. : БИНОМ. Лаборатория знаний. – 456 с. – (Лучший зарубежный учебник).

12. Бондаревич Е. А. Изучение накопления микроэлементов в некоторых дикорастущих растениях Восточного Забайкалья инверсионным вольтамперометрическим методом / Е. А. Бондаревич, Г. Ю. Самойленко, Н. Н. Коцюржинская // Труды биогеохимической лаборатории / Институт геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского РАН. – М., 2017. – Т. 26 : Современные проблемы состояния и эволюции таксонов биосферы : труды, посвященные 70-летию института. – С. 426–432.

13. Бондаревич Е. А. Мониторинг загрязнения снежного покрова г. Читы тяжелыми металлами / Е. А. Бондаревич, Н. Н. Коцюржинская, О. А. Жилиева, Г. Ю. Самойленко, К. И. Климович, С. А. Игумнов // Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология. – 2018. – Т. 8, № 2. – С. 132–144.

14. Борисочкина Т. И. Вынос микроэлементов растительностью как фактор устойчивости геосистем к загрязнению / Т. И. Борисочкина, О. В. Кайданова // Факторы и механизмы устойчивости геосистем. – М., 1989. – С. 133–144.

15. Будкина С. В. Агроэкологическая оценка фракционного состава подвижных форм тяжелых металлов дерново-подзолистой супесчаной почвы : автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / Будкина Светлана Викторовна. – М., 2011. – 27 с.

16. Бычинский В. А. Тяжелые металлы в почвах в зоне влияния промышленного города : учебное пособие / В. А. Бычинский, Н. В. Вашукевич. – Иркутск : Изд. Иркут. ун-та, 2008. – 130 с.

17. Водяницкий Ю. Н. Об опасных тяжелых металлах / металлоидах в почвах / Ю. Н. Водяницкий // Бюллетень почвенного института им. В. В. Докучаева. – 2011. – Вып. 68. – С. 56–82.

18. Водяницкий Ю. Н. Тяжелые металлы и металлоиды в почвах / Ю. Н. Водяницкий. – М. : ГНУ Почвенный институт им. В. В. Докучаева РАСХН, 2008. – 84 с.
19. Войтюк Е. А. Аккумуляция тяжелых металлов в почве и растениях в условиях городской среды (на примере г. Чита) : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08 / Войтюк Екатерина Александровна. – Улан-Удэ, 2011. – 22 с.
20. Волков С. Н. Геохимическая эволюция кадмия в естественном и техногенном циклах миграции / С. Н. Волков // Труды биогеохимической лаборатории / Институт геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского РАН. – М., 2003. – Т. 24 : Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. – С. 113–142.
21. Воробьева А. Н. Таксономия и распространение *Stemmacantha uniflora* (L.) Dittrich (Asteraceae) в Восточной Азии / А. Н. Воробьева, П. Г. Горовой // Turczaninowia. – 2005. – Т. 8, вып. 3. – С. 16–21.
22. Воронкова И. П. Содержание токсичных микроэлементов в сопряженных средах / И. П. Воронкова, Л. А. Чеснокова // Гигиена и санитария. – 2009. – № 4. – С. 17–19.
23. Гаврилова И. П. Практикум по геохимии ландшафта / И. П. Гаврилова, Н. С. Касимов. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1989. – 73 с.
24. Галанин А. В. Флора Даурии : в 5 т. / А. В. Галанин, А. В. Беликович. – Находка, 2012–2015; 2015. – Т. V : Caryophyllaceae, Apiaceae, Fabaceae, Gentianaceae, Campanulaceae, Crassulaceae). – 285 с.
25. Герасимов И. П. Гидротермические факторы почвообразования / И. П. Герасимов // Материалы к III съезду Географического общества СССР. Доклады по проблеме: Водно-тепловой режим земной поверхности. – Л., 1959. – С. 17–21.
26. Герасимова М. И. Антропогенные почвы (генезис, география, рекультивация) / М. И. Герасимова, М. Н. Строганова, Н. В. Можарова, Т. В. Прокофьева. – М. : Ойкумена, 2003. – 266 с.

27. ГН 2.1.7.2511–09. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. – Введ. с 2009–07–01 [Электронный ресурс] // Гарант.ру : информационно-правовой портал. – Электрон. дан. – М., 1990–2015. – URL: <https://base.garant.ru/12167919/53f89421bbdaf741eb2d1ecc4ddb4c33> (дата обращения: 05.07.2015).

28. Гордеева О. Н. Макроэлементы в почвах и растениях техногенных и фоновых ландшафтов южного Приангарья / О. Н. Гордеева // Проблемы устойчивого функционирования водных и наземных экосистем : материалы международной научной конференции. Ростов-на-Дону, 09–12 октября 2006 г. – Ростов-на-Дону, 2006. – С. 88–90.

29. ГОСТ 17.4.3.01–83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб. – Введ. 1983–12–21 [Электронный ресурс] // Allgosts.ru : база ГОСТов / 13. Охрана окружающей среды, защита человека от воздействия окружающей среды. Безопасность : 13.080. Качество грунта. Почвоведение. – Электрон. дан. – [Б. м.], 2015. – 4 с. – URL: https://allgosts.ru/13/080/gost_17.4.3.01-83 (дата обращения: 20.06.2015).

30. ГОСТ 17.4.4.02–84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. – Введ. 1986–01–01 [Электронный ресурс] // Allgosts.ru : база ГОСТов / 13. Охрана окружающей среды, защита человека от воздействия окружающей среды. Безопасность : 13.080. Качество грунта. Почвоведение. – Электрон. дан. – [Б. м.], – 2015. – 12 с. – URL: https://allgosts.ru/13/080/gost_17.4.4.02-84.pdf (дата обращения: 05.07.2015).

31. ГОСТ 28168–89. Почвы. Отбор проб. – Введ. 1990-04-01 [Электронный ресурс] // Allgosts.ru : база ГОСТов / 13. Охрана окружающей среды, защита человека от воздействия окружающей среды. Безопасность : 13.080. Качество грунта. Почвоведение. – Электрон. дан. – [Б. м.], 2015. – 7 с. – URL: https://allgosts.ru/13/080/gost_28168-89.pdf (дата обращения: 05.06.2015).

32. ГОСТ 53123–2008 (ISO 10381-5:2005). Качество почвы. Отбор проб. – Введ. 2008-12-18 [Электронный ресурс] // Allgosts.ru : база ГОСТов / 13. Охрана

окружающей среды, защита человека от воздействия окружающей среды. Безопасность : 13.080. Качество грунта. Почвоведение. – Электрон. дан. – [Б. м.], 2015. – Ч. 5. Руководство по изучению городских и промышленных участков на предмет загрязнения почвы. – 31 с. – URL: https://allgosts.ru/13/080/gost_r_53123-2008.pdf (дата обращения: 05.06.2015).

33. ГОСТ Р 53381–2009. Почвы и грунты. Грунты питательные. Технические условия. – Введ. 2009–08–20 [Электронный ресурс] // Техэксперт : электронный фонд правовой и нормативно-технической документации. – Электрон. дан. – [Б. м.], 2015. – URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200074237> (дата обращения: 05.06.2015).

34. Грибовский Г. П. Биогеохимические провинции Урала и проблемы техногенеза / Г. П. Грибовский, Ю. Г. Грибовский, Н. А. Плохих // Труды биогеохимической лаборатории / Институт геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского РАН. – М., 2003. – Т. 24 : Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. – С. 174–188.

35. Гринвуд Н. Н. Химия элементов : в 2 т. : пер. с англ. В. А. Михайлова [и др.] / Н. Н. Гринвуд. – М. : БИНОМ. Лаборатория знаний, 2008. – Т. 2. – 670 с. – (Лучший зарубежный учебник).

36. Добровольский В. В. Роль органического вещества почв в миграции тяжелых металлов / В. В. Добровольский // Природа. – 2004. – № 7. – С. 34–39.

37. Другов Ю. С. Анализ загрязнений почвы и опасных отходов: практическое руководство / Ю. С. Другов, А. А. Родин. – М. : БИНОМ. Лаборатория знаний, 2013. – 469 с.

38. Евдокимова М. В. Макрокинетические основы экологического нормирования качества почв, загрязненных тяжелыми металлами : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.02.13 / Евдокимова Мария Витальевна. – М., 2011. – 24 с.

39. Ермаков В. В. Концепция биогеохимических провинций А.П. Виноградова и ее развитие / В. В. Ермаков // Геохимия. – 2017. – № 10. – С. 875–890.

40. Жирова О. С. *Rhaponticum* Hill – (*Leuzea* DC.) – Большеголовник / О. С. Жирова // Флора Сибири : в 14 т. – Новосибирск, 1987–2003; 1997. – Т. 13 : Asteraceae (Compositae). – С. 229–231.

41. Зуев В. В. Семейство Thymelaeaceae – Волчниковые / В. В. Зуев // Флора Сибири: в 14 т. – Новосибирск, 1987–2003; 1996. – Т. 1 : Lycopodiaceae–Hydrocharitaceae. – Новосибирск, 1996. – С. 102–103.
42. Иванов Г. М. Микроэлементы-биофилы в ландшафтах Забайкалья / Г. М. Иванов. – Улан-Удэ : БНЦ СО РАН, 2007. – 239 с.
43. Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам / В. Б. Ильин // Агрохимия. – 1995. – № 10. – С. 109–113.
44. Ильин В. Б. Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва-растение / В. Б. Ильин. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2012. – 220 с.
45. Ильин В. Б. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области / В. Б. Ильин, А. И. Сысо. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2001. – 229 с.
46. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас. – М. : Мир, 1989. – 439 с.
47. Кабата-Пендиас А. Проблемы современной биогеохимии микроэлементов / А. Кабата-Пендиас // Российский химический журнал. – 2005. – № 3. – С. 15–19.
48. Казнина Н. М. Физиолого-биохимические и молекулярно-генетические механизмы устойчивости растений семейства *Roaceae* к тяжелым металлам : дис. ... д-ра биол. наук : 03.01.05 / Казнина Наталья Мстиславовна. – Петрозаводск, 2016. – 385 с.
49. Калимова И. Б. Токсическое действие тяжелых металлов и устойчивость к ним проростков злаков : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Калимова Ирина Борисовна. – СПб., 2009. – 25 с.
50. Касимов Н. С. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии / Н. С. Касимов // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2015. – № 2. – С. 7–16.
51. Касимов Н. С. Экогеохимия ландшафтов / Н. С. Касимов. – М. : ИП Филимонов М. В., 2013. – 208 с.
52. Касимов Н. С. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы / Н. С. Касимов, Д. В. Власов, Н. Е. Кошелева, Е. М. Никифорова. – М. : АПР, 2016. – 276 с.

53. Кашин В. К. Особенности накопления микроэлементов степной растительностью Западного Забайкалья / В. К. Кашин // *Агрохимия*. – 2014. – № 6. – С. 69–76.
54. Кашин В. К. Удержание микроэлементов в луговых фитоценозах бассейна реки Селеги / В. К. Кашин // *Агрохимия*. – 2016. – № 9. – С. 47–55.
55. Климат Читы / под ред. Ц. А. Швер, И. А. Зильберштейна. – Л. : Гидрометеиздат, 1982. – 248 с.
56. Ковальский В. В. Геохимическая экология / В. В. Ковальский. – М. : Наука, 1974. – 299 с.
57. Копылова Л. В. Накопление тяжелых металлов в древесных растениях на урбанизированных территориях Восточного Забайкалья : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08 / Копылова Любовь Викторовна. – Улан-Удэ, 2012. – 24 с.
58. Копылова Л. В. Содержание тяжелых металлов в почвах и растениях урбанизированных территорий (Восточное Забайкалье) / Л. В. Копылова, Е. А. Войтюк, О. А. Лескова, Е. П. Якимова. – Чита : ЗабГУ, 2013. – 154 с.
59. Кошелева Н. Е. Геохимия ландшафтов Улан-Батора / Н. Е. Кошелева, Н. С. Касимов, О. И. Сорокина [и др.] // *Известия РАН. Серия Географическая*. – 2013. – № 5. – С. 111–126.
60. Красноборов И. М. *Artemisia* L. – Полынь / И. М. Красноборов // *Флора Сибири* : в 14 т. – Новосибирск, 1987–2003; 1997. – Т. 13 : Asteraceae (Compositae). – Новосибирск, 1997. – С. 104–105.
61. Красноперова Л. В. Накопление тяжелых металлов древесными растениями г. Читы / Л. В. Красноперова, Е. А. Ефименко // *Проблемы озеленения городов Сибири и сопредельных территорий* : материалы международной научно-практической конференции. Чита, 12 мая 2009 г. – Чита, 2009. – С. 64–67.
62. Курбатский В. И. *Potentilla* L. – Лапчатка / В. И. Курбатский // *Флора Сибири* : в 14 т. – Новосибирск, 1987–2003; 1988. – Т. 8 : Rosaceae. – Новосибирск, 1988. – С. 66–67.
63. Лукашев О. В. Ретроспективная оценка загрязнения почв и растительности г. Кобрин металлами / О. В. Лукашев, Н. В. Жуковская // *Природные ресурсы*. – 2009. – № 1. – С. 15–21.

64. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами / под ред. Н. Г. Зырина, С. Г. Малахова. – М. : Гидрометеиздат, 1981. – 109 с.

65. МУ 2.1.7.730–99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. – Введ. 1999-04-05. – М. : Минздрав России, 1999. – 34 с.

66. МУ 31–03/05. Количественный химический анализ проб почв, тепличных грунтов, илов, донных отложений, сапропелей, твердых отходов. Методика выполнения измерений массовых концентраций цинка, кадмия, свинца, меди, марганца, мышьяка, ртути методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторах типа ТА. – Томск : НПП «Томьаналит», 2005. – 47 с.

67. МУ 31–04/04. Количественный химический анализ пищевых продуктов, продовольственного сырья, кормов и продуктов их переработки. Методика выполнения измерений массовых концентраций цинка, кадмия, свинца и меди методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторах типа ТА. ФР.1.31.2004.00986. – Томск: ТПТУ, 2004. – 21 с.

68. Мотузова Г. В. Экологический мониторинг почв / Г. В. Мотузова, О. С. Безуглова. – М. : Гаудемус, 2007. – 237 с.

69. Насатуева Ц. Н. Тяжелые металлы в засоленных почвах Иволгинской котловины / Ц. Н. Насатуева, В. Л. Убугунов, В. И. Убугунова, Т. А. Аюшина // Земледелие, почвоведение и агрохимия. – 2012. – № 2 (27). – С. 37–45.

70. Ногина Н. А. Почвы Забайкалья / Н. А. Ногина. – М. : Наука, 1964. – 314 с.

71. Орлов Д. С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении : учебное пособие / Д. С. Орлов, Л. К. Садовникова, И. Н. Лозановская. – М. : Высшая школа, 2002. – 334 с.

72. Пашкевич М. А. Геоэкологические особенности техногенного загрязнения природных экосистем зоны воздействия хвостохранилищ Михайловского ГОКа / М. А. Пашкевич, И. К. Понурова // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2006. – Вып. 5. – С. 349–356.

73. Перельман А. И. Геохимия ландшафта / А. И. Перельман, Н. С. Касимов. – М. : Астрей–2000, 1999. – 768 с.

74. Петрунина Н. С. Проблемы геохимической экологии растений в условиях техногенеза биосферы / Н. С. Петрунина // Труды биогеохимической лаборатории / Институт геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского РАН. – М., 2003. – Т. 24 : Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. – С. 195–206.

75. Позняк С. С. Содержание некоторых тяжелых металлов в растительности полевых и луговых агрофитоценозов в условиях техногенного загрязнения почвенного покрова / С. С. Позняк // Вестник Томского государственного университета. Биология. – 2011. – № 1 (13). – С. 123–137.

76. Положий А. В. *Oxytropis* DC. – Остролодочник / А. В. Положий // Флора Сибири Флора Сибири : в 14 т. – Новосибирск, 1987–2003; 1994. – Т. 9 : Fabaceae (Leguminosae). – С. 130–131.

77. Понсю М. Анализ почвы. Справочник. Минералогические, органические и неорганические методы анализа / М. Понсю, Ж. Готеру. – СПб. : ЦОП «Профессия», 2014. – 600 с.

78. Попова Л. Ф. Нормирование качества городских почв и организация почвенно-химического мониторинга : учебное пособие / Л. Ф. Попова, Е. С. Неквасина. – Архангельск: ФГАОУ ВПО «Северный (Арктический) федер. ун-т им М.В. Ломоносова», 2014. – 107 с.

79. Почва, город, экология / под ред. Г. В. Добровольского. – М. : Фонд «За экономическую грамотность», 1997. – 320 с.

80. Прикладная экобиотехнология : учебник для высшей школы : в 2 т. / А. Е. Кузнецов и др. – М. : БИНОМ. Лаборатория знаний, 2012. – Т. 1. – 629 с.

81. Пузаченко Ю. Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях : учебное пособие для студентов высших учебных заведений / Ю. Г. Пузаченко. – М. : Академия, 2004. – 416 с.

82. Радыш И. В. Введение в медицинскую элементологию : учебное пособие / И. В. Радыш, А. В. Скальный. – М. : РУДН, 2015. – 200 с.

83. Регионы и города России: интегральная оценка экологического состояния / под ред. Н. С. Касимова. – М. : ИП Филимонов М. В., 2014. – 560 с.

84. Реутова Н. В. Определение мутагенного потенциала неорганических соединений ряда тяжелых металлов / Н. В. Реутова, Т. В. Реутова, Т. И. Воробьева // Гигиена и санитария. – 2011. – № 5. – С. 55–57.

85. Савосько В. Н. Тяжелые металлы в почвах Кривбасса : монография / В. Н. Савосько. – Кривой Рог: Діонат, 2016. – 288 с.

86. Садовникова Л. К. Экология и охрана окружающей среды при химическом загрязнении / Л. К. Садовникова, Д. С. Орлов, И. Н. Лозановская. – М. : Высшая школа, 2006. – 334 с.

87. Сает Ю. Е. Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях / Ю. Е. Сает, Р. С. Смирнова // Вопросы географии. – 1983. – № 120. – С. 45–55.

88. Сает Ю. Е. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Сает, Б. А. Ревич, Е. П. Янин и др. – М. : Недра, 1990. – 335 с.

89. Самойленко Г. Ю. Изучение содержания тяжелых металлов в почвах и дикорастущих растениях инверсионно-вольтамперометрическим методом / Г. Ю. Самойленко, Е. А. Бондаревич, Н. Н. Коцюржинская // Ученые записки Забайкальского государственного университета. – 2017. – Т. 12, № 1. – С. 31–39.

90. Самойленко Г. Ю. Мониторинг загрязненности тяжелыми металлами почвенного покрова и растений (на примере *Potentilla tanacetifolia* Willd. ex Schlecht.) природных экосистем в условиях урбанизированной территории г. Читы / Г. Ю. Самойленко, Е. А. Бондаревич, Н. Н. Коцюржинская, И. А. Борискин // Самарский научный вестник. – 2018. – Т. 7, № 1 (22). – С. 110–115.

91. Санданов Д. В. *Fornicium uniflorum* (Asteracea) в Забайкалье: распространение, экология, структура сообществ и популяций / Д. В. Санданов, Н. А. Дулепова, Л. Л. Гармаева // Растительный мир Азиатской России. – 2016. – № 2(22). – С. 25–31.

92. Сенечкина М. Г. Микроэлементы в почвах Сибири / М. Г. Сенечкина, Н. Е. Абашеева. – Новосибирск, 1986. – 137 с.

93. Серегин И. В. Роль тканей корня и побега в транспорте и накоплении кадмия, свинца, никеля и стронция / И. В. Серегин, А. Д. Кожевникова // Физиология растений. – 2008. – Т. 55. – С. 3–26.

94. Сибгатуллина М. Ш. Оценка биогеохимического состояния травянистых растений и почв Волжско-Камского заповедника / М. Ш. Сибгатуллина, А. Б. Александрова, Д. В. Иванов, В. С. Валиев // Ученые записки Казанского университета. Серия: Естественные науки. – 2014. – Т. 156, кн. 2. – С. 87–102.

95. Снакин В. В. Экология и охрана природы : словарь–справочник / В. В. Снакина ; под ред. акад. А. Л. Яншина. – М. : Академия, 2000. – 384 с.

96. Солодухина М. А. Мышьяк в компонентах ландшафтов Шерловогорского рудного района: автореф. дис. ... канд. геогр. наук : 25.00.23 / Солодухина Мария Анатольевна. – Томск, 2012. – 20 с.

97. Солодухина М. А. Мышьяк в системе «почва–растение» в природных и антропогенных ландшафтах Забайкальского края (на примере горца узколистного (*Aconogonon angustifolium* Pall.)) / М. А. Солодухина, Н. В. Помазкова // Вестник КрасГАУ. – 2011. – № 10. – С. 96–101.

98. Сорокина О. И. Тяжелые металлы в воздухе и снежном покрове Улан-Батора / О. И. Сорокина, Н. Е. Кошелева, Н. С. Касимов и [др.] // География и природные ресурсы. – 2013. – № 3. – С. 159–170.

99. Сосорова С. Б. Содержание микроэлементов и железа в почвах и растениях бассейна озера Котокельское (Западное Забайкалье) / С. Б. Сосорова, А. Б. Гынинова, М. Г. Меркушева, Л. Л. Убугунов, Л. Н. Болонева // Почвоведение. – 2012. – № 4. – С. 429–438.

100. Стратегия территориального планирования и градостроительного развития Забайкальского края с учетом условий особого периода 2009–2012 гг. – Чита–Москва : ОАО Гипрогор, 2009. – 60 с.

101. Телятьев В. В. Целебные клады / В. В. Телятьев. – Иркутск : Восточно-Сибирское книжное издательство, 1991. – 400 с.

102. Титов А. Ф. Тяжелые металлы и растения / А. Ф. Титов, Н. М. Казнина, В. В. Таланова. – Петрозаводск : Карельский научный центр РАН, 2014. – 194 с.

103. Титова В. И. Экотоксикология тяжелых металлов : учебное пособие / В. И. Титова, М. В. Дабахов, Е. А. Дабахова. – Нижний Новгород : НГСХА, 2001. – 135 с.

104. Трибис Л. И. Фитоэкстракция тяжелых металлов из техногенного грунта и состояние почвенных микроорганизмов / Л. И. Трибис, О. В. Селицкая, Б. А. Борисов // Известия ТСХА. – 2015. – № 2. – С. 50–57.

105. Трифонова Т. А. Экологическая геохимия : словарь-справочник / Т. А. Трифонова, Л. А. Ширкин. – Владимир: Ред.-издат. комплекс ВлГУ, 2005. – 140 с.

106. Убугунов Л. Л. Техногенное загрязнение почв Бурятии тяжелыми металлами: источники, современное состояние проблемы, ремедиация / Л. Л. Убугунов, В. Л. Убугунов // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. – 2013. – № 8. – С. 19–21.

107. Устойчивость растений к химическому загрязнению : учебное пособие / сост. Р. В. Кайгородов. – Пермь : Пермский гос. ун-т, 2010. – 151 с.

108. Федорец Н. Г. Методика исследования почв урбанизированных территорий / Н. Г. Федорец, М. В. Медведева. – Петрозаводск : Карельский научный центр РАН, 2009. – 84 с.

109. Хелдт Г.-В. Биохимия растений : пер. с англ. / Хелдт Г.-В. – М. : БИНОМ. Лаборатория знаний, 2014. – 471 с.

110. Хомяков Д. М. К вопросу об оценке уровня загрязнения и состояния городских почв / Д. М. Хомяков // Современные проблемы загрязнения почв : материалы III Международной научной конференции. Москва, 24–28 мая 2010 г. – М., 2010. – С. 53–57.

111. Хрусталева М. А. Биогеохимические особенности ландшафтов западной части Московского региона / М. А. Хрусталева / Труды биогеохимической лаборатории / Институт геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского РАН. – М., 2003. – Т. 24 : Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. – С. 228–238.

112. Чимитдоржиева Г. Д. Тяжелые металлы (медь, свинец, никель, кадмий) в органической части серых лесных почв Бурятии / Г. Д. Чимитдоржиева, А. З. Нимбуева, Е. А. Бодеева // Почвоведение. – 2012. – № 2. – С. 166–172.

113. Чудновская Г. В. Анализ жизненных форм лекарственных растений Восточного Забайкалья для оценки их ресурсного потенциала / Г. В. Чудновская // Вестник КрасГАУ. – 2013. – Вып. 10. – С.101–105.

114. Чудновская Г. В. Роль эколого-биологической характеристики лекарственных растений Восточного Забайкалья в оценке урожайности их сырья / Г. В. Чудновская // Научные ведомости БелГУ. Серия: Естественные науки. – 2013. – Вып. 25. – С. 57–64.

115. Чудновская Г. В. Лекарственные растения. Технологические аспекты сохранения биоразнообразия / Л. В. Сопин, Г. В. Чудновская, Л. Б. Новак. – Иркутск : Изд-во Отгиск, 2001. – 129 с.

116. Чулджиян Х. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Х. Чулджиян / Экологическая конференция. – Братислава, 1988. – Вып. 1. – С. 5–24.

117. Чупарина Е. В. Определение металлов Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sr, Ba и Pb в лекарственных растениях методом рентгенофлуоресцентного анализа / Е. В. Чупарина, Т. С. Айсуева, О. И. Жапов, Т. П. Анцупова // Аналитика и контроль. – 2008. – Т. 12, № 1. – С. 2–10.

118. Шполянская Н. А. Вечная мерзлота Забайкалья / Н. А. Шполянская. – М. : Наука, 1978. – 132 с.

119. Шретер А. И. Лекарственная флора советского Дальнего Востока / А. И. Шретер. – М. : Медицина, 1975. – 328 с.

120. Шумилова Л. В. Ботаническая география Сибири : учебное пособие / Л. В. Шумилова. – Томск : Изд-во Томского ун-та, 1962. – 440 с.

121. Курбатова А. С. Экологические функции городских почв / А. С. Курбатова, В. Н. Башкин, А. В. Смагин [и др.]. – Смоленск : Маджента, 2004. – 232 с.

122. Энциклопедия Забайкалья: Читинская область : в 4 т. / В. И. Аленочкин [и др.], гл. ред. Р. Ф. Гениатулин. – Новосибирск : Наука, 2000–2006; 2002. – Т. 1 : Общий очерк. – 302 с.

123. Янин Е. П. Промышленная пыль в городской среде (геохимические особенности и экологическая оценка) / Е. П. Янин. – М. : ИМГРЭ, 2003. – 82 с.

124. Янин Е. П. Экологическая геохимия и проблемы биогенной миграции химических элементов 3-го рода / Е. П. Янин / Труды биогеохимической лаборатории / Институт геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского РАН. – М., 2003. – Т. 24 : Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. – С. 37–75.

125. Ярошевский А. А. Распространенность химических элементов в земной коре / А. А. Ярошевский // Геохимия. – 2006. – № 1. – С. 54–56.

126. Baker A. J. M. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals / A. J. M. Baker // Journal of Plant Nutrition. – 1981. – Vol. 3, № 1–4. – P. 643–654.

127. Blindauer C. A. Cytosolic metal handling in plants: determinants for zinc specificity in metal transporters and metallothioneins / C. A. Blindauer, R. Schmid // Metallomics. – 2010. – Vol. 2. – P. 510–529.

128. Bockheim J. G. Nature and properties of highly-disturbed urban soils, Philadelphia, Pennsylvania / J. G. Bockheim // Paper presented before Division S–5, Soil Genesis, Morphology and Classification, Annual Meeting of the Soil Science Society of America. – Chicago : IL, 1974. – 35 p.

129. Cakmak I. Biofortification of Durum Wheat with Zinc and Iron / I. Cakmak, W. H. Pfeiffer, B. McClafferty // Cereal Chemistry. – 2010. – Vol. 87, № 1. – P. 10–20.

130. Costa G. Cadmium uptake by *Lupinus albus* (L.): cadmium excretion, a possible mechanism of cadmium tolerance / G. Costa, J. L. Morel // Journal of Plant Nutrition. – 1993. – Vol. 16. – P. 1921–1929.

131. Crommentuijn T. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM Report 601501001 / T. Crommentuijn, M. D. Polder, E. J. Van de Plassche. – Bilthoven, 1997. – 260 p.

132. DalCorso G. How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression. / G. DalCorso, S. Farinati, S. Maistri, A. Furini // Journal of Integrative Plant Biology. – 2008. – Vol. 50, № 10. – P. 1268–1280.

133. Eide D. J. Zinc transporters and cellular trafficking of Zn / D. J. Eide // *Biochimica et biophysica acta. Molecular cell research.* – 2006. – Vol. 1763. – P. 711–722.
134. Habashi F. Gmelin and his Handbuch / F. Habashi // *Bulletin for the History of Chemistry.* – 2009. – Vol. 34, № 1. – P. 30–31.
135. Hall J. L. Transition metal transporters in plants / J. L. Hall, L. E. Williams // *Journal of Experimental Botany.* – 2003. – Vol. 54. – P. 2601–2613.
136. Hammer Ø. Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis / Ø. Hammer, D. A. T. Harpe, P. D. Ryan // *Palaeontologia Electronica.* – 2001. – Vol. 4, № 1. – P. 9–14.
137. Hassan Z. Opportunities and feasibilities for biotechnological improvement of Zn, Cd or Ni tolerance and accumulation in plants / Z. Hassan, M. G. M. Aarts // *Environmental and Experimental Biology.* – 2011. – Vol. 72. – P. 53–63.
138. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants / A. Kabata-Pendias. – 4th ed. – Paris : CRC Press, Taylor & Francis Group, 2011. – 505 p.
139. Khan M. A. Moving toward a precise nutrition: preferential loading of seeds with essential nutrients over nonessential toxic elements / M. A. Khan, N. Castro-Guerrero, D. G. Mendoza-Cozatl // *Plant Science.* – 2014. – Vol. 5. – P. 234–254.
140. Kojima K. Alkaloids from *Oxytropis myriophylla* (Pall) DC. / K. Kojima, S. Purevsuren, S. Narantuya [et al.] // *Scientia Pharmaceutica.* – 2001. – № 69. – P. 383–388.
141. Krämer U. Transition metal transport / U. Krämer, I. N. Talke, M. Hanikenne // *FEBS Letters.* – 2007. – Vol. 581. – P. 2263–2272.
142. Kudo H. Cadmium sorption to plasma membrane isolated from barley roots is impeded by copper association onto membranes / H. Kudo, K. Kudo, H. Ambo [et al.] // *Plant Science.* – 2011. – Vol. 180. – P. 300–305.
143. Lux A. Root responses to cadmium in the rhizosphere / A. Lux, M. Martinka, M. Vaculík, P. J. White // *Journal of Experimental Botany.* – 2011. – Vol. 62, № 1. – P. 21–37.

144. Ueno D. Gene limiting cadmium accumulation in rice / D. Ueno, N. Yamaji, I. Kono [et al.] // Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. – 2010. – Vol. 107. – P. 16500–16505.

145. Uruguchi S. Cadmium transport and tolerance in rice: perspectives for reducing grain cadmium accumulation / S. Uruguchi, T. Fujiwara // Rice. – 2012. – Vol. 5. – P. 1–8.

146. Verbruggen N. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants / N. Verbruggen, C. Hermans, H. Schat // Current Opinion in Plant Biology. – 2009. – Vol. 12. – P. 364–372.

147. Waters B. M. Moving micronutrients from the soil to the seeds: genes and physiological processes from a biofortification perspective / B. M. Waters, R. P. Sankaran // Plant Science. – 2011. – Vol. 180. – P. 562–574.

148. White P. J. Studying calcium channels from the plasma membrane of plant root cells in planar lipid bilayers / P. J. White // Advances in planar lipid bilayers and liposomes. – 2005. – Vol. 1. – P. 101–120.