

*В. В. Куриленко, Н. Г. Осмоловская, Д. А. Максимова, Л. Н. Кучаева*

## ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА КРОНШТАДА И ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ЕГО ТЕРРИТОРИИ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Санкт-Петербургский государственный университет, Российская Федерация, 199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., 7/9

Исследовано современное эколого-геологическое состояние г. Кронштадт и примыкающих к нему территорий. Показано, что в связи с усилением негативного воздействия загрязняющих химических веществ возрастает экологическая опасность для проживания людей. Установлено, что основные негативные явления во многом обусловлены структурно-функциональной трансформацией биогеохимических процессов в пределах среды обитания и их влиянием на абиотическую (горные породы, почво-грунты, донные отложения, природные воды) и биотическую (растения, животные, человек) составляющие.

Отмечается, что Кронштадт с примыкающими к нему территориями как современная городская и промышленная агломерация определяет проблему интенсивного техногенного геохимического и биогеохимического воздействия на все компоненты окружающей среды, что выражается в загрязнении воздушного бассейна, почв, грунтов, водных источников и растительного покрова химическими веществами, представляющими серьезную опасность для здоровья человека и жизнедеятельности биоты. Показано, что среди загрязнителей городской среды преобладают такие тяжелые металлы, как Pb, Zn, Cu, Cr, а также другие загрязнители, концентрации которых в ряде случаев многократно превышают их предельно допустимые концентрации (ПДК). Установлена функциональная роль растительности загрязненных урбанизированных территорий в активном извлечении и транспорте отдельных тяжелых металлов в системе почва—растение. В естественнонаучном, социальном и медицинском планах данная проблема становится все более актуальной и требует оценки состояния природных экосистем, а также негативного влияния аномалий среды обитания на здоровье людей. Статья также ориентирована на разработку научно-методических рекомендаций по ремедиации урбанизированных территорий с помощью применения биологических методов и, в частности, фиторемедиации. Библиогр. 20 назв. Ил. 7. Табл. 3.

*Ключевые слова:* биогеохимические процессы, тяжелые металлы, геоэкологическая опасность загрязнения, миграция химических элементов, урбанизированная территория, биоиндикация, фиторемедиация.

## GEO-ECOLOGICAL CHARACTERISTICS OF KRONSTADT AND ASSESSMENT OF ITS TERRITORY POLLUTION BY HEAVY METALS

*V. V. Kurilenko, N. G. Osmolovskaya, D. A. Maksimova, L. N. Kuchaeva*

St. Petersburg State University, 7/9, Universitetskaya nab., St. Petersburg, 199034, Russian Federation

The current ecolo-geological state in Kronstadt and the adjacent territories is studied. It is shown that due to increasing negative impact of polluting chemical substances the environmental hazard for humans is increased. It is established that the main negative phenomenon is largely due to the structural and functional transformation of biogeochemical processes within the environment and their impact on abiotic (rocks, soils, sediments, water) and biotic (plants, animals, humans) components.

Kronstadt with adjacent territories, as a modern urban and industrial agglomeration, defines the problem of intensive technogenic geochemical and biogeochemical impacts on all components of the environment, resulting in pollution of the air basin, soils, water and vegetation of chemicals, posing a serious danger to human health and livelihoods of the biota. It is shown that among the pollutants in the urban environment such heavy metals like Pb, Zn, Cu, Cr are dominating as well as other pollutants, their concentrations in some cases exceed the maximal permissible levels. The article establishes the functional role of vegetation in the polluted urban territories and its activity in extraction and transport of individual heavy metals in soil-plant system. In physical, social, and health aspects this problem is becoming increasingly important and requires an assessment of the state of natural ecosystems, as well as the assessment of negative impact of disturbances in the environment on people's

health. The article also focuses on the development of scientifically-methodical recommendations for remediation of urbanized territories through the use of biological methods, phytoremediation in particular. Refs 20. Figs 7. Tables 3.

*Keywords:* biogeochemical processes, heavy metals, geoeological risk of pollution, migration of chemical elements, urbanized territory, bioindication, phytoremediation.

**Введение.** На современном этапе взаимодействия природы и общества одним из приоритетных направлений в области как естественных, так и общественных наук становится решение экологических проблем. Особое внимание уделяется этому направлению в системе наук о Земле, рассматривающей все типы взаимодействий природы и человеческого сообщества. Несомненную актуальность в связи с этим приобретает проблема комплексной оценки состояния и устойчивого развития сопряженных компонентов природной среды, а также путей реабилитации природных экосистем в условиях возрастающих антропогенных нагрузок.

Современное состояние среды обитания в Кронштадте и на примыкающих к нему территориях можно определить как некомфортное для проживания людей в связи с все возрастающим негативным воздействием загрязняющих химических веществ. При этом основные негативные явления во многом обусловлены структурно-функциональной трансформацией биогеохимических процессов в пределах современной среды обитания и их влиянием на абиотическую (горные породы, почвогрунты, донные отложения, природные воды) и биотическую (растения, животные, человек) составляющие.

Социально-экологические проблемы промышленных и городских агломераций являются следствием длительного действия комплекса разнообразных факторов. При этом техногенный фактор определяет накопление загрязняющих веществ в компонентах природной среды, что способствует концентрации токсических веществ в организме человека и возникновению тяжелых заболеваний.

Природные экосистемы, расположенные в пределах урбанизированных территорий, примыкающих к Кронштадту, постоянно подвергаются возрастающему техногенному прессингу, уровни воздействия которого на компоненты экосистем часто достигают предельных значений, ведущих к потере их устойчивости. Серьезной экологической проблемой является усиливающееся загрязнение всех природных компонентов городской среды — воздушного бассейна, почвенного покрова и водных источников — химическими веществами, представляющими серьезную опасность для здоровья человека и жизнедеятельности биоты. Среди загрязнителей городской среды, как правило, преобладают тяжелые металлы и другие поллютанты, концентрации которых в ряде случаев многократно превышают регламентированные уровни предельно допустимых концентраций (ПДК) [1].

Кроме того, Кронштадт с примыкающими к нему территориями, представляя собой современную городскую и промышленную агломерацию, определяет проблему интенсивного техногенного геохимического и биогеохимического воздействия на компоненты окружающей среды. В естественнонаучном, социальном и медицинском планах данная проблема становится все более актуальной и требует оценки состояния природных экосистем, а также негативного влияния аномалий среды обитания на здоровье людей. В связи этим оценка геоэкологического состояния и уровней загрязнения наземных и водных экосистем необходима. Данная статья также ори-

ентирована на разработку научно-методических рекомендаций по снижению социально-экологической напряженности в Кронштадте и на прилегающих к нему территориях.

**История возникновения экологических проблем в Кронштадте и на прилегающих к нему территориях.** Город Кронштадт представляет собой исторический, архитектурный и культурный памятник мирового значения. Он был основан Петром I триста лет назад в Финском заливе Балтийского моря на острове Котлин. На протяжении всей своей истории Кронштадт является военно-морской базой Российского военного флота, занимающей более трети площади о. Котлин, что, в свою очередь, определяет специфику экологического состояния компонентов его природной среды. По имеющимся оценкам, Кронштадт, как и вся территория о. Котлин, представляет собой потенциальный источник возникновения чрезвычайных экологических ситуаций, прежде всего в связи с интенсивным техногенным загрязнением компонентов природной среды. Более 300 лет все промышленные и хозяйственно-бытовые отходы не вывозились и складировались на различных территориях в пределах о. Котлин. В Кронштадте также сохраняется большое количество котельных, работающих на угле и мазуте, которые наряду с котельными, использующими более экологически чистое топливо (городские котельные, Морского завода, Арсенала и Водоканала), являются серьезным источником загрязнения воздуха и причиной разнообразных заболеваний у городского населения, в частности органов дыхания.

Интенсивность транспортного потока долгое время была в Кронштадте невелика, поэтому вклад автотранспорта в загрязнение атмосферного воздуха продуктами сгорания топлива был незначителен, однако после ввода в эксплуатацию кольцевой автодороги загазованность воздуха постепенно стала возрастать [2].

В настоящее время Кронштадт является крупнейшим морским торговым портом России с таможенной и промышленной инфраструктурами, а также городом-форпостом Санкт-Петербурга. Одновременно город продолжает выполнять функции обеспечения базирования и учебной базы ВМФ РФ. Экологическая напряженность в районе о. Котлин сохраняется и в наше время.

**Геологические сведения из истории развития региона.** Остров Котлин, как и Санкт-Петербург, располагается в пределах Невской губы, в зоне сочленения двух крупных тектонических структур — Балтийского кристаллического щита и северо-западной части Русской плиты. При этом кровля архейско-раннепротерозойского фундамента полого погружается в юго-восточном направлении и перекрывается комплексами осадочных образований плитного чехла [3, 4]. Породы кристаллического фундамента представлены преимущественно биотитовыми гнейсами и гранито-гнейсами, амфиболитами и кварцитами. В пределах данной тектонической зоны фиксируется движение блоков фундамента относительно друг друга с разной скоростью и интенсивностью в различные периоды геологического времени, в том числе и в современное (четвертичное) время. Разломы фундамента пролонгируются в породах осадочной дочетвертичной толщи (глины и песчаники), приводя к их дезинтеграции.

Осадочный чехол практически повсеместно состоит из отложений валдайской серии венда, нижняя часть разреза которого сложена в основном песчаниками и алевролитами, а верхняя толща — гидрослюдистыми глинами с алевроитовыми

прослоями. Дочетвертичные образования практически повсеместно перекрыты толщей рыхлых четвертичных отложений мощностью 20–40 м, являющихся субстратом для почв и донных отложений [5]. В районе Котлинской отмели мощность четвертичных отложений не превышает 25 м, причем здесь они испытывают наиболее интенсивный комплекс техногенного воздействия (рис. 1).

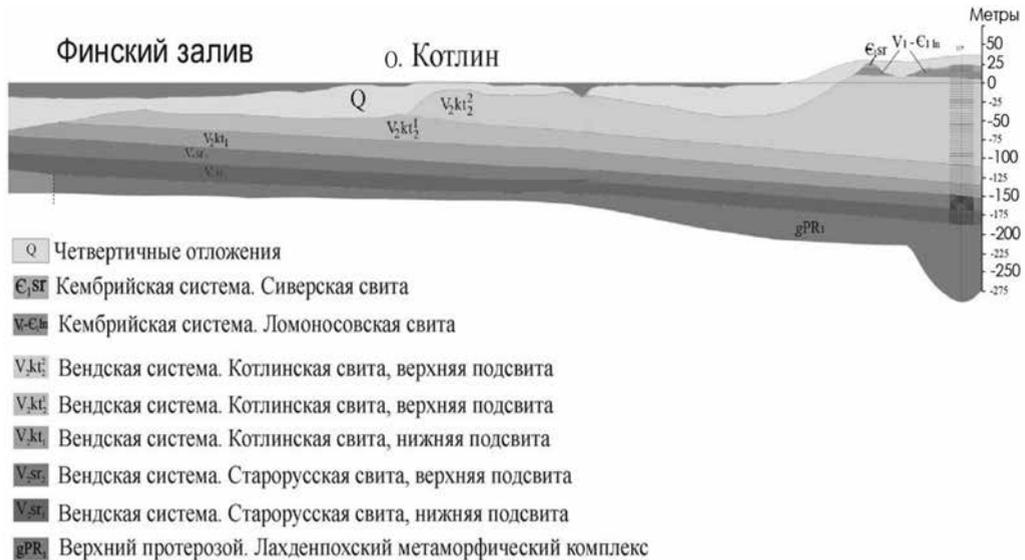


Рис. 1. Геологический разрез, проходящий через остров Котлин [4]

Дно Финского залива, так же как и Котлинская отмель, располагается в пределах склона Балтийской гидрогеологической складчатой области, сложенной метаморфизованными и изверженными породами архей-протерозойского возраста, и северной части Восточно-Европейской артезианской области (Прибалтийский артезианский бассейн), представленной осадочными образованиями венда и кембрия.

Субаквальная разгрузка подземных вод в данном районе Финского залива происходит в основном за счет напорного гдовского водоносного горизонта. Состав и строение четвертичной толщи в пределах о. Котлин представлены переслаивающимися моренными отложениями и характеризуются разнозернистыми песками, супесями и суглинками. Разгрузка грунтовых вод происходит в акваторию Финского залива и Невской губы. В пределах береговой зоны повсеместно распространены слабо обводненные техногенные грунты различного гранулометрического состава [6, 7].

В настоящее время профиль береговой линии претерпевает изменения в основном во время сильных штормов в Финском заливе и Балтийском море. В результате развития абразионных процессов отмечается смещение горных пород, образование оползней, обвалов и осыпей, которые могут способствовать возникновению аварийных ситуаций [7]. Большая часть прибрежной части острова имеет искусственно укрепленную береговую зону (рис. 2).

**Характеристика антропогенного воздействия на природные компоненты экосистем.** На большей части Кронштадта и прилегающих к нему территорий пре-

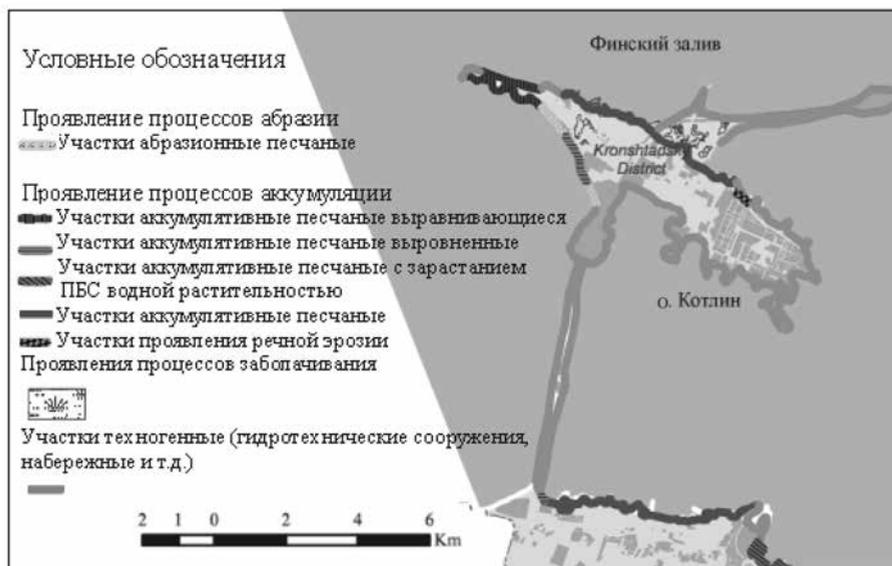


Рис. 2. Схема проявления экзогенных процессов прибрежной части [5]

обладает интенсивное техногенное воздействие, которое способствует активизации химического загрязнения компонентов природной среды, в связи с чем она утрачивает способность к самоочищению. Причины ускоряющихся темпов техногенных воздействий на природные экосистемы заложены, прежде всего, в устаревших технологиях промышленного производства, неорганизованном складировании на различных территориях о. Котлин хозяйственно-бытовых отходов, а также в высоком коэффициенте износа эксплуатируемых фондов.

Проблема экологического состояния острова Котлин и Кронштадта в пределах Финского залива особенно остро встала в связи со строительством сооружений по защите Санкт-Петербурга от наводнений. По данным государственного гидрологического института, общее уменьшение водообмена между Невской губой и восточной частью Финского залива составило около 25%. В акватории Финского залива вокруг о. Котлин наблюдается значительно большее загрязнение воды, чем в целом по заливу, что связано как с изменением направления течений, так и с недостаточностью пропуска вод через пропускные сооружения.

Среди приоритетных загрязняющих веществ особое место занимают тяжелые металлы. В атмосферном воздухе о. Котлин **тяжелые металлы** присутствуют в форме органических и неорганических соединений в виде пыли и аэрозолей, а также в газообразной элементной форме (ртуть). При этом аэрозоли свинца, кадмия, меди и цинка, состоящие преимущественно из субмикронных частиц диаметром 0,5–1 мкм, и аэрозоли никеля и кобальта, представленные крупнодисперсными частицами (более 1 мкм), образуются в основном при сжигании угля и дизельного топлива [8].

Для поверхностных вод острова Котлин и Кронштадта в качестве поллютантов характерны органические загрязнители — фенолы, нефтепродукты, поверхностно-активные вещества (ПАВ), полихлорбифенилы (ПХБ). В ряде случаев они усиливают миграцию тяжелых металлов за счет образования растворимых комплексных соеди-

нений. Поэтому в загрязненных поверхностных водах города наблюдается увеличение растворимых, главным образом органических, форм Cd и Ni, образующих с ПАВ устойчивые хелатные соединения. Для Hg, Cu, Zn, Pb отмечается увеличение доли техногенной взвеси, в которой они находятся преимущественно в геохимически подвижных сорбционно-карбонатных, органических и гидрооксидных формах. Содержание тяжелых металлов в водных объектах Кронштадта значительно превышает ПДК, что создает экологическую опасность для жизнедеятельности людей и существования водных организмов.

Загрязнение природных экосистем происходит за счет химических соединений, поступающих с примыкающих к ним площадей водосборов в виде истинных растворов, взвесей и коллоидов в разнообразных химических формах: водорастворимой; сорбционно-карбонатной; органической; связанной со свежесаживаемыми гидроокислами и окислами, а также с кристаллическими оксидами и гидрооксидами. Растворенные вещества в природных водных экосистемах присутствуют в виде диссоциированных ионов сильных электролитов, недиссоциированных, в том числе органических, молекул, а также разнообразных комплексных соединений, в пределах которых можно выделить центральную группу (ядро) и окружающие их лиганды (адденты). Роль центральной группы в большинстве комплексов чаще всего играют катионы (например,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{UO}_2^{2+}$  и др.), тогда как лигандами служат анионы или нейтральные молекулы ( $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_3$  и др.). Комплексные соединения природных экосистем [9] могут быть представлены в виде:

- аквакомплексов вида  $[\text{M}(\text{H}_2\text{O})_n]_z$ , представляющих собой заряженные ионы в растворе, окруженные закономерно ориентированными диполями — молекулами воды, и образующих вокруг ионов гидратные оболочки;
- ионных пар — представляющих бинарные комплексы типа  $\text{MeL}$ , например  $\text{CaSO}_4^-$ ,  $\text{NaSO}_4^-$  и др.;
- комплексов, характеризующихся ступенчатым комплексообразованием, т.е. с последовательно увеличивающимся числом лигандов вплоть до координационно насыщенного соединения, например  $\text{PbHCO}_3^+$ ,  $\text{PbCO}_3^0$ ,  $\text{PbSO}_4^0$ ,  $\text{Pb}(\text{SO})_2^2$ ,  $\text{PbCl}^+$ ,  $\text{PbCl}_2^0$ ,  $\text{PbHS}^+$  и др.;
- смешанных комплексов, имеющих в составе разные лиганды, например  $\text{Fe}(\text{OH}, \text{ФК})^0$ ,  $\text{BeF}(\text{OH})_2$  и др.;
- полиядерных комплексов, представленных лигандами, образующими связь с другим центральным атомом, а также играющими роль мостика между одним или несколькими центральными ионами, например  $\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}$ ,  $\text{Be}_2(\text{OH})_3^+$  и др.;
- хелатов, представляющих сложный комплекс, в которых центральный ион связан с двумя функциональными группами лиганда, что определяет образование циклических структур, например соединений таких поливалентных элементов, как Fe, Al и др., с органическими веществами гумусового ряда.

Оседающие в водных экосистемах (седиментационные) частицы, состоящие из минерального ядра и органической оболочки, также представляют собой органоминеральный комплекс, в качестве центров «конденсации» которых выступают нерастворимые органические вещества, как правило, частицы  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{CaCO}_3$ .

Существование коллоидов в природных экосистемах наиболее вероятно в виде:

- гидроксидов слабых катионов;

- слабых электролитов, образованных слабыми катионами и анионами слабых кислот;
- малодиссоциированных основных солей слабых металлов;
- сульфидов и т. д.

Коллоидная растворимость перечисленных веществ гораздо выше их молекулярной растворимости, поэтому в коллоидном состоянии они могут присутствовать в водных экосистемах в значительных количествах.

Одним из важнейших биогеохимических барьеров для большинства токсиантов на пути их миграции в поверхностные и грунтовые воды являются почвы и грунты. Благодаря своим физико-химическим свойствам они аккумулируют различные токсические соединения. Степень подвижности зависит от геохимической обстановки и уровня техногенного воздействия. Снижение окислительных условий повышает миграционную способность катионов металлов. Повышение окислительных условий (щелочности), наоборот, снижает их миграционную способность, но повышает миграцию анионов. Большая часть тяжелых металлов, поступающих в почвы, закрепляется в их верхних гумусовых горизонтах [10].

В почвах тяжелые металлы содержатся в водорастворимой, ионообменной и непрочной адсорбированной формах. Водорастворимые формы, как правило, представлены хлоридами, нитратами, сульфатами и органическими комплексными соединениями. Кроме того, ионы тяжелых металлов могут быть связаны с минералами, как часть кристаллической решетки. При этом процесс миграции химических соединений определяется наличием в среде градиента химических потенциалов на границе раздела фаз в системе «воздух — вода — горные породы — почва — донные отложения» [8].

Однако для понимания факторов, которые регулируют концентрацию тяжелых металлов в природных экосистемах, их химическую реакционную способность, биологическую доступность и токсичность, необходимо знание не только их валового состава, но и содержания их связанных и свободных форм.

Для важнейших процессов в природной среде ключевую роль играет способность тяжелых металлов к перемене степеней окисления ( $\text{Cu}^{1+} \leftrightarrow \text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+} \leftrightarrow \text{Pb}^{4+}$ ,  $\text{V}^{4+} \leftrightarrow \text{V}^{5+}$ ,  $\text{Fe}^{2+} \leftrightarrow \text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Hg}^{1+} \leftrightarrow \text{Hg}^{2+}$ ), что отражается на степени токсичности этих элементов. Перечисленные выше свойства тяжелых металлов часто упускаются из виду при рассмотрении экологических проблем [11].

Тяжелые металлы поступают в природные экосистемы в виде оксидов и различных солей, как растворимых, так и нерастворимых в воде. Источниками загрязнения природных экосистем тяжелыми металлами служат городские (например, углесжигающие установки — As, Hg и Se), промышленные (например, металлургия — Cr, Pb, As, Cd, Cu, Zn) и аграрные комплексы. Загрязнение свинцом возникает чаще всего в результате использования транспортных средств.

Среди химических элементов тяжелые металлы являются наиболее токсичными, так как обладают большим сродством с физиологически важными органическими соединениями и способны инактивировать последние (табл. 1). Более того, они способны к медленному накоплению в организме человека, что негативно влияет на его состояние.

Экологическое значение тяжелых металлов в природных экосистемах определяет их высокая токсичность для живых организмов в относительно низких концен-

Таблица 1. Биогеохимические свойства тяжелых металлов (В — высокая, У — умеренная, Н — низкая) [8]

Свойство	Металл						
	Cd	Co	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Биохимическая активность	В	В	В	В	В	В	В
Токсичность	В	У	У	В	У	В	У
Канцерогенность	—	В	—	—	—	В	—
Обогащение аэрозолей	В	Н	В	В	Н	В	В
Минеральная форма распространения	В	В	Н	В	Н	В	Н
Органическая форма распространения	В	В	В	В	В	В	В
Подвижность	В	Н	У	В	Н	В	У
Тенденция к биоаккумуляции	В	В	У	В	В	В	У
Эффективность накопления	В	У	В	В	У	В	В
Комплексообразующая способность	У	Н	В	У	Н	Н	В
Склонность к гидролизу	У	Н	В	У	У	У	В
Растворимость соединений	В	Н	В	В	Н	В	В
Время жизни	В	В	В	Н	В	Н	В

трациях, а также их способность к биоаккумуляции. Уровень, при котором металлы становятся опасными, зависит как от степени загрязнения ими природной среды, так и от их химических особенностей и биохимических циклов. Практически все металлы, попадающие под это определение (за исключением Pb, Hg, Cd и Bi, биологическая роль которых на настоящий момент не ясна), активно участвуют в биологических процессах, входят в состав многих ферментов.

**Материалы и методы.** Отбор проб почв и грунтов, воды и высших растений производили на территории о. Котлин в летний и осенний периоды 2011 и 2012 гг. Станции для отбора проб были определены на основе предварительных режимных наблюдений.

И пробы почв, и пробы растений были отобраны методом конверта с последующим просушиванием и просеиванием через сита, а пробы растений измельчались до порошкообразного состояния. Пробы воды для определения содержания тяжелых металлов отбирали в баночки объемом 100 мл и фиксировали азотной кислотой (до pH=2). После соответствующей подготовки проб они анализировались на содержание химических элементов (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Co, Ni, Sr, Ti, Br, Y, V).

Пробы биосубстрата (волосы детей) отбирали в детском саду № 662 Кронштадтского района. Небольшие пряди волос срезались родителями и упаковывались в пакеты, при этом фиксировался пол ребенка, его возраст, место проживания, наличие или отсутствие хронических заболеваний у ребенка и родителей, длительных поездок куда-либо за пределы Кронштадта.

В качестве основного метода анализа вещественного состава проб для определения содержания тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, As, Cr) был использо-

ван метод атомно-эмиссионного анализа на атомно-эмиссионном спектрометре с индуктивно-связанной плазмой ICPE-9000 (Shimadzu, Япония). Пробы растений предварительно подвергали мокрому озолению смесью концентрированных кислот  $\text{HNO}_3:\text{HClO}_4$  в объемном отношении 4:1 в соответствии с методом, описанным ранее [12]. Анализ металлов в биосубстрате выполняли рентгенофлуоресцентным методом в ЗАО «Геокомэк». При анализе металлов в почвах также использовался метод рентгеноспектрального анализа (РСА), а именно его аппаратурная разработка «ВИРГ-Рудгеофизика» — многоканальный рентгеноспектральный кристалл-дифракционный анализатор AP-113.

Наряду с прямыми химико-аналитическими методами определения содержания загрязняющих веществ в абиотических и биотических компонентах экосистем большое внимание уделялось биологическим методам.

#### **Результаты и обсуждение.**

*Оценка состояния абиотической компоненты.* Остров Котлин и Кронштадт являются урбанизированной территорией, интенсивно влияющей на все компоненты природной среды. Почвы и грунты Кронштадта, представляющие собой чаще всего в основном искусственные образования, формировались в процессе длительных подсыпок смесей естественного природного материала (глина, песок, торф и т. д.) и антропогенных веществ (переработанные строительные, бытовые и промышленные отходы). Степень загрязнения почв и грунтов в районах города неодинакова.

Пробы почв и грунтов на территории Кронштадта отбирались в центральной (заселенной) части города и по береговой линии острова. Схема отбора проб приведена на рисунке 3.

Нами проводилось обследование почв Кронштадта на содержание элементов из группы тяжелых металлов (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Co, Ni, Sr, Ti, Br, Y и V). Результаты проведенного обследования почв показали преобладание в них, прежде всего, соединений Fe. В центральных районах города концентрация Fe в почвах достигала 29 000 и даже 43 000 мг/кг, или 2,9–4,3%, а на периферии составила 16 665–18 746 мг/кг. Следующим по уровню содержания в этом ряду оказался Ti (1746–4344 мг/кг), однако пределы концентраций обоих металлов в почвах не превышали значений их региональных кларков (Fe — 46 500, Ti — 4500 мг/кг). Аналогичная ситуация наблюдалась и в отношении Sr, Br, Y и V, концентрации которых в почвах также оказались ниже их региональных кларков.

С позиции экологической оценки уровня загрязненности почв особый интерес представляет определение содержания в почвах потенциально токсичных тяжелых металлов (Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Co, Ni), для которых разработаны показатели ПДК. Полученные аналитические данные свидетельствуют, что концентрации указанных металлов в обследованных почвах на территории Кронштадта и прилегающих к нему территориях сильно варьируют и в ряде случаев существенно превышают установленные значения ПДК. Так, содержание Mn в разных точках на территории острова варьировало в диапазоне 130–965 мг/кг, Zn — 45–367, Cu — 30–173, Pb — 19–381, Cr — 18–75, Ni — 10–56 мг/кг почвы. Данные по содержанию Zn, Cu и Pb в почвах (п) и грунтах (г) отображены графически на рисунке 4. Приведенные данные свидетельствуют, что наиболее загрязненные по этим металлам почвы находятся в центре города, в его жилых районах (г. 1, 2, 3, 5), менее загрязнены почвы в рекреационной зоне (г. 14 и 15 — Советский парк и Екатерининский бульвар).

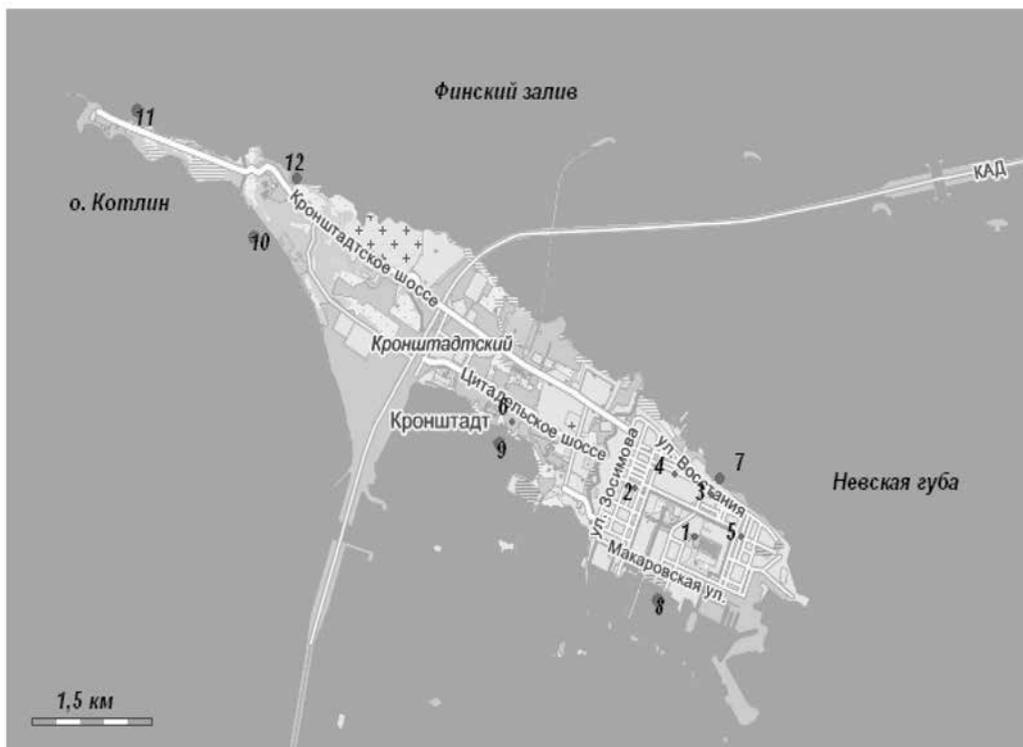


Рис. 3. Карта о. Котлин и Кронштадт с точками отбора проб почв и грунта

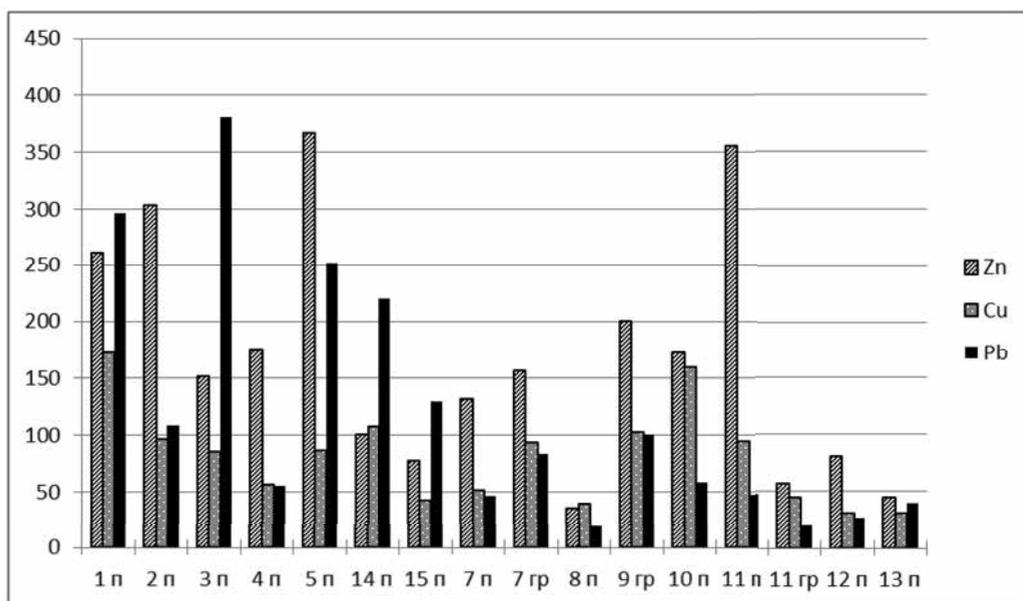


Рис. 4. Распределение содержания тяжелых металлов в почвах и грунтах на обследованных территориях о. Котлин и Кронштадта (мг/кг)

Вдоль береговой линии незначительное загрязнение отмечено в юго-западной (т. 8) и северо-восточной (т. 12) частях острова, а также при въезде на дамбу (т. 13), где, очевидно, преобладают относительно чистые привозные грунты. Умеренный уровень загрязнения по трем металлам выявлен на юго-восточной части побережья (т. 7), более значительный — на западной стороне острова (т. 9 и 10) и особенно высокий — в почве на северо-восточной оконечности острова (т. 11 п), хотя в близрасположенных грунтах (т. 11 гр) загрязнение фактически отсутствует. Оценка концентраций приоритетных загрязняющих тяжелых металлов в почвах Кронштадта в единицах их ПДК ( $K_{\text{пдк}}$ ) показала, что в центре города содержание Zn составило 2,76–6,67 ПДК, Cu — 2,58–5,24 ПДК, Pb — 3,4–11,9 ПДК. В рекреационной зоне показатели значительно меньше — соответственно 1,4–1,84 и 0,95–1,27 для Zn и Cu, но 2,36 для Pb. В наиболее загрязненных почвах прибрежной линии (т. 9, 10, 11) превышение концентраций металлов над ПДК достигало 3,14–6,47 по Zn, 2,88–4,85 по Cu и 1,47–3,15 по Pb. В прибрежной линии северо-восточной и юго-западной частях острова превышения концентраций этих металлов над величинами их ПДК практически не наблюдалось,  $K_{\text{пдк}}$  по Zn на этих территориях составил 0,64–0,82, по Cu — 1,0–1,18, по Pb — 0,59–0,66.

Согласно полученным данным, можно заключить, что приоритетным загрязнителем среди ТМ в центре города является Pb, для которого установлены самые высокие превышения над ПДК, далее следуют Cu и Zn. Содержания Mn, Cr и Ni, несмотря на 2–5-кратное возрастание их концентраций в отдельных точках города, однако, не превышали установленных для них валовых ПДК (соответственно 1500, 90 и 85 мг/кг).

*Оценка состояния биотической компоненты.* Здоровье населения в условиях интенсивной антропогенной нагрузки является важной составляющей при оценке экологического состояния компонентов природной среды. Одним из экологических показателей, используемых для такого рода оценки, могут быть сведения о содержании загрязнителей в органах и тканях человека. В качестве биосубстрата, рекомендованного для целей биоиндикации степени загрязненности компонентов среды, нами были исследованы содержания тяжелых металлов в волосах детей, имеющих различные формы патологии, такие как кожные заболевания, болезни нервной системы и др. По мнению ряда авторов, состав волос может быть весьма показателен в качестве биоиндикатора у человека [13].

Из результатов, приведенных в табл. 2, видно, что концентрация цинка в волосах девочек 7 лет и старше превышает норму в 1,7 раза. Концентрация никеля превышает норму более чем в четыре раза как у мальчиков, так и у девочек старше 7 лет. В двух образцах волос, у девочек старше 7 лет, концентрация кадмия превышала допустимый уровень более чем в 10 раз. С достаточной степенью уверенности можно считать, что концентрация в волосах детей меди, мышьяка и хрома, а также никеля и свинца не превышает допустимый уровень.

Следует отметить, что показатели заболеваний взрослого населения в Кронштадте связаны, прежде всего, с заболеваниями нервной системы и зрения, болезнями костно-мышечной системы, мочеполовой системы и органов дыхания, и эти показатели выше, чем общегородские по Санкт-Петербургу [2].

Для индикаторной оценки антропогенного воздействия на урбанизированных территориях также широко используется водная растительность, которая может из-

Таблица 2. Содержание тяжелых металлов в волосах детей Кронштадта

Металл	Концентрация, мкг/г				
	♂ 6 лет	♂ 7 лет	♀ 7 лет	♀ 8 лет	допустимые уровни
Pb	<5,0	<5,0	2,3	3,0	8,0 <sup>1</sup> ; 5,0 <sup>2</sup>
Cd	<2,5	<2,5	1,9	4,4	1,0 <sup>1</sup> ; 0,05–0,40 <sup>3</sup>
Cu	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	11,1 <sup>1</sup> ; 8–15 <sup>3</sup>
Zn	88,0	99,0	240,0	140,0	135,8 <sup>1</sup> ; 50–150 <sup>3</sup>
Ni	<2,0	5,6	<2,0	<2,0	1,17 <sup>1</sup>
As	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
Cr	<2,5	<2,5	<0,3	<0,3	

Примечание: [14], <sup>2</sup> — [13], <sup>3</sup> — [15], <sup>1</sup>.

влекать химические вещества из водной массы и из донных отложений. Обычно погруженные растения накапливают большие их количества, чем полупогруженные, что обусловлено их способностью поглощать вещества непосредственно из водной толщи. Укорененные же макрофиты накапливают химические элементы (металлы) как из водной среды, так и из донных отложений [11].

При этом необходимо обратить внимание на постепенное заболачивание мелководных частей Финского залива рядом с дамбой и связанное с этим гниение остатков растений, что со временем может привести к дополнительному эвтрофированию водоема [16].

Нами были отобраны и проанализированы растительные остатки со дна мелководных частей Финского залива рядом с о. Котлин и Кронштадтом в октябре и декабре 2012 г. В октябре они были представлены в основном измельченными листьями и соломинами тростника. В декабре состав растительных остатков определить было невозможно, они представляли собой однородную измельченную массу.

По результатам анализа, приведенным в таблице 3, видно, что с октября по декабрь концентрации железа, марганца и брома в растительных остатках снизились в 8–10 раз, концентрация никеля уменьшилась в 2,5 раза. Отмеченная закономерность, очевидно, определяется вымыванием данных металлов из растительных остатков в водную среду, приводящим к ее вторичному загрязнению. Содержание меди и цинка увеличилось почти в 2 раза, концентрация свинца изменилась незначительно.

Высокие концентрации токсичных металлов в загрязненных местах обитания создают стрессовые условия, вызывающие повышенное накопление этих металлов у растительных организмов, что было использовано в качестве биоиндикаторного подхода для оценки загрязненности урбанизированных территорий. Помимо рассмотрения биоиндикаторной роли наземной растительности, произрастающей на обследуемой загрязненной территории, и степени ее участия в поддержании биогеохимических циклов металлов в урбанизированной экосистеме, одной из задач настоящей работы явилась также оценка применимости растений для очистки (реабилитации) загрязненных территорий от поллютантов методом фиторемедиации, ориентированным на извлечение в основном тяжелых металлов из загрязненных урбанизированных сред при помощи растений.

Таблица 3. Концентрация металлов в растительных остатках со дна мелководных частей Финского залива, мг/кг сухой биомассы

Месяц	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Br	Pb
Октябрь	9388	822	25	39	26	252	14
Декабрь	1100	131	48	88	10	23	19

С этой целью в местах отбора почвенных проб проводился сопряженный сбор проб растений, произрастающих на территории о. Котлин. Наиболее репрезентативными среди отобранных видов наземных растений явились одуванчик лекарственный, клевер, мать-и-мачеха, менее представленными в разных точках отбора почв были лопух, полынь, сурепка. Выбор растений определялся их таксономической принадлежностью и обилием на обследуемых территориях. В качестве биогеохимических параметров рассматривались как абсолютные концентрации металлов в корнях и в надземных частях растений (мг/кг сухой биомассы), так и величины коэффициента биологического накопления (КБН) металлов, рассчитанные по отношению содержания элемента в корнях растений (мг/кг) к его содержанию в почве (мг/кг), а также коэффициенты переноса металлов из корней в надземные органы, оцениваемые как соотношение концентраций отдельных тяжелых металлов в системе надземная часть/корень растения.

Из полученных данных следует (рис. 5), что в условиях относительно высокого загрязнения почв тяжелыми металлами (см. т. 5 на рис. 4) большинство металлов достаточно интенсивно поступают в растения из почвы и при этом предпочтительнее аккумулируются в корнях, чем в надземных органах растений, что подтверждает барьерную функцию корней у этих видов растений в отношении исследуемых тяжелых металлов.

Коэффициент биологического накопления тяжелых металлов в корнях относительно почвы практически по всем металлам оказался максимальным у растений клевера и составил от 0,7 (по Pb) до 3,5 (по Cu и Cr). Растения мать-и-мачехи имели КБН от 0,2 (Pb) до 2,5 (Cr) и 3,5 (Cu), у растений одуванчика перенос всех металлов из почвы в корни был менее интенсивным, чем у других растений, и КБН в зависимости от металла в основном варьировал в диапазоне от 0,2 до 1,0 (рис. 6).

В то же время расчет коэффициентов переноса тяжелых металлов из корней в надземную часть растений показал, что этот процесс наиболее интенсивно происходит у одуванчика, где соответствующие коэффициенты преимущественно составили 0,2–1,5, тогда как у клевера — 0,12–0,35, у мать-и-мачехи — 0,05–0,9 (рис. 7). Среди исследованных металлов исключительно высокий коэффициент переноса отмечен для Sr — 0,85–1,45 в зависимости от вида растения, а также для Zn у одуванчика (1,45). В целом соотношения концентраций отдельных металлов — Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Co, Ni — в системе корень/надземная часть (мг/кг) для растений загрязненной зоны по одуванчику составили соответственно 461/362, 175/110, 94/52, 95/58, 44/24, 17/7 и 14/4. В растениях мать-и-мачехи и клевера барьерная роль корня в отношении Zn и Cu оказалась сильнее, чем у одуванчика (соответственно 480/167 и 638/184 по Zn и 299/60 и 308/71 по Cu), тогда как в отношении Cr и Pb она была наиболее четко выражена у клевера (321/38 и 183/37). Напротив, у мать-и-мачехи концентрации Cr и Pb в корнях и надземной части (142/135 и 47/32) различались

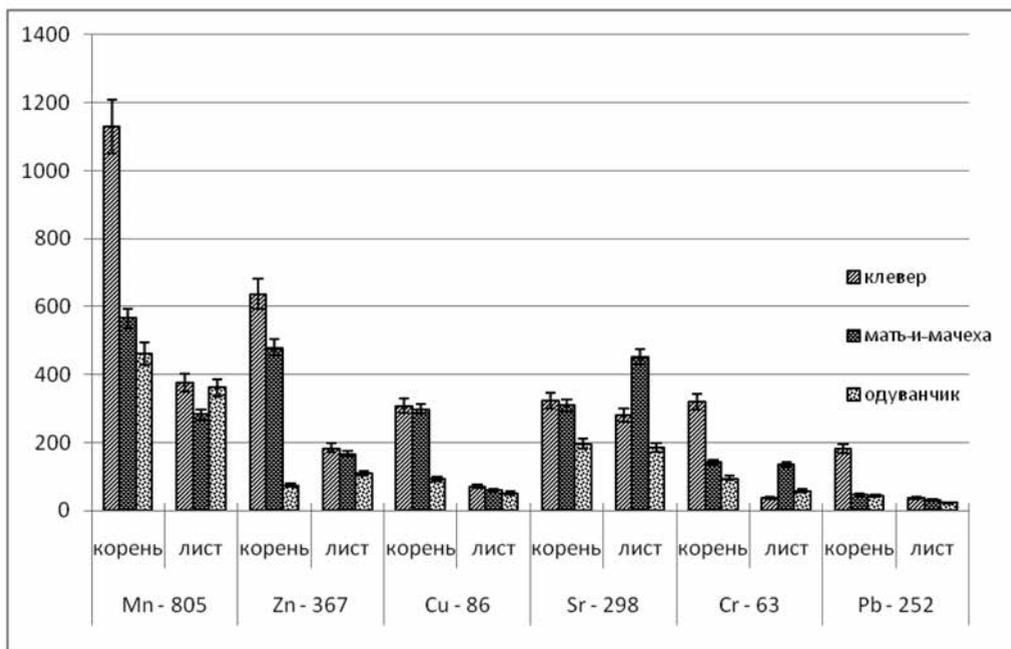


Рис. 5. Содержание тяжелых металлов (мг/кг сухой биомассы) в корнях и надземных органах растений, собранных на о. Котлин в районе Цитадельского шоссе (т. 5)

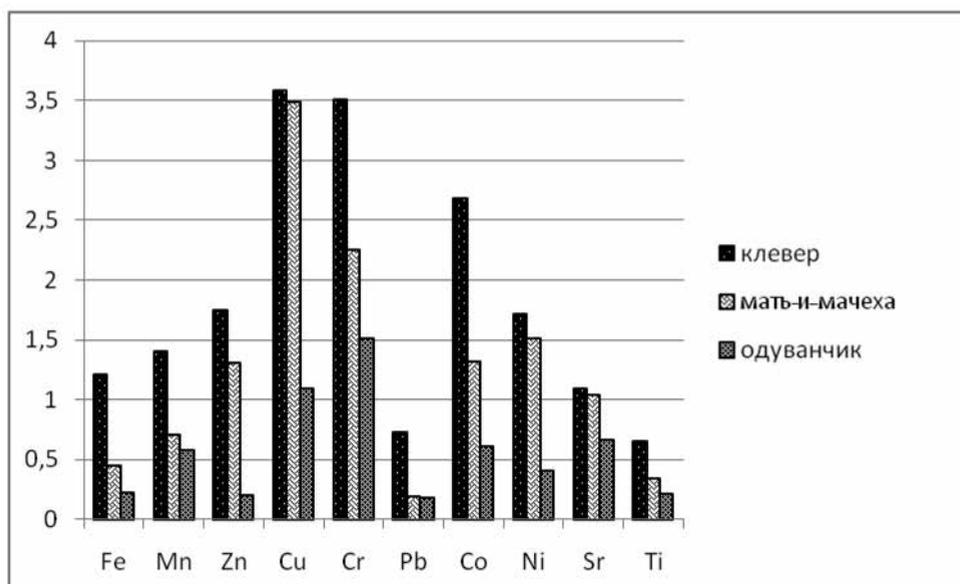


Рис. 6. Коэффициенты биологического накопления (КБН) тяжелых металлов в корнях растений

мало, и соответствующие коэффициенты переноса этих металлов в побег составили 0,95 и 0,67. В целом полученные данные свидетельствуют, что одуванчик лекарственный наиболее адекватно отражает степень антропогенной нагрузки тяжелых металлов и может быть перспективным для использования его в качестве фитодикатора загрязнения среды.

В ходе нашего обследования на территориях с разной степенью нагрузки тяжелыми металлами был также проведен сопряженный отбор проб некоторых других видов растений, в частности полыни. Результате анализа показали, что растения клевера и полыни характеризуются наиболее высокой степенью аккумуляции Fe в надземных органах (до 1340 мг/кг), тогда как растения мать-и-мачехи — наименьшей (176–270 мг/кг). Максимальная способность к аккумуляции Mn наблюдалась в листьях полыни (до 1506) и одуванчика (до 939). В надземных частях полыни обнаружены также максимальные в сравнении с другими видами растений количества Zn и Cu (539 и 126 мг/кг), а в листьях мать-и-мачехи — наибольшие концентрации Cr (до 135 мг/кг). Pb, содержание которого в сильно загрязненных почвах было сопоставимо с содержанием в них цинка (см. рис. 4), накапливался в надземных частях растений значительно слабее, чем Zn, и его концентрации не превышали 37 мг/кг. В целом, однако, можно констатировать, что на загрязненных почвах с содержанием Cu до 5,24 ПДК, Zn до 6,67 ПДК, Pb до 11,9 ПДК многие виды растений способны ограничивать и/или гомеостатировать внутриклеточные концентрации токсичных металлов в надземных органах на относительно стабильном уровне, хотя и превышающем их средние, предположительно нетоксичные концентрации [17].

Свидетельством в пользу клеточного гомеостаза тяжелых металлов являются приведенные выше величины коэффициентов переноса металлов в надземную часть растений, произрастающих на почвах, загрязненных тяжелыми металлами, которые, за исключением Zn у одуванчика и Sr у мать-и-мачехи, оказались ниже 1,0 (см. рис. 7). Очевидно, в качестве стратегии защиты от токсичных тяжелых металлов у исследованных растений в основном происходит активизация работы механизмов, ориентированных на ограничение поступления тяжелых металлов или на их биоаккумуляцию преимущественно в клеточных стенках корней. Другая стратегия металлоустойчивости, как известно, связана со способностью разных видов растений к внутриклеточной детоксикации тяжелых металлов путем формирования органохелатных комплексов или нерастворимых соединений тяжелых металлов [18, 19], что, возможно, имеет место в первую очередь у одуванчика, отличающегося наиболее высокими коэффициентами восходящего переноса Zn и Sr, а в отношении Mn и Cr — также соответственно у полыни и мать-и-мачехи, однако этот вопрос требует специального исследования. В то же время, учитывая, что содержания большинства тяжелых металлов в исследованных растениях загрязненных территорий заметно превышают оптимумы, отмечаемые в литературе [17], особое значение в плане дальнейших исследований приобретает задача оценки форм их аккумуляции в органах растений как базиса для решения вопроса о возможности использования разных видов растений в целях фиторемедиации загрязненных тяжелыми металлами территорий. Для этой биотехнологии важным является не только способность растений интенсивно поглощать тяжелые металлы из загрязненных сред, но и эффективно их транспортировать в надземную часть,

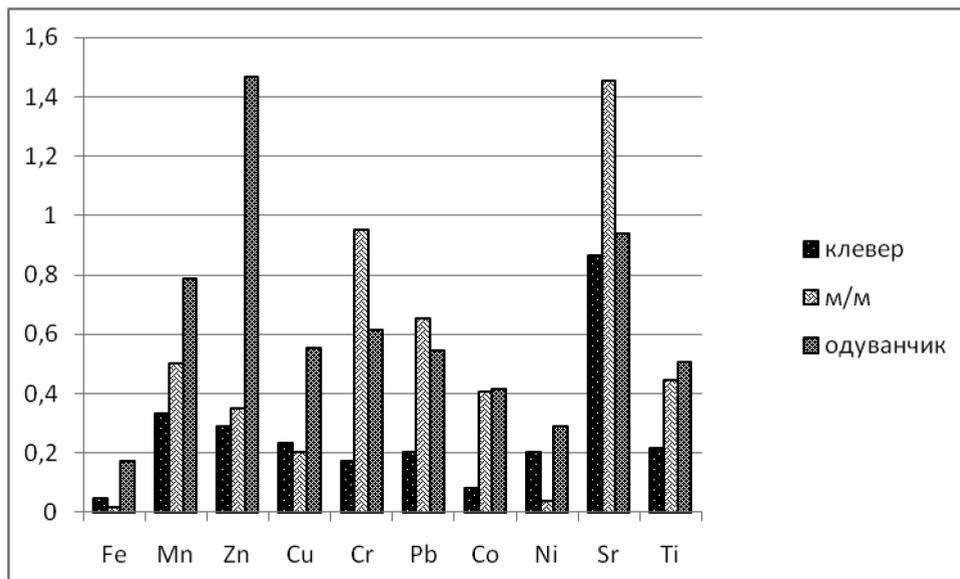


Рис. 7. Коэффициенты переноса тяжелых металлов из корней в надземную часть растений

подлежащую последующей утилизации [20]. В связи с этим особо интересными и имеющими несомненный потенциал для целей фиторемедиации представляются результаты, свидетельствующие о высокой степени биоаккумуляции Zn и Cu надземными органами полыни, Cr — листьями мать-и-мачехи, а также Pb — корнями полыни и клевера.

Методология выбора и применения растений в целях фиторемедиации среды, загрязненной тяжелыми металлами, представляет самостоятельную серьезную задачу. Так, в пределах отдельных районов городской и промышленной агломераций обычно наблюдается большое разнообразие физико-химических условий распространения разнообразных видов растений. Эти условия усложняются мозаичностью почвенного покрова, наличием хозяйственных объектов, транспортных магистралей и т. д. Вследствие этого достаточно трудным и требующим научно-методического обоснования является адекватный выбор видов растений, использование которых оказалось бы достаточно эффективным для целей фиторемедиации.

**Заключение.** Результаты настоящей работы показывают, что современное геоэкологическое состояние Кронштадта и прилегающих к нему территорий отражает негативное влияние промышленных и военных объектов города, автотранспорта и систем коммунального хозяйства города. Указанные факторы приводят к накоплению тяжелых металлов в почве, грунтах и водной среде.

- В процессе исследования были выделены зоны с различной степенью загрязнения тяжелыми металлами и отмечены участки с максимальными его показателями.
- Более половины обследованной территории характеризуется опасным уровнем загрязнения почв и грунтов тяжелыми металлами. В центре города ореол повышенного загрязнения охватывает практически всю территорию, в то

время как по береговой линии острова ореолы загрязнения представлены локальными участками.

- При анализе биосубстратов (волосы детей, живущих в Кронштадте) установлены превышения в них допустимого уровня Ni более чем в 4 раза, Zn — в 1,1–1,7 раза, Cd — от 2–4,4 до 5–11 раз.
- Среди растений, произрастающих на территории Кронштадта, выявлены виды растений с высокой аккумулирующей способностью к ряду загрязняющих тяжелых металлов. Максимальная способность к аккумуляции Mn в листьях отмечена для одуванчика и полыни (939 и 1506 мг/кг), в листьях полыни обнаружены также максимальные в сравнении с другими видами растений количества Zn и Cu (539 и 126 мг/кг), а в листьях мать-и-мачехи — наибольшие концентрации Cr (до 135 мг/кг) и Sr.
- Полученные данные позволяют рассматривать исследованные виды растений как перспективные для целей фиторемедиации на городских территориях с учетом специфики их загрязнения.

## Литература

1. Нормативные данные по предельно допустимым уровням загрязнения вредными веществами объектов окружающей среды. Справочный материал. СПб.: НТЦ «АМЕКОС», 1994.
2. Геологический атлас Санкт-Петербурга. СПб.: Камилфо, 2009. 57 с.
3. Геологический атлас восточной части Финского залива / под ред. Спиридонова М. А., Питулько В. М. СПб.: Изд-во НИЦЭБ РАН, 2002. 50 с.
4. Даринский А. В. География Ленинграда. Л.: Лениздат, 1982.
5. Астахов В. И. Начала четвертичной геологии: учеб. пособие. СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та, 2008. 224 с.
6. Атлас геологических и эколого-геологических карт Российского сектора Балтийского моря. СПб.: ФГУП «ВСЕГЕИ», 2007. 57 с.
7. Спиридонов М. А., Рябчук Д. В., Шахвердов В. А. Невская губа. Эколого-геологический очерк. СПб.: Изд-во «Литера», 2004. 181 с.
8. Вредные химические вещества: Неорганические соединения элементов V–VIII групп. Справочник. Л., 1989.
9. Крайнов С. Р. Геохимия редких элементов в подземных водах. М.: Недра, 1973.
10. Горький А. В. Химическое загрязнение почво-грунтов Санкт-Петербурга // Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологической безопасности в Санкт-Петербурге в 2005 году / под ред. Голубева Д. А., Сорокина Н. Д. СПб., 2006. С. 276–295.
11. Куриленко В. В., Осмоловская Н. Г. и др. Основы экогеологии, биоиндикации и биотестирования водных экосистем. СПб., 2004. 438 с.
12. Осмоловская Н. Г., Кучаева Л. Н., Новак В. А. Роль органических кислот при формировании ионного состава листьев гликофитов в онтогенезе // Физиология растений. 2007. Т. 54, № 3. С. 381–388.
13. Смирнова Е. В., Еремейшвили А. В. Определение микроэлементов в биосубстратах детей от 1 до 3 лет в условиях промышленного города на примере г. Рыбинска // Современные проблемы биологии, экологии, химии. 2006. С. 93–98.
14. Гудков А. В., Багрянцев В. Н., Кузнецов В. Г., Бураго А. И. Микроэлементы в окружающей среде и в волосах детей / Инфекционная патология в Приморском крае. Владивосток: Дальнаука, 2004. С. 90–95.
15. Фураева Ю. В., Еремейшвили А. В. Определение микроэлементов в биосубстратах детей от 1 до 3 лет в условиях промышленного города на примере г. Ярославля // Современные проблемы биологии, экологии, химии. 2006. С. 98–104.
16. Веремьев А. В., Гришман З. М., Евдокимов И. И. и др. Создание экологических баз данных для Финского залива // Информационные системы в науке (материалы симпозиума). М., 1995. С. 31.
17. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 440 с.

18. *Титов А. Ф., Таланова В. В., Казнина Н. М., Лайдинен Г. Ф.* Устойчивость растений к тяжелым металлам. Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 172 с.

19. *Hall J. L.* Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance // *J. Exp. Bot.* 2002. Vol. 53, N 393. P. 1–11.

20. *Pilon-Smits E.* Phytoremediation // *Ann. Rev. Plant Biol.* 2005. Vol. 56. P. 15–39.

Статья поступила в редакцию 30 декабря 2014 г.

**Контактная информация:**

*Куриленко Виталий Владимирович* — доктор геолого-минералогических наук, профессор;  
vvk\_eco@mail.ru

*Осмоловская Наталия Глебовна* — кандидат биологических наук, доцент; natalia\_osm@mail.ru

*Максимова Дарья Анатольевна* — инженер; daria\_maksimova@yandex.ru

*Кучаева Людмила Николаевна* — младший научный сотрудник; kslava@yandex.ru

*Kurilenko V. V.* — Doctor of Geological and Mineralogical Sciences, Professor; vvk\_eco@mail.ru

*Osmolovskaya N. G.* — Candidate of Biological Sciences, Associate Professor; natalia\_osm@mail.ru

*Maksimova D. A.* — engineer; daria\_maksimova@yandex.ru

*Kuchaeva L. N.* — researcher; kslava@yandex.ru