

Институт проблем промышленной экологии Севера – обособленное подразделение
Федерального государственного бюджетного учреждения науки
Федерального исследовательского центра
«Кольский научный центр Российской академии наук»

На правах рукописи



Красавцева Евгения Андреевна

**ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ОТХОДОВ ОБОГАЩЕНИЯ
РЕДКОМЕТАЛЛЬНЫХ РУД НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ
(НА ПРИМЕРЕ ООО "ЛОВОЗЕРСКИЙ ГОК")**

Специальность 1.6.21. – «Геоэкология» (технические науки)

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата технических наук

Научный руководитель
доктор технических наук
Д. В. Макаров

Москва – 2022

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
ГЛАВА 1. ХВОСТОХРАНИЛИЩА И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ	10
1.1. Влияние складированных отходов горнопромышленного комплекса на окружающую среду	11
1.2. Методики проведения оценки загрязнения компонентов окружающей среды	17
1.3. Современные методы снижения негативного воздействия хвостохранилищ на экосистемы	20
1.4. РЗЭ как специфические загрязняющие вещества	25
ВЫВОДЫ ПО ГЛАВЕ 1	29
ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ	31
2.1. Краткая характеристика района исследования	31
2.2. Объекты исследования	33
2.3. Методики и методы исследования	36
ГЛАВА 3. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАЗНОВОЗРАСТНЫХ ХВОСТОХРАНИЛИЩ ООО «ЛОВОЗЕРСКИЙ ГОК»	43
ВЫВОДЫ ПО ГЛАВЕ 3	54
ГЛАВА 4. ИЗУЧЕНИЕ ПРОЦЕССОВ, ПРОИСХОДЯЩИХ ПРИ ХРАНЕНИИ ХВОСТОВ ОБОГАЩЕНИЯ ЛОПАРИТОВЫХ РУД.....	56
4.1. Мобилизация экологически опасных элементов из хвостов обогащения лопаритовых руд под действием атмосферных осадков	56
4.2. Исследование взаимодействия хвостов обогащения лопаритовых руд с почвенными водами	64
ВЫВОДЫ ПО ГЛАВЕ 4	70
ГЛАВА 5. ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ХВОСТОВ ОБОГАЩЕНИЯ ЛОПАРИТОВЫХ РУД НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ	72
5.1. Современное состояние водных объектов в зоне влияния ООО «Ловозерский ГОК»	72
5.2. Оценка химического загрязнения почв и растений в зоне влияния хвостохранилищ	79
ВЫВОДЫ ПО ГЛАВЕ 5	87
ГЛАВА 6. ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ ПРЕДЛОЖЕНИЯ ДЛЯ СНИЖЕНИЯ НЕГАТИВНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ХВОСТОХРАНИЛИЩ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ	89
6.1. Подбор оптимального расхода связующего реагента для закрепления поверхности действующего хвостохранилища.....	89
6.2. Ремедиация выведенного из эксплуатации поля хвостохранилища	92
ВЫВОДЫ ПО 6 ГЛАВЕ	101

ЗАКЛЮЧЕНИЕ	102
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	104
ПРИЛОЖЕНИЕ 1. Акт испытаний пылеподавателя Dustbind NALCO	125
ПРИЛОЖЕНИЕ 2. Акт о внедрении	126

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы исследования обусловлена приоритетными задачами в соответствии с Указами Президента РФ № 176 от 19 апреля 2017 г. “О Стратегии экологической безопасности Российской Федерации на период до 2025 года”: п. 11 р) устранение негативных последствий для окружающей среды хозяйственной и иной деятельности человека, и № 645 от 26 октября 2020 г. “О Стратегии развития Арктической зоны Российской Федерации и обеспечения национальной безопасности на период до 2035 года”: п. 15 к) проведение регулярной оценки экологических и социально-экономических последствий антропогенного воздействия на окружающую среду Арктической зоны.

Активное развитие горнодобывающей отрасли приводит к интенсивному росту уровня экологических рисков для окружающей среды Арктической зоны РФ. Для территорий вокруг горных предприятий характерно загрязнение грунтов и водных объектов широким спектром веществ, в том числе тяжелыми и редкоземельными металлами. Дополнительным источником значительного экологического риска является и тот факт, что до настоящего времени основным способом размещения отходов добычи и обогащения во всем мире по-прежнему является заполнение поверхностных хвостохранилищ. Гипергенез дезинтегрированного, увлажненного и смешанного с остатками флотационных реагентов материала хвостов в открытых к атмосфере условиях и пыление хвостов в летний период при возникновении неблагоприятных метеорологических условий способствуют ускорению мобилизации металлов и вторичному загрязнению территории с водными и воздушными потоками. При аэротехногенном переносе частиц наблюдается взаимодействие не только с атмосферными осадками, но и с почвенными органосодержащими растворами. Сложный комплекс взаимодействий растворов органических кислот природного происхождения с тонкодисперсными хвостами обогащения интересен с точки зрения влияния на мобильность загрязняющих веществ: увеличения их подвижности, либо фиксации загрязнителей в почвах. Максимальному выносу подвержены растворимые соединения поллютантов, легко включающиеся в биогеохимические циклы элементов и, в конечном итоге, оказывающие воздействие на биоту и здоровье населения.

Для защиты уникальной природной среды Баренцева Евро-Арктического региона в настоящее время реализуется ряд международных инициатив по различным тематикам, в том числе по проблемам изменения климата, сохранению биоразнообразия и естественных мест обитания, устранению хронического стресса для экосистем, изучению и снижению выбросов загрязняющих веществ и внедрению технологий «зеленого производства».

Актуальность мониторинга состояния компонентов окружающей среды и изучения отходов обогащения редкометалльных руд обусловлена повышенным радиационным фоном

добываемого и перерабатываемого сырья и низкой способностью к самовосстановлению экосистем в условиях субарктического климата.

Значительный вклад в изучение влияния горных предприятий на окружающую среду и геоэкологическую оценку их воздействия, ликвидации накопленного ущерба, рекультивации нарушенных территорий внесли российские и зарубежные ученые: акад. В.А. Чантурия, Г.В. Калабин, Т.И. Моисеенко, С.Б. Бортникова, О.Л. Гаськова, Л.Т. Крупская, М.А. Пашкевич, В.Н. Макаров, Д.В. Макаров, О.Л. Качор, Л.А. Иванова, И.П. Кременецкая, И.В. Шадрунова, J.H. Fu, M. Lindsay, B.G. Lottermoser, M. Moncur, P. Thomas и др.

Определение характерных особенностей распространения и предупреждения дальнейшего загрязнения, восстановления техногенно нарушенных земель представляют собой важную научно-практическую задачу.

Цель работы. Выявление особенностей миграции тяжелых металлов (ТМ) и редкоземельных элементов (РЗЭ) из хвостов обогащения лопаритовых руд и оценка состояния компонентов окружающей среды.

Идея работы. Использование комбинации технологий пылеподавления для предупреждения дальнейшего загрязнения и восстановления техногенно нарушенных земель.

Задачи:

1) анализ литературы по темам: экологические аспекты влияния хвостохранилищ на окружающую среду, современные методы оценки загрязнения экосистем, способы снижения негативного воздействия, РЗЭ как специфические загрязнители;

2) определение инженерно-геологических характеристик и вещественного состава разновозрастных хвостов обогащения лопаритовых руд;

3) исследование процессов мобилизации экологически опасных элементов из материала хвостов под действием атмосферных осадков и при попадании пылевых частиц в почву;

4) экологическая оценка состояния водных объектов, почв и растений в зоне влияния предприятия;

5) обоснование применения связующих реагентов для пылеподавления действующего хвостохранилища;

6) подбор способов рекультивации выведенного из эксплуатации хвостохранилища.

Научная новизна:

1. Впервые определены инженерно-геологические характеристики и вещественный состав разновозрастных хвостов обогащения лопаритовых руд, установлено концентрирование РЗЭ, ТМ и радионуклидов в тонкодисперсном материале хвостов.

2. Раскрыты закономерности процессов мобилизации экологически опасных элементов из хвостов обогащения под действием атмосферных осадков и при попадании пылевых частиц в почву.

3. На основе результатов проведенной геоэкологической оценки исследуемых территорий установлены характеристики импактных зон загрязнения компонентов окружающей среды РЗЭ и ТМ вследствие аэротехногенного переноса материала хвостов.

4. Определен оптимальный расход связующего реагента Dustbind (Nalco) для создания прочного полимерного покрытия и закрепления пылящей поверхности действующего хвостохранилища и обосновано применение осадков сточных вод в качестве мелиоранта для фитостабилизации выведенного из эксплуатации хвостохранилища.

Теоретическая значимость работы заключается в получении новых научных знаний об объекте и состоянии компонентов окружающей среды в зоне влияния горнопромышленного предприятия по добыче и обогащению редкометалльных руд, в том числе:

- 1) определении инженерно-геологических характеристик и установлении вещественного состава разновозрастных хвостов обогащения лопаритовых руд;
- 2) выявлении факторов, влияющих на мобилизацию экологически опасных элементов из хвостов обогащения при хранении и попадании пылевых частиц в почву;
- 3) установлении содержаний РЗЭ и ТМ в пробах донных отложений оз.Ильма, почвах и растениях, отобранных в зоне влияния хвостохранилищ.

Практическая значимость работы

Полученные научные результаты могут быть использованы для непосредственного применения рассмотренных способов пылеподавления на предприятии, в качестве базиса для разработок способов переработки хвостов либо для методов рекультивации/консервации хвостохранилищ редкометалльных руд и в учебном процессе на кафедре геоэкологии Мурманского государственного технического университета.

Объекты исследования:

- хвосты обогащения лопаритовых руд;
- воды озер и рек, сточные воды ООО «Ловозерский ГОК»;
- донные отложения (ДО) озер Ильма и Кривое;
- техногенно загрязненные почвы в зоне влияния хвостохранилищ;
- растения видов, широко произрастающих на исследуемой территории: луговик извилистый *Avenella flexuosa* L., ивы: и. филиколистная *Salix phylicifolia*, и. лопарская *S. lapponum*, и. сизая *S. glauca*, отобранные в импактной зоне.

Методы исследования. В работе использованы следующие методы анализа: рентгенофазовый (дифрактометр ДРОН-2), радионуклидный (сцинтилляционный γ -спектрометр

с программным обеспечением «Прогресс»), физико-химические (атомно-абсорбционный спектрометр с пламенной атомизацией, AAnalyst 400 PerkinElmer, масс-спектрометр с индуктивно связанной плазмой, ELAN 9000 PerkinElmer) и другие. Исследования инженерно-геологических характеристик хвостов обогащения лопаритовых руд проводили согласно ГОСТ 5180-2015 «Грунты. Методы лабораторного определения физических характеристик». Отбор проб хвостов обогащения, озерных и речных вод, донных отложений, почв и надземной части растений проводился в соответствии с утвержденными методиками. В работе использованы данные экспериментальных исследований и результаты анализов отобранных проб. Обработка результатов экспериментов произведена с использованием статистических методов в программных продуктах Microsoft Excel и STATISTICA 10.

Защищаемые положения:

1. Результаты геолого-минералогической оценки опасности складированных отходов ООО «Ловозерский ГОК», определившие наиболее токсичную фракцию, выносимую в атмосферу за счет пыления мелкозернистых хвостов с незакрепленных участков хвостохранилищ, а именно – тонкодисперсный материал (-0.071 мм), который характеризуется повышенным содержанием ТМ, РЗЭ и радионуклидов, относится ко второй категории отходов с расчетным значением удельной эффективной активности свыше 1500 Бк/кг.

2. Механизм и закономерности интенсификации процесса мобилизации экологически опасных элементов из хвостов обогащения лопаритовых руд под действием атмосферных осадков, закисленных путем граничных региональных переносов в атмосфере, и при попадании тонкодисперсных частиц хвостов в почву. При этом, разрушение силикатной матрицы основных минералов хвостов обогащения и переход экологически опасных элементов в растворимые формы резко возрастает: концентрации ТМ превышают контрольные значения до 267 раз, РЗЭ – до 70 раз в слабокислой среде, до 4 и 7 раз для ТМ и РЗЭ соответственно – при увеличении содержания растворенного органического вещества.

3. Снижение негативного воздействия на сопредельные среды, происходящего за счет пыления хвостов, достигается комбинацией мероприятий: нанесением 3%-го раствора связующего покрытия Dustbind (Nalco) с расходом $1\text{л}/\text{м}^2$ на действующем хвостохранилище, а повышение биогенности хвостов выведенного из эксплуатации хвостохранилища – фрагментарным внесением осадков сточных вод общим расходом $2\text{л}/\text{м}^2$, способствующих накоплению в надземной части растений основных элементов питания фосфора, калия, кальция, магния при снижении доступности алюминия и железа для растений.

Достоверность и обоснованность научных положений, выводов и рекомендаций обеспечивается применением современной приборной базы, апробированных методов анализа и статистической обработки фактического материала, представительностью исходных данных,

использованием общепринятых критериев оценки полученных результатов; подтверждается согласованностью выводов теоретического анализа и данных эксперимента, удовлетворительной сходимостью результатов измерений и экспериментальных исследований.

Апробация работы

Основные положения и результаты исследований, изложенные в диссертационной работе, докладывались на международных совещаниях «Плаксинские чтения» (Иркутск, Апатиты, Владикавказ, 2019, 2020, 2021 г.); всероссийской (с международным участием) Ферсмановской научной сессии (ГИ КНЦ РАН, Апатиты, 2020, 2021 г.); Международной мультидисциплинарной конференции по промышленному инжинирингу и современным технологиям – FarEastCon-2020 (Владивосток, 2020); III и IV Международных конференциях «Агробизнес, экологический инжиниринг и биотехнологии» - «Agribusiness, Environmental Engineering and Biotechnologies» (AGRITECH-III – 2020, AGRITECH-IV - 2020); XX и XXI научных семинарах «Минералогия техногенеза» (2020, 2021), Международной конференции "Эффективное производство и переработка" (ICERP-2021), Всероссийской научно-технической конференции «Цифровые технологии в горном деле» (Апатиты, 2021), Международной научно-исследовательской конференции по перспективным исследованиям в науках о Земле «ReEarth» (2021), Конгрессе Международной Ассоциации Шахтных Вод (IMWA 2021).

Личный вклад автора

Анализ современного состояния проблемы влияния хвостохранилищ на окружающую среду и методов снижения их негативного воздействия, постановка цели и задач исследований, обоснование применяемых методик, отбор проб хвостов обогащения лопаритовых руд, воды, почв, растений, организация и проведение экспериментов, обработка и анализ полученных результатов, подготовка публикаций и апробация материалов на конференциях различного уровня выполнены автором лично или при его непосредственном участии.

Публикации

По теме работы опубликовано 19 печатных трудов, в том числе 10 статей в журналах, входящих в перечень ВАК Минобрнауки России, 1 – в рецензируемом журнале, индексируемом в WoS, Scopus.

Исследование проведено при финансовой поддержке программы Kolarctic CBC 2014-2020, проект № KO1030 «Supporting Environmental, Economic and Social Impacts of Mining Operations».

Объем и структура работы

Диссертация состоит из введения, шести глав, заключения, списка использованных источников из 225 наименований, содержит 55 рисунков и 25 таблиц, изложена на 126 страницах текста.

Глава 1 посвящена обзору литературы, в котором рассмотрены основные аспекты негативного влияния складированных отходов горнопромышленного комплекса на окружающую среду, в частности, при разработке редкометалльных месторождений, методы оценки состояния компонентов окружающей среды, особенности РЗЭ как загрязнителей.

В Главе 2 приводится краткая характеристика объектов и методов исследований.

В Главе 3 представлены результаты исследования инженерно-геологических характеристик и вещественного состава хвостов обогащения лопаритовых руд.

В Главе 4 приведены результаты экспериментальных исследований процессов мобилизации экологически опасных элементов из хвостов обогащения лопаритовых руд под действием атмосферных осадков и при попадании пылевых частиц хвостов в почву.

В Главе 5 представлены результаты анализа проб воды и донных отложений из озер и рек, дана оценка загрязнения почв и растений, отобранных в районе исследования.

В Главе 6 представлены результаты лабораторных исследований по применению связующих реагентов для пылеподавления действующего хвостохранилища и подбору мелиорантов для фитостабилизации выведенного из эксплуатации хвостохранилища.

Благодарности

Автор выражает признательность научному руководителю, д.т.н. Д. В. Макарову; младшему научному сотруднику ЛПТиТБА ФИЦ КНЦ РАН и ИППЭС КНЦ РАН В. В. Максимовой; старшему научному сотруднику ИППЭС КНЦ РАН, к.г.н. С. С. Сандимирову; ведущему научному сотруднику ИППЭС КНЦ РАН, к.б.н. Т. Т. Горбачевой, ведущему научному сотруднику ИППЭС КНЦ РАН, д.б.н. Л. А. Ивановой, старшему научному сотруднику ГИ КНЦ РАН, к.г.-м.н. Е. А. Селивановой; зав.каф. «Геоэкология» УГГУ, д.г.-м.н. А. И. Семячкову; инженеру ИХТРЭМС КНЦ РАН П. В. Икконену; сотрудникам центра коллективного пользования ИППЭС КНЦ РАН; старшему научному сотруднику, ИППЭС КНЦ РАН, к.т.н. А. В. Светлову, главному научному сотруднику ИППЭС КНЦ РАН, д.т.н. В. А. Маслобоеву; заместителю директора ИППЭС КНЦ РАН, к.б.н. Е. А. Боровичеву; студенту АФ МГТУ Н. Л. Алфертьеву; старшему лаборанту ИППЭС КНЦ РАН Н. А. Ильиной; инженеру ИППЭС КНЦ РАН А. В. Тимохину; младшему научному сотруднику ЛПТиТБА ФИЦ КНЦ РАН и ИППЭС КНЦ РАН А. А. Горячеву; ведущему инженеру ИППЭС КНЦ РАН А. А. Черепанову.

ГЛАВА 1. ХВОСТОХРАНИЛИЩА И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Наибольший объем образования отходов производства и потребления в 2019 г. приходился на вид экономической деятельности «добыча полезных ископаемых» – 7.257 млрд т, причем с каждым годом этот объем увеличивается [1]. Прямой выход продукта в технологической цепочке «сырье – целевой продукт» редко превышает 10 %, то есть порядка 90% идет в отходы, что приводит к загрязнению экосферы. По данным [2], на территории РФ накопилось уже свыше 100 млрд т отходов горнопромышленного производства, причем около 40% можно вовлекать в качестве источника минеральных ресурсов, однако на деле используется менее 1% от их общего количества.

В Мурманской области расположены крупные горно-обогатительные предприятия: АО «Апатит», ЗАО «СЗФК», АО «Кольская ГМК», АО «Ковдорский ГОК», ООО «Ловозерский ГОК», разрабатывающие месторождения апатито-нефелиновых, медно-никелевых, магнетитовых, лопаритовых руд, ниобия и тантала и др. По данным «Доклада о состоянии ...», в 2020 году образование отходов горнодобывающей промышленности (хвосты обогащения, вскрышные и проходческие породы и т. п.) увеличилось по сравнению с 2019 годом и составило 304.7 млн т [3]. За последние десять лет в Мурманской области отраслевой сброс отходов горнодобывающих предприятий превысил 2 млрд т (рис. 1.1) [4-12].

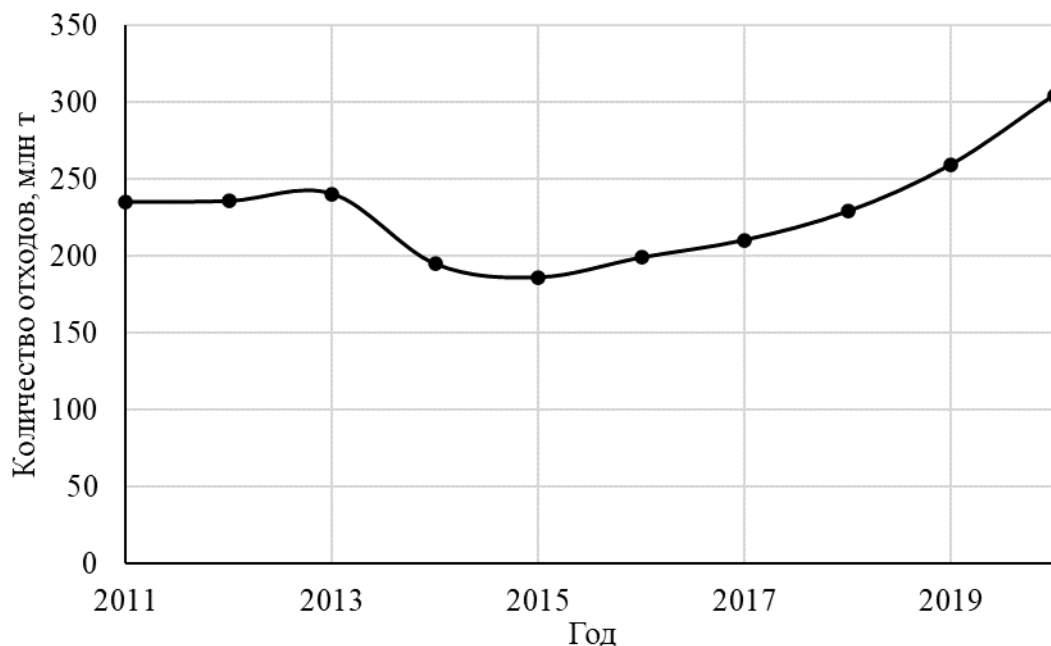


Рисунок 1.1. Динамика образования отходов горнодобывающей промышленности в Мурманской области

Суммарный объем накопленных отходов превышает 8 млрд т: забалансовые и попутные руды (2.4%), вскрышные породы, проходки (72.4%), хвосты обогащения различных руд (24%), шлаки и золы (до 1.5%) [13].

В данной главе рассмотрены основные аспекты влияния хвостохранилищ на компоненты окружающей среды, методы оценки и способы снижения негативного воздействия, особенности РЗЭ как специфических загрязняющих веществ.

1.1. Влияние складированных отходов горнопромышленного комплекса на окружающую среду

В районах с развитой горнорудной промышленностью, к которым относится и Мурманская область, накопление отходов горнопромышленного комплекса приводит к серьезным экономическим и экологическим проблемам.

В процессе добычи и обогащения руд образуется огромное количество отходов, основная часть которых – измельченные хвосты обогащения руд [14-18]. При активной эксплуатации, которая может длиться десятилетиями, поверхность хвостохранилища может достигать нескольких квадратных километров и практически лишена растительности. На создание и поддержание хвостохранилищ требуются значительные капитальные и эксплуатационные затраты. Огромные площади выводятся из хозяйственного оборота. К этому добавляются платежи за земли, изъятые из лесных фондов и сельского хозяйства, средства на разработку предельно допустимых выбросов (ПДВ), нормативов допустимого сброса (НДС), проектов нормативов образования отходов и лимитов на их размещение (ПНООРЛ), не говоря уже о штрафах за их превышение.

Складируемые твердые минеральные отходы являются источником серьезного загрязнения атмосферы, почв, поверхностных и подземных вод тяжелыми металлами во всем мире, особенно вблизи участков добычи и переработки металлов [19-21]. Отходы зачастую содержат токсичные и радиоактивные вещества. Учитывая географическое положение и экстремальные климатические условия, зачастую рядом с горнодобывающими предприятиями возникают техногенные пустоши [22, 23], (рис. 1.2).



Рисунок 1.2. Техногенная пустошь в районе г. Мончегорск в зоне влияния АО «Кольская ГМК»

Колебания температуры, влажности и скорости ветра приводят к образованию пыли на поверхности хвостохранилищ, которая переносится на большие расстояния и попадает в почвы и водоемы [24], (рис. 1.3, 1.4).

Для тонкодисперсного материала характерна высокая площадь поверхности частиц, что интенсифицирует протекание химического взаимодействия с растворами, и небольшие линейные размеры, что облегчает миграцию частиц во взвешенном виде с фильтрующимися растворами. При попадании тонкодисперсных частиц на поверхность почвы происходит химическое взаимодействие с атмосферными водами и почвенными органосодержащими растворами [25].



Рисунок 1.3. Пыление хвостов на хвостохранилище ООО «Ловозерский ГОК»



Рисунок 1.4. Пыление хвостов обогащения апатито-нефелиновых руд в г. Апатиты

Наличие растворенного органического вещества в растворе оказывает значительное влияние на протекание процесса взаимодействия. Органические вещества почв участвуют в физических, химических и биологических процессах, комплексообразовании, ионных, молекулярных и окислительно-восстановительных реакциях, влияют на транспорт металлов в водных и почвенных системах [26, 27]. Гуминовые и фульвокислоты могут как усиливать миграционную способность элементов, так и способствовать их накоплению в почве вследствие образования труднорастворимых соединений. Особенно сильное влияние на миграционную способность экотоксикантов органические вещества могут оказывать при взаимодействии с поликомпонентными хвостами обогащения, за счет формирования с металлами как растворимых, так и нерастворимых органокомплексов. Интенсивность протекания реакций в растворе варьирует в зависимости от концентрации элементов, наличия катализаторов, площади поверхности раздела фаз и температурного режима.

Частицы пыли комплексно воздействуют на окружающую среду, в том числе на биоту. Растения испытывают токсический стресс, когда частицы попадают в почву, растворяются и становятся частью почвенного раствора. Кроме того, значительная часть пыли оседает и скапливается на листовых пластинках растений.

Долгосрочное воздействие переносимых твердых частиц на человека в настоящее время связано с широким спектром потенциальных рисков для здоровья, включая анемию [28], сердечно-сосудистые [29] и респираторные заболевания [30], хроническую обструктивную болезнь легких и др. [31]. Согласно существующим эпидемиологическим исследованиям, действие частиц носит системный характер, оказывает биологическое действие на иммунный ответ, проявляет цитотоксичность и потенциальную мутагенность по отношению к клеткам организма [32].

Общая схема воздействия хвостохранилищ на окружающую среду приведена в работе [33] (рис. 1.5).

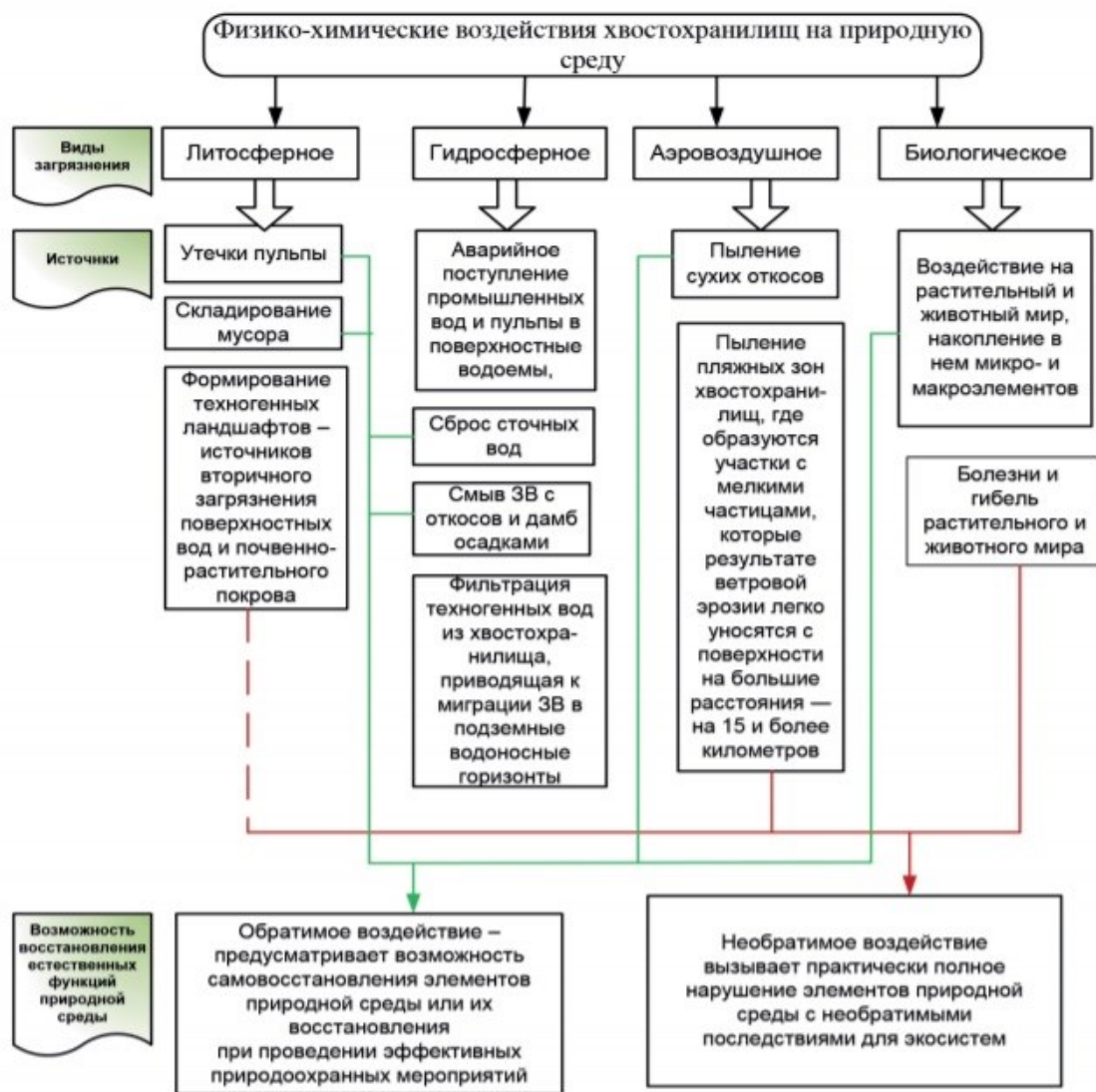


Рисунок 1.5. Воздействие хвостохранилищ на окружающую среду [33]

Авторами [34] проводилось исследование заброшенных шахт и хвостохранилищ закрытого предприятия, добывавшего железо, цинк и свинец, в Картагена-Ла-Юнион, Испания. Результаты анализа проб пыли и почв выявили чрезвычайно высокие концентрации кадмия, марганца, свинца и цинка. Учеными был сделан логичный вывод о необходимости стабилизации и рекультивации поверхности хвостохранилищ для контроля переноса, в частности по воздуху, экологически опасных веществ в другие районы.

Последствия деятельности недавно заброшенного предприятия по добыче полиметаллических руд в провинции Гуандун, Южный Китай, исследовались в работе [35]. В сельскохозяйственных почвах было выявлено высокое содержание кадмия, цинка, меди и свинца. Анализ хвостов и сточных вод показал превышение по этим же элементам. Вероятный путь загрязнения почв – ветровой перенос частиц хвостов и дренажные и шахтные воды, проходящие через хвостохранилище (рис. 1.6).



Рисунок 1.6. Схема загрязнения почв тяжелыми металлами в зоне влияния хвостохранилища [35]

Загрязнение тяжелыми металлами и мышьяком почв и водных объектов в процессе выщелачивания дождевыми водами, ветрового переноса тонкодисперсных частиц хвостов из хвостохранилищ свинцово-цинковых и золоторудных предприятий Китая, Мексики, Испании рассмотрено в работах [36-39].

В России вопросы пролонгированного воздействия складированных горнопромышленных отходов рассмотрены, в частности для мышьяксодержащих отходов Дальневосточного федерального округа, Иркутской области и Забайкальского края в работах [40-42].

Геоэкологической оценке влияния оловорудных горных предприятий Дальнего Востока России на компоненты окружающей среды, здоровье населения горняцких поселков и предложениям по снижению негативного воздействия посвящена работа [41].

Спустя десятилетия после прекращения деятельности горнодобывающих предприятий в Иркутской области и Забайкальском крае, сотрудниками ИрГТУ, на основании результатов проведенных мониторинговых исследований, были выявлены многократные превышения предельно допустимых концентраций содержания в объектах экосистемы тяжелых металлов и мышьяка, дана геоэкологическая оценка влияния накопленных отходов на объекты окружающей среды и проведен ряд мероприятий по восстановлению нарушенных земель и ликвидации накопленного экологического вреда [42].

Несмотря на большое количество горнодобывающих предприятий в Мурманской области, имеется крайне немного научных работ, посвященных состоянию компонентов окружающей среды в зоне их влияния.

1.2. Методики проведения оценки загрязнения компонентов окружающей среды

В России основные подходы к оценке воздействия загрязняющих веществ на окружающую среду в настоящее время заключаются в сопоставлении концентраций индивидуальных веществ с фоновыми содержаниями, предельно и ориентировочно допустимыми концентрациями, указанными в соответствующих нормативных документах [43]. Учитывая, что ПДК, например, химических веществ в почвах установлены для очень узкого перечня показателей, такой подход является не всегда эффективным из-за существования огромного количества загрязняющих веществ, способных оказывать влияние на экологическое состояние биоты. Также расчетный метод не учитывает совместного воздействия нескольких поллютантов, которое может оказывать как синергетический, так и антагонистический эффект. Поэтому на основе одних лишь аналитических данных проблематично провести комплексную оценку влияния горнопромышленных отходов на окружающую среду. Экспериментальным методом интегральной оценки токсичности выступает биотестирование, позволяющее сделать вывод о степени токсичности пробы, но не о качественном и количественном составе ее компонентов – поллютантов [44]. Данный метод обладает рядом достоинств: экспрессность, доступность, простота реализации, воспроизводимость результатов, чувствительность.

Частным случаем биотестирования является фитотестирование. В России и за рубежом разработано несколько методик, позволяющих экспериментально определять класс опасности отходов [45], степень загрязнения почв и техногенных грунтов [46], хроническую фитотоксичность [47] и другие, но лишь несколько из них внесены в реестр методик для государственного экологического контроля. В ряде работ для оценки влияния промышленных отходов на биоту применяются авторские методики. Так, в работе [48] для оценки токсичности золошлаковых отходов (влияние кека золошлаков) применялся метод биотестирования, в качестве тест-культур были использованы микроорганизмы и овес посевной *Avena sativa* L.

Традиционно для оценки загрязнения почв применяется расчет суммарного показателя загрязнения, предложенный Ю.Е. Саетом [49], определяемого как сумма коэффициентов концентрации химических веществ, равных отношению фактического содержания определяемого вещества в почве к региональному фоновому, поскольку техногенные аномалии как правило полиэлементны [42].

В мировой практике оценка загрязнения почв и донных отложений производится на основе рассчитанных коэффициентов и индексов: коэффициент обогащения,

геоаккумуляционный индекс, индексы индивидуального и потенциального экологического риска [50, 51].

Коэффициент обогащения EF_i – это коэффициент обогащения загрязняющими веществами, металлами.

$EF_i = C_i/C_{bi}$, где C_i – концентрация металла для каждой исследуемой площади; C_{bi} – фоновая концентрация металла.

Значения EF интерпретируют так, как предложено [52, 53], которые выделяют семь классов EF в таблице 1.1.

Таблица 1.1. Классификация уровней обогащения

Значение EF_i	Уровень обогащения
< 1	обогащения нет
1-3	незначительное обогащение
3-5	умеренное обогащение
5-10	умеренно сильное обогащение
10-25	сильное обогащение
25-50	очень сильное обогащение
>50	чрезвычайно сильное обогащение

Еще одним широко используемым инструментом для оценки загрязнения тяжелыми металлами является индекс геоаккумуляции (I_{geo}), который определяет металлическое загрязнение в отложениях [54]. I_{geo} позволяет проводить оценку загрязнения окружающей среды путем сравнения различий между текущими и доиндустриальными концентрациями загрязняющих веществ [54-56].

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / 1.5B_n),$$

где C_n – измеренная общая концентрация тяжелого металла, определенная в почве (мг / кг), а B_n – геохимическое фоновое значение элементов. Константа в уравнении – 1.5 – используется для анализа естественных колебаний окружающей среды и очень малых антропогенных воздействий [56]. I_{geo} подразделяется на 7 классов, как показано в таблице 1.2.

Таблица 1.2. Классификация индексов геоаккумуляции

Значение I_{geo}	Класс I_{geo}	Уровень загрязнения
≤ 0	0	незагрязненный
0-1	1	от незагрязненного до умеренно загрязненного
1-2	2	умеренно загрязненный
2-3	3	от умеренно загрязненного до сильно загрязненного
3-4	4	сильно загрязненный
4-5	5	от сильно загрязненного до очень сильно загрязненного
>5	6	очень сильно загрязненный

Также применяются коэффициент потенциального экологического риска и индекс потенциальной экологической опасности. Эти индексы позволяют всесторонне оценить влияние концентрации, токсичность и экологическую чувствительность по отношению к тяжелым металлам [57-59]. Индекс потенциальной экологической опасности был сформулирован Хакансоном [57], который объединил концентрацию тяжелых металлов с воздействием на окружающую среду, токсикологией, и использовал его для оценки экологической опасности загрязнения тяжелыми металлами в седиментологии [60]. Согласно этому методу, коэффициент потенциального экологического риска (E_{ir}) отдельного элемента и индекс потенциальной экологической опасности (RI) многоэлементного загрязнения можно рассчитать по следующим уравнениям:

$$E_{ir} = T_i \times C_n / B_n$$

T_i – фактор токсической реакции отдельного токсичного элемента. Установленные значения T_i : 1 для Zn, 2 для Cr, 5 для Ni, Cu и Pb, 10 для As и 30 для Cd [59].

$$RI = \sum E_{ir}$$

Согласно Хакансону [57], для значений E_r и RI, представленных в таблице 1.3, предлагается следующая классификация.

Таблица 1.3. Коэффициент потенциального экологического риска E_r и индекс потенциальной экологической опасности RI

Значение E_r	Экологический риск	Значение RI	Экологическая опасность
< 40	низкий экологический риск	< 150	низкая экологическая опасность
40–80	умеренный экологический риск	150–300	умеренная экологическая опасность
80–160	значительный экологический риск	300–600	высокая экологическая опасность
160–320	высокий экологический риск	> 600	значительно высокая экологическая опасность
>320	серьезный экологический риск		

Классификация Хакансона нашла широкое применение для оценки загрязнения донных отложений как за рубежом, так и в России, в частности, в работах наших коллег, посвященных мониторинговым исследованиям водных объектов Мурманской области [61-63].

1.3. Современные методы снижения негативного воздействия хвостохранилищ на экосистемы

Универсального решения проблемы пыления хвостохранилищ не существует. Многие горнодобывающие предприятия используют превентивные меры пылеподавления, но высокая стоимость, большая площадь хвостохранилищ и нестабильные условия окружающей среды снижают эффективность таких мер. Подверженность хвостохранилищ ветровой эрозии возрастает из-за искусственно измененного ландшафта, плохого роста поверхностной растительности и недостаточных мелиоративных мероприятий [64]. Кроме того, существующие традиционные методы пылеподавления, такие как нанесение полимерных покрытий, орошение, агрономические методы, имеют свои ограничения [65].

В настоящее время существует три основные группы методов рекультивации и консервации промышленных отвалов: механические, физико-химические и биологические [66-69]. Для краткосрочного закрепления запыленных участков на действующих хвостохранилищах зачастую применяется комбинация методов: физико-химический метод, направленный на создание противозерозионного покрытия на поверхности промышленного отвала путем обработки его вяжущими [70-73], механическое закрепление для откосов намывных и

ограждающих дамб, например, дробленой скальной породой в виде щебня, и рекультивация пылящих откосов. Известно несколько способов нанесения связующих на пылящие поверхности: автотехника с оросительными установками, подача реагентов через пульпопровод в смеси с пульпой [67, 74].

Комбинацией различных методов достигается уменьшение пылящих участков хвостохранилища Михайловского ГОКа. В частности, применяется подъем уровня воды в отсеках хвостохранилища (затопление пляжа), методы биоремедиации для укрепления верхового откоса плотины, крепление гребня и откосов дамб кварцитным камнем и щебнем, что полностью исключает пылеобразование с этой части хвостохранилища (более 80 га), полив автодорог, гребня и пляжей поливочными установками, укладка распределительных пульповодов по всему периметру хвостохранилища для равномерной раскладки хвостов, закрепление поверхности пляжей специальными растворами [75].

На Лебединском ГОКе применялись [76, 77] методы, основанные на орошении пылящих участков водой с использованием дождевальных установок, однако вода – дорогостоящий ресурс, а в условиях сухой ветренной погоды эффективность данных методов невысока. В исследовании [78] был предложен оригинальный метод закрепления пылящей поверхности, заключающийся в нанесении на пылящую поверхность суспензии мела с последующей обработкой раствором серной кислоты с образованием поверхностного слоя, по составу близкого к природному двуводному гипсу. Минимальная долговечность закрепленного слоя по результатам натуральных наблюдений составила 8-12 месяцев [77].

В Мурманской области на основе проведенных учеными Кольского научного центра испытаний к применению для пылеподавления рекомендован реагент Nalco Dustbind [69, 79]. В рамках договорных работ были выполнены исследования по применению связующего на хвостохранилище АНОФ-2 (рис. 1.7).



Рисунок 1.7. Нанесение реагентов с помощью вездехода

На основе результатов работы КФ АО «Апатит» отказался от применения анионной битумной эмульсии в пользу связующего реагента Dustbind, обеспечивающего не только существенное сокращение трудозатрат, но и снижение времени обработки единицы площади хвостов обогащения апатит-нефелиновых руд.

На выведенных из эксплуатации хвостохранилищах широкое применение находит рекультивация запыленных территорий и отвалов с использованием растений, устойчивых к внешней среде и загрязнителям, с развитой корневой системой и большой биомассой.

В редких случаях отходы обогащения руд обладают благоприятными характеристиками, способствующими активному самозарастанию нарушенных территорий. Но, как правило, грунт, депонируемый в хвостохранилищах, характеризуется экстремально низкими либо экстремально высокими значениями pH, высокой засоленностью (минерализацией) поровых вод, слабой водоудерживающей способностью, высоким содержанием тяжелых металлов, ограниченным банком семян. Факторами, лимитирующими восстановление растительного покрова на хвостохранилищах, являются также близкое к нулевому содержание в техногрунте органического вещества и связанного с ним азота, низкая доступность элементов питания растений (K, Ca, Mg, P) - зачастую при их весьма высоком валовом содержании в самом техногрунте [80].

В последние годы на отработанных участках хвостохранилища Оленегорского ГОКа высаживают траву волоснец песчаный. В 2018 и 2019 годах волоснец высадили на площади 2 га [79].

В мировой практике существенно расширяется область применения коммунальных стоков в горной промышленности, главным образом на месторождениях сульфидных руд. [81-

85]. Повышенное внимание к таким водам связано с их высокой кислотонейтрализующей и комплексообразующей способностью. Смешение с ними высокоагрессивных дренажных вод позволяет существенно снизить экологическую опасность побочных продуктов добычи в местах разработки руд.

Патентный поиск показал, что и в отечественной практике предлагалось внедрение технологий орошения хозяйственно-бытовыми стоками территорий, нарушенных хвостохранилищами и золошлакоотвалами [86]. При этом основным направлением признавалась активизация почвообразовательных процессов для эффективного задержания нарушенных территорий, однако широкого распространения в РФ такой способ не получил.

Эффективность применения осадков сточных вод (ОСВ) и других мелиорантов органической природы многократно подтверждена и лабораторными, и полевыми испытаниями по фитостабилизации хвостохранилищ [87-89], в том числе редкоземельной промышленности [90-93]. Внесение органических мелиорантов улучшает питательный режим техногрунтов и их водоудерживающую способность, активизирует биологическую активность и в целом первичные почвообразовательные процессы на территориях складирования отходов недропользования [94-96].

На территории Мурманской области инициатором использования ОСВ для рекультивации объектов накопленного экологического ущерба выступил «Мончегорскводоканал», впервые применивший ОСВ для восстановления растительного покрова на техногенных пустошах вблизи г. Мончегорск. Рекультивационные работы в промышленных масштабах проводились, начиная с 2003г силами Мончлесхоза под научным руководством ИППЭС ФИЦ КНЦ РАН при финансовой поддержке Кольской ГМК. К настоящему времени проведена экспертная оценка принятых мер с подтверждением их эффективности [97, 98] и признанием альтернативой традиционным методам рекультивации, в частности, землеванию.

Полевые исследования применения ОСВ в качестве мелиоранта были проведены нашими коллегами из ИППЭС КНЦ РАН на песчаном карьере «Апатитыводоканала» (рис. 1.8).



Рисунок 1.8. Контрольный (слева) и опытный (справа) участки рекультивации песчаного отвала. Фото Т.Т. Горбачевой

Даже при точечном нанесении ОСВ эффект оказался пролонгированным – никаких подкормок с осени 2017г. (заложение эксперимента) не проводилось.

Отходы местного производства, такие как вермикулит, лизардит, нашли применение в рекультивационных работах наших коллег на Мончегорской пустоши [99-101]. Особо стоит отметить разработанные технологии выращивания газонной дернины [102]. Предварительно подготовленные и выращенные лабораторных условиях «коврики» достаточно легко транспортируются и выкладываются на опытных площадках (рис. 1.9).



Рисунок 1.9. Заложенные в 2021 г. полевые эксперименты с применением ковровой дернины на хвостохранилище ООО «Ловозерский ГОК»

В целом, каждый из методов имеет ряд как преимуществ, так и недостатков. Хвостохранилища также могут различаться по стадии эксплуатации (действующее/выведенное из работы), способам намыва хвостовой пульпы, физико-химическим свойствам хвостов и т.д. Выбор конкретного метода пылеподавления должен быть основан на результатах комплексного изучения состояния предприятия и хвостового хозяйства, материала хвостов, лабораторных и полевых исследованиях.

1.4. РЗЭ как специфические загрязняющие вещества

К РЗЭ относятся 15 элементов – лантаноидов (от лантана до лютеция) – и два элемента (скандий и иттрий), обладающие схожими химическими и токсикологическими свойствами [103, 104]. РЗЭ, несмотря на название, достаточно широко распространены, однако редко концентрируются в рудных месторождениях (рис. 1.10) [105].

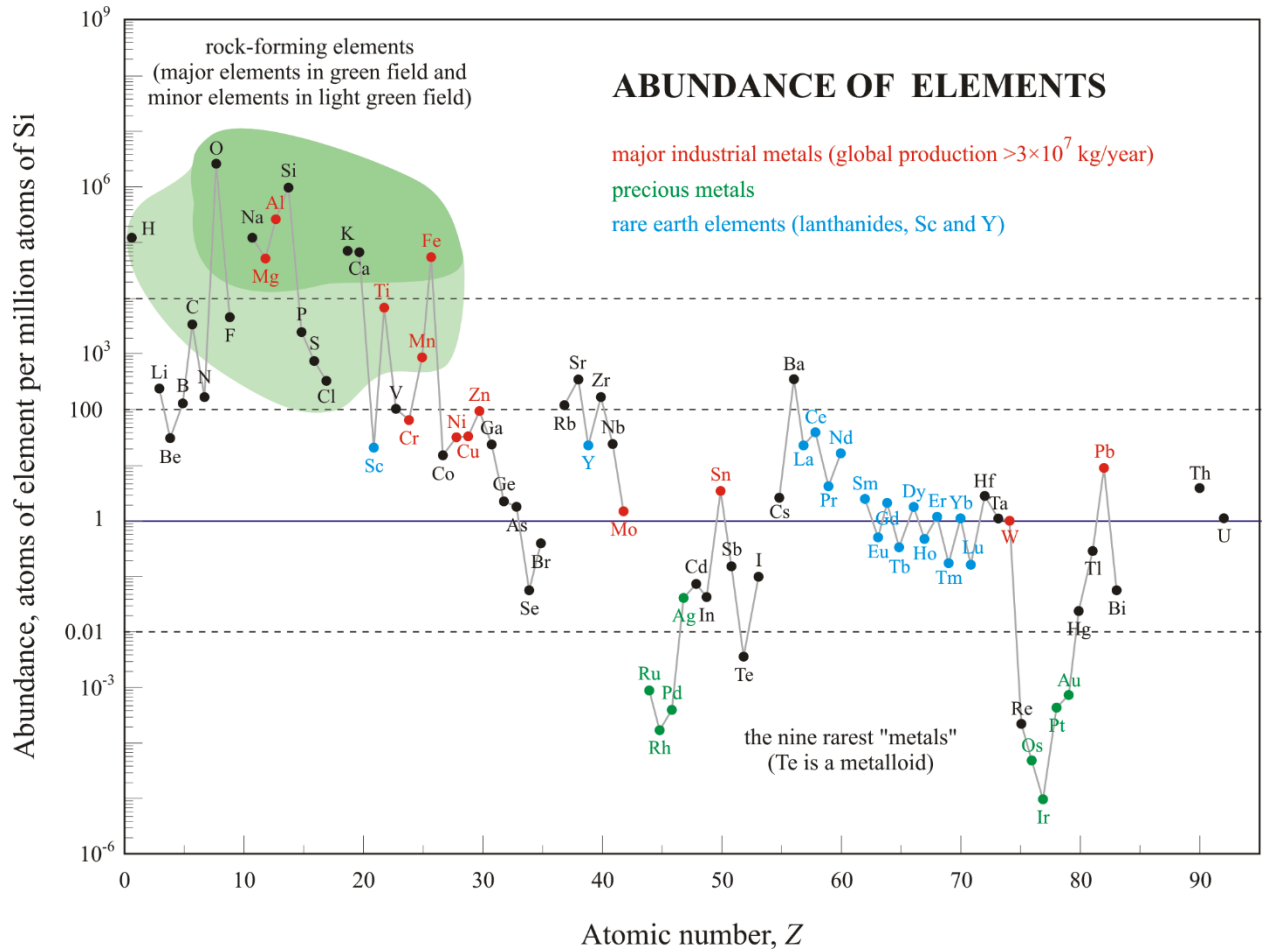


Рисунок 1.10. Среднее содержание элементов в земной коре [106]

РЗЭ обычно разделяют на две группы: элементы с атомными номерами от 57 до 61 классифицируются как легкие, а элементы с атомными номерами больше 62 (что соответствует самарию) классифицируются как тяжелые РЗЭ. В некоторых случаях выделяют среднюю группу, к которой относятся самарий, европий, гадолиний, тербий, диспрозий, гольмий.

РЗЭ находят широкое применение в сфере высоких технологий: сверхпроводники и лазерная техника, каталитические нейтрализаторы в автомобилях, объективы фотоаппаратов и телескопов, мощные магниты, используемые в компьютерной технике и производстве ветряных турбин, в системах сканирования рентгеновских лучей и многих других производствах [107, 108].

По данным геологической службы США [109] мировое производство рудников в 2019 году увеличилось по сравнению с 2018 годом на 11% и составило 210 тыс. т РЗЭ (в оксидном эквиваленте). Производство концентратов выросло на 44% по сравнению с 2018 годом и составило 26 тыс. т. Доминирующим производителем остается Китай (табл. 1.4).

Таблица 1.4. Мировая добыча и запасы рудников (по данным [109]), тонн

Страна	Добыча		Запасы
	2018	2019	
Соединенные Штаты Америки	18000	26000	1400000
Австралия	21000	21000	3300000
Бразилия	1100	1000	22000000
Бирма (Мьянма)	19000	22000	н/д
Бурунди	630	600	н/д
Канада	-	-	830000
Китай	120000	132000	44000000
Гренландия	-	-	1500000
Индия	2900	3000	6900000
Мадагаскар	2000	2000	н/д
Россия	2700	2700	12000000
Южная Африка	-	-	790000
Танзания	-	-	890000
Тайланд	1000	1800	н/д
Вьетнам	920	900	22000000
Другие страны	60	-	310000
Всего в мире	190000	210000	120000000

Наряду с разработкой месторождений РЗЭ растет интерес к оценке воздействия данных элементов на состояние окружающей среды и здоровье населения близлежащих населенных пунктов.

Известно, что разрабатываемые месторождения и отходы обогащения и переработки редкометалльных руд могут представлять серьезную угрозу окружающей среде, увеличивая концентрации РЗЭ в воздухе, воде и почве, особенно в районе добычи [110-112].

Снижение качества и изменение химического состава воздуха происходит из-за выбросов в атмосферу РЗЭ в газообразной форме или в виде атмосферных аэрозолей [112, 113]. Источником поступления тонкодисперсных частиц в воздух являются также незакрепленные отвалы и хвостохранилища, которые могут пылить на большие расстояния [114, 115]. Эти мелкие частицы могут вызывать респираторные и сердечно-сосудистые заболевания, тяжелые кишечные расстройства, кератоз и рак кожи [116].

Наибольшая опасность, возникающая из-за увеличения поступления РЗЭ в наземные экосистемы вследствие антропогенной деятельности, возникает для стран с естественным высоким уровнем содержания РЗЭ в почвах, в том числе для России [104].

Растения, произрастающие на территориях вблизи горнопромышленных предприятий, загрязняются как вследствие пыления, так и вследствие поглощения РЗЭ и ТМ из почв. В отличие от ТМ, фитотоксичность РЗЭ еще недостаточно изучена [104]. Известно, что концентрации легких РЗЭ в корнях сосудистых растений обычно выше, чем в остальных органах растения, в том числе и в побегах [104, 117-120]. Тем не менее, их накопление в листьях и стеблях как основных органах фотосинтеза может иметь большие последствия для развития растений [104].

С другой стороны, легкий перенос РЗЭ от корневой системы к листьям является одним из наиболее важных критериев в эффективной стратегии фитоэкстракции: при активном накоплении РЗЭ в надземных частях растений они легко удаляются из окружающей среды [120].

Токсичность РЗЭ тесно связана с близостью их физико-химических свойств. РЗЭ могут попадать в растения как через корневую систему, так и при осаждении на надземной их части. В исследовании [121] отмечено изменение поглощения РЗЭ растениями при их совместном воздействии. Так, например, сочетание Се с La увеличивает поглощения Се, а Nd в сочетании с La, Се и Pr увеличивает поглощение растениями Nd, в то же время снижая поглощение Се.

Некоторые соединения РЗЭ получили широкое распространение в аграрной отрасли за счет эффекта гормезиса низких содержаний РЗЭ для сельскохозяйственных культур, однако имеются данные об угнетающем действии их высоких концентраций [122].

В исследовании [123] установлена взаимосвязь между обилием в морской воде лантаноидов и их биологической токсичностью для морских одноклеточных водорослей. Результаты показали, что высокие концентрации лантаноидов (29.04 ± 0.61 мкмоль/л) привели к 50% снижению роста водорослей по сравнению с контролем (0 мкмоль/л) через 96 ч. Было установлено, что все одиночные лантаноиды оказывают одинаковое токсическое действие, что свидетельствует о близких химических и токсикологических свойствах этих элементов [123].

В работе [124] изучались концентрации РЗЭ в почве и овощах, а также оценивался риск для здоровья человека при потреблении овощей в окрестностях крупномасштабного горнодобывающего района, расположенного на юго-востоке Китая. В пробах почвы и овощей, взятых с ферм рядом с местом добычи полезных ископаемых, были обнаружены более высокие концентрации РЗЭ, чем на контрольном участке.

Роль или потребность большинства РЗЭ для живых систем неизвестна [107]. В живых организмах РЗЭ могут образовывать хелатные соединения с веществами, участвующими в метаболизме, например, с белками, нуклеиновыми кислотами, аминокислоты, пигментами и т. д. [125]. РЗЭ легкой группы откладываются, в основном, в печени. Для РЗЭ тяжелой группы в некоторых работах отмечается способность замещать ионы кальция в организмах [126, 127], в том числе в ферментах, тем самым препятствуя нормальному физиологическому протеканию ферментативных реакций.

При пероральном пути воздействия РЗЭ в первую очередь поражают печень, при вдыхании – легкие [128]. Кроме того, РЗЭ обладают хорошо известным антикоагулянтным действием [129].

Заметные отклонения от нормальных значений некоторых биохимических показателей анализа крови, в частности: общего сывороточного белка, бета-глобулина, альбумина и др., у жителей южных районов Цзянси отмечены в [130]. Авторы считают причиной этих отклонений длительное поступление РЗЭ через пищевые цепи.

Проведенное в Китае исследование воздействия РЗЭ на детей 7 – 10 лет, проживающих в районе добычи редкометалльных руд, выявило снижение показателя IQ у группы воздействия в сравнении с детьми контрольной группы, проживающими на условно фоновой территории (Сюньвукунти, провинция Цзянси) [131].

В целом, ни один из РЗЭ на данный момент не отнесен USEPA к загрязнителям, обладающим канцерогенным действием, вследствие чего значения параметров, используемых для оценки риска для здоровья, не были разработаны ни для одного из них [132].

ВЫВОДЫ ПО ГЛАВЕ 1

1. Развитие горнодобывающей отрасли сопровождается образованием значительного количества отходов добычи и переработки руд, создающих экологическую нагрузку на компоненты окружающей среды. Загрязнение сопредельных территорий происходит вследствие миграции поллютантов с водными потоками и пыления незакрепленных поверхностей хвостохранилищ.
2. Единая методика комплексной оценки воздействия хвостохранилищ на окружающую среду не утверждена. Современные методы оценки загрязнения компонентов окружающей среды основаны на сопоставлении опытных данных с фоновыми значениями. ПДК и ОДК – как минимум для почв – охватывают узкий перечень загрязнителей.
3. Существуют и разрабатываются множество способов пылеподавления, однако применение тех или иных методов на реальных горнодобывающих предприятиях часто ограничивается высокой стоимостью или низкой эффективностью. Перспективными методами

снижения пыления на действующих хвостохранилищах могут быть комбинации известных способов закрепления хвостов, на выведенных из эксплуатации – биологические.

4. Проблема техногенного загрязнения РЗЭ актуальна как для России, так и для Китая, США, Австралии и других стран. В настоящее время USEPA не классифицирует какие-либо РЗЭ как канцерогены, однако и нет заключения об отсутствии их канцерогенного действия.

ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1. Краткая характеристика района исследования

Единственное российское предприятие, разрабатывающее месторождение лопаритовых руд, расположено в центре Кольского полуострова (рис. 2.1).



Рисунок 2.1. Карта-схема географии района исследования

Горнорудное предприятие ООО «Ловозерский ГОК» приурочено к месторождению в Ловозерских тундрах редкометалльных руд цериевой группы, ниобия и тантала. На руднике «Карнасурт» производится добыча и обогащение руды с получением лопаритового и эвдиалитового концентратов [133].

Обогащение лопаритовых руд происходит в три этапа. Гравитационным способом при последовательном стадийном сокращении крупности дробленной руды, основанным на различии в плотностях между основным минералом - лопаритом и породообразующими минералами (его плотность в 1.7-2 раза выше основных породообразующих минералов, представленных полевым шпатом, нефелином и эгирином), получают черновой концентрат. Далее следует стадия перечистки – флотационное отделение апатита. На этапе доводки

применением электростатической и электромагнитной сепарации удаляются светлоцветные минералы (нефелин, полевой шпат, эгирин).

За период эксплуатации первого поля хвостохранилища (1951-1985 гг.) накопленный предприятием объем отходов обогащения составил 6.7 млн т [134]. С декабря 1985 г. по настоящее время сброс хвостовой пульпы осуществляется на второе поле хвостохранилища. Примерный объем отходов второго поля составляет 11 млн т с ежегодным приращением в 400-450 тыс. т.

Предприятие ежегодно сбрасывает свыше 8 млн м³ сточных вод в р. Сергевань, являющуюся притоком оз. Ловозеро. По результатам гидрохимических наблюдений в зоне влияния предприятий Ловозерского района [3] были отмечены превышения предельно-допустимых концентраций для водоемов рыбохозяйственного значения (ПДК_{рх}) по молибдену, меди, марганцу, фтору (р. Сергевань); марганцу и железу общему (р. Вирма); меди (оз. Ловозеро).

Ловозерский щелочной массив представляет многофазовую интрузию центрального типа палеозойского возраста, прорывающую породы архейского фундамента (гнейсы различного состава) и содержит верхнедевонские эффузивно-осадочные образования (пикритовые порфириды, базальты, трахибазальты и их туфы, сланцы, песчаники, кварциты). Массив сложен щелочными породами трех комплексов лопаритоносного, эвдиалитовых луювритов и жильных пород. В состав разрабатываемых руд также входят апатит и виллиомит (водорастворимый NaF), что обуславливает повышенное содержание фтор- и фосфат-ионов в сточных водах предприятия.

Изученная часть лопаритовых руд горизонтов дифференцированного комплекса, эксплуатируемого на участке «Карнасурт», представляет собой рудный пласт различной мощности (от 60 до 350 м), залегающий в нижней части комплекса, и прослежен по всему периметру Ловозерского массива на несколько десятков километров, что составляет примерно 3/4 части всего массива. Обнажается на отметках высот 425-700 м, где берут начало почти все реки.

Реки на территории района исследования относятся к группе малых горных рек, стекающих с горных возвышенностей, впадают в озера Умбозеро и Ловозеро [135]. Ширина их незначительна – до 5 м, глубина на порогах и перекатах 0.1-0.8 м, на плесах – до 3 м, скорость течения 0.2-0.7 м/с, на порогах – до 2.7 м/с. Русла рек извилистые порожистые, дно каменистое, местами скальное. Берега преимущественно крутые, иногда обрывистые, высотой до 1 м. Наиболее крупными реками, протекающими по исследуемой территории, являются: Сергевань (34.5 км), Светлая (18.8 км) – впадают в оз. Ловозеро; Шомийок (12.1 км) – впадает в оз. Сикир; Аллуайв (6.5 км), Азимут (8.7 км), Сенгисъявр (9.2 км), Тавайок (11.7 км) – впадают в оз.

Умбозеро. В верхнем течении характеризуются бурным потоком и многочисленными порогами, прорезая на своем пути твердые горные породы, в нижнем – протекают по лесным и заболоченным массивам. На всем протяжении принимают многочисленные притоки.

2.2. Объекты исследования

Объектами исследования являлись: хвосты обогащения лопаритовых руд, пробы воды и донных отложений из водных объектов, грунтов и растений. Общая схема отбора проб исследуемой территории – на рисунке 2.2. Более детализированные схемы для каждого этапа исследований будут приведены в соответствующих разделах.

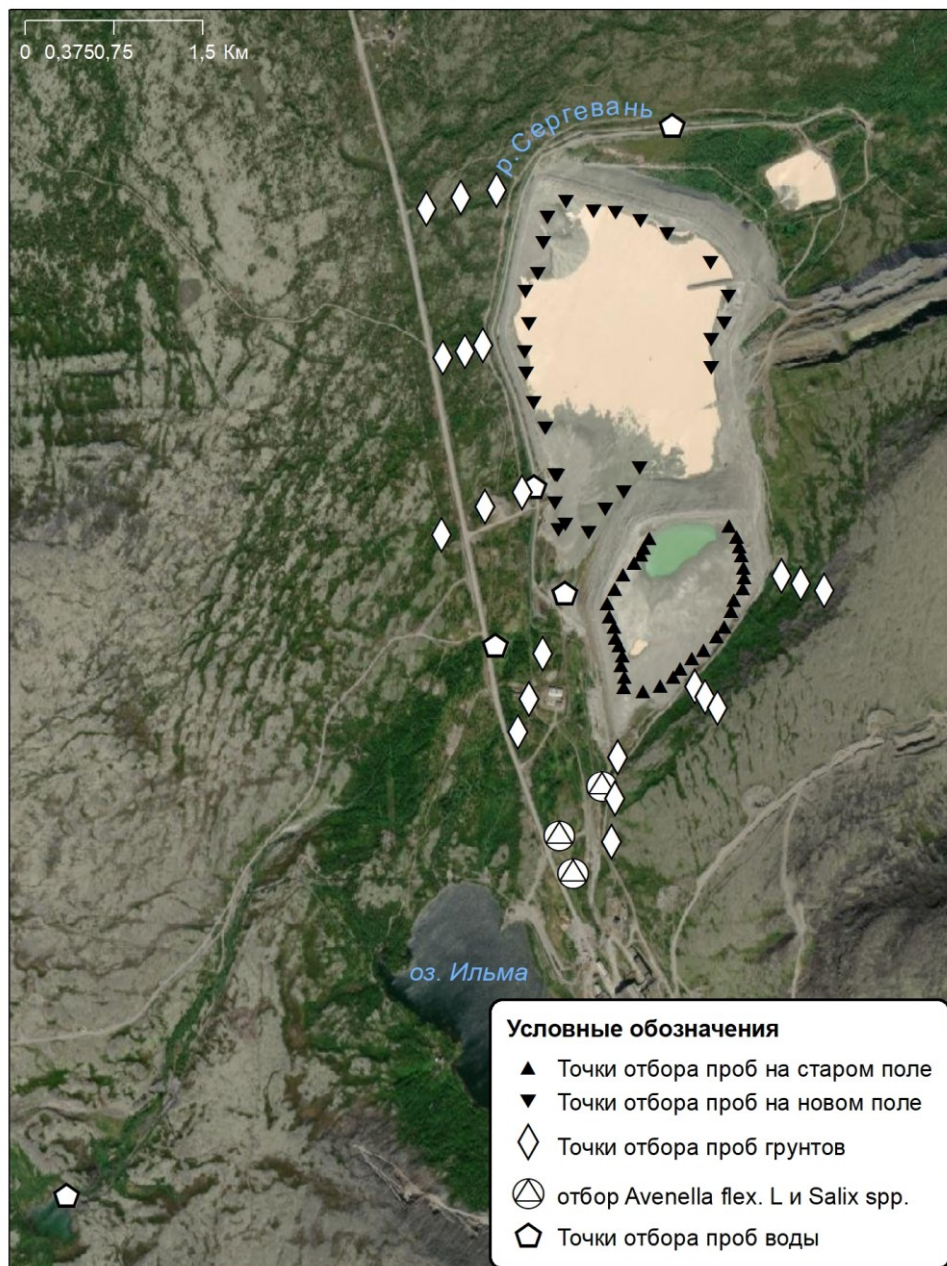


Рисунок 2.2. Расширенная схема отбора проб

Внешний вид хвостохранилищ и процесс отбора проб представлены на рисунках 2.3, 2.4.



Рисунок 2.3. Хвостохранилища, вид сверху. На переднем плане первое поле, на заднем – второе поле



Рисунок 2.4. Отбор проб хвостов обогащения лопаритовых руд

Пробы воды отбирали из озер Ильма, Кривое, Сикир, Ревдозеро, Ловозеро; донные отложения – из озер Ильма и Кривое, исследованных ИППЭС КНЦ РАН летом 2019 и 2020 гг. Также в работе использованы данные, полученные в ходе наблюдений за гидрохимическим режимом поверхностных вод Ловозерского района в 80-90-х годах XX века.

С целью установления негативного влияния предприятия на загрязнение р. Сергевань сбрасываемыми сточными водами, летом 2020 г. был проведен отбор проб из рек Раслака и Сергевань до и после выпуска сточных вод.

Краткая характеристика озер района исследования приведена в таблице 2.1.

Таблица 2.1. Морфометрические показатели исследуемых озер

Озеро	Высота над уровнем моря, м	Наибольшая длина, км	Наибольшая ширина, км	Площадь озера, км ²	Площадь водосбора, км ²	Период исследований, гг.
Ильма*	399	0.8	0.46	0.27	6.26	1984-1996, 2019, 2020
Кривое*	199.5	1.58	0,73	0,47	16.2	1995-2005, 2019
Ревдозеро*	196.5	4.56	2.36	7	53.6	1995-2005, 2019
Сикир*	178.8	5.97	2.57	8.62	230.5	2019
Ловозеро**	153.9	44.5	8.64	224.5	3770	2004, 2019

Примечание: * – данные из [136]; ** – данные из [137].

Пробы грунтов на обследуемой территории летом 2019 и 2020 гг. были отобраны по периметру хвостохранилищ на разном удалении от последних (рис. 2.5), на глубине 0-20 см в соответствии с требованиями [138]. Отобранные пробы были доведены до воздушно-сухого состояния и просеяны через сито с диаметром отверстий 2 мм.



Рисунок 2.5. Отбор проб грунтов

Одновременно с отбором проб грунтов осуществлялся отбор растительного материала в трех повторностях по юго-западному направлению в соответствии с направлением максимальной повторяемости ветра. На валовый анализ отбирались растения двух родов – злак луговик извилистый *Avenella flexuosa* L., и древесные растения рода ива: и. филиколистная *Salix phylicifolia*, и. лопарская *S. lapponum*, и. сизая *S. glauca*. Пробоотбор листьев ивы и надземной части луговика проводился согласно международным требованиям отбора напочвенного покрова при изучении влияния загрязнения воздуха на лесные экосистемы [139].

2.3. Методики и методы исследования

Пробы хвостов обогащения лопаритовых руд отбирали методом режущего кольца (диаметр кольца 70.0 мм по [140]), применяемым для связных (легко поддающихся вырезке) и сыпучих грунтов (рис. 2.4).

В лабораторных условиях проводили ситовой анализ и инженерно-геологические характеристики отобранного материала согласно [140]:

- плотность;
- влажность;
- плотность сухого грунта;
- истинную плотность;
- пористость;
- коэффициент пористости.

Для проведения ситового анализа квартованием отбирали пробу массой 200 г и высушивали ее до воздушно-сухого состояния. Подготовленную пробу взвешивали с точностью до 0.1 г. Затем материал просеивали на ситовом анализаторе с использованием сит размером 1 мм, 0.5 мм, 0.25 мм, 0.1 мм, 0.05 мм и поддона (рис. 2.6). Остатки на ситах и в поддоне взвешивали с точностью до 0.1 г.



Рисунок 2.6. Ситовой анализатор

Плотность грунта (ρ , г/см³) определяется отношением массы образца грунта к его объему и вычисляется по формуле:

$$\rho = \frac{m_1 - m_0 - m_2}{V},$$

где m_1 – масса грунта с кольцом и пластинками, г; m_0 – масса режущего кольца, г; m_2 – масса пластинок, г; V – внутренний объем кольца, см³.

Влажность грунта (w , %) равна процентному содержанию воды в грунте, ее необходимо определять как отношение массы воды, удаленной из грунта высушиванием до постоянной массы, к массе высушенного грунта. Пробы массой 30 г помещали в пронумерованные стаканчики, взвешивали на аналитических весах и помещали в сушильный шкаф на три часа при температуре $105.0 \pm 2.0^\circ\text{C}$ (рис. 2.7).



Рисунок 2.7. Сушильный шкаф

После сушки пробы в стаканчиках охлаждали в эксикаторе с хлористым кальцием до температуры окружающей среды и взвешивали с точностью до 0.01 г. Затем стаканчики с навесками снова помещали в сушильный шкаф на один час при той же температуре. После охлаждения в эксикаторе пробы повторно взвешивали. При необходимости процедуру повторяли. Высушивание считали законченным, когда расхождение двух значений масс не превышало 0.02 г. Влажность рассчитывали по формуле:

$$w = \frac{m_1 - m_0}{m_0 - m} * 100\%,$$

где w – влажность, %; m – масса пустого стаканчика, г; m_0 – масса сухого грунта вместе с массой стаканчика, г; m_1 – масса влажного грунта вместе с массой стаканчика, г.

Вычисления производили с точностью до:

- 0.1 % (если влажность менее 30.0%)
- 1.0 % (если влажность >30.0%)

Плотность сухого грунта (ρ_d , г/см³) определяли расчетным методом после определения первых двух характеристик по формуле:

$$\rho_d = \rho / (1.0 + 0.01w),$$

где ρ_d – плотность сухого грунта, г/см³; ρ – плотность грунта, г/см³; w – влажность грунта, %.

Определение истинной плотности производили пикнометрическим методом по отношению массы частиц грунта, высушенного до абсолютно-сухого состояния, к их объему.

Средняя проба грунта, высушенная до воздушно-сухого состояния, просеивалась сквозь сито с размером ячейки 2 мм. Затем методом квадратов отбирали навеску 15 г и высушивали до постоянной массы. Детальное описание производимых манипуляций приведено [140].

Истинную плотность вычисляли по формуле:

$$\rho_s = \frac{m_0}{m_0 + m_2 - m_1} \rho_v$$

где ρ_s – истинная плотность, г/см³; m_0 – масса навески в абсолютно-сухом состоянии, г; m_1 – масса пикнометра с грунтом и с водой, г; m_2 – масса пикнометра с водой, г; ρ_v – плотность воды при температуре опыта, г/см³.

Пористость и коэффициент пористости рассчитывали, исходя из плотности сухого грунта и плотности частиц грунта.

$$\Pi = (\rho_s - \rho_d) \cdot 100\% / \rho_s,$$

$$\varepsilon = (\rho_s - \rho_d) / \rho_d,$$

где Π – пористость, %; ε – коэффициент пористости; ρ_s – истинная плотность, г/см³; ρ_d – плотность сухого грунта, г/см³.

Минералогический и силикатный анализы отобранных проб проводили в аккредитованных лабораториях ОАО «Кольский геологический информационно-лабораторный центр».

Качественный состав образцов контролировали методом порошковой рентгенографии на рентгеновском дифрактометре ДРОН-2.0, излучение $\text{CuK}\alpha$. Для идентификации фаз использовали базу данных PDF2. Метод заключается в идентификации кристаллических фаз на основе присущих им значений межплоскостных расстояний $d_{(hkl)}$ и соответствующих интенсивностей линий $I_{(hkl)}$ рентгеновского спектра. Второй подход основан на зависимости интенсивности дифракционного отражения от содержания c_i соответствующей фазы в исследуемом объекте. Получаемая рентгеновская картина – сумма рентгенограмм всех фаз, содержащихся в образце. Основой для расчетов в методе рентгеноструктурного анализа кристаллов является формула Вульфа–Брэгга:

$$n\lambda = 2d\sin\Theta,$$

где n – порядок отражения; λ – длина волны рентгеновского излучения; d – межплоскостных расстояний [141].

Радионуклидный анализ отобранных проб проводили на базе ИХТРЭМС КНЦ РАН с использованием сцинтилляционного γ -спектрометра с программным обеспечением «Прогресс»

[142, 143]. Значения удельных активностей ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K проб хвостов обогащения рассчитаны в соответствии с [144].

Для определения валовых содержаний элементов в пробах хвостов, образцы подвергали открытому кислотному вскрытию, концентрации определяли методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой, средство измерения – ELAN 9000 (PerkinElmer, США).

Для интегральной оценки токсичности хвостов обогащения лопаритовых руд в лабораторных условиях провели фитотестирование в соответствии с методикой «Фитотест» [45] (рис. 2.8). В качестве тест-культур были выбраны представители разных классов – однодольные (овес посевной *Avena sativa* L.) и двудольные (кресс-салат *Lepidium sativum*). Семена выбранных культур проращивали в чашках Петри на бумажных фильтрах, смоченных водной вытяжкой из отходов (Т:Ж = 1:10) в разных разведениях, в качестве контроля выступала дистиллированная вода, тест-функция – ингибирование роста корней семян. По результатам измерения длины корней проростков рассчитывали эффект торможения по формуле: $E_T = (L_k - L_{оп}) / L_k \cdot 100$, где E_T – эффект торможения, %; L_k – средняя длина корней в контроле, мм; $L_{оп}$ – средняя длина корней в опыте, мм.

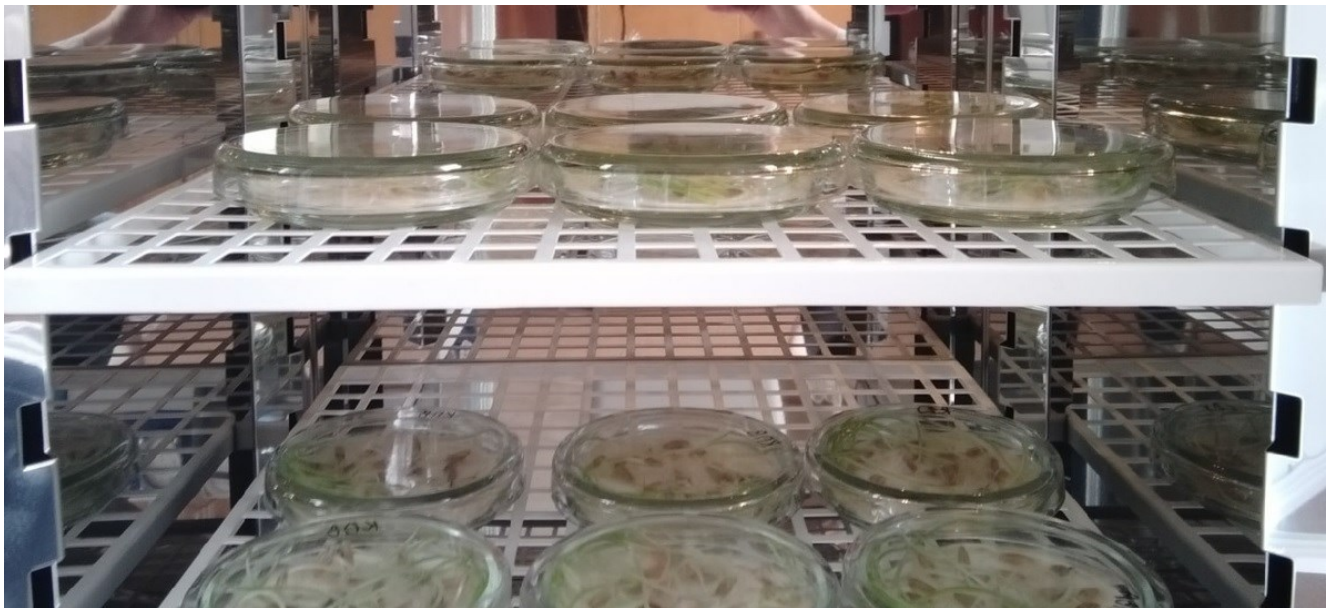


Рисунок 2.8. Фитотестирование хвостов обогащения лопаритовых руд

Фитотоксическое действие считается доказанным, если рассчитанный показатель превышает 20%. Если токсический эффект оказывает только нативная вытяжка, отходам автоматически присваивается IV класс опасности.

Все опыты проводились в трехкратном повторении, результаты обрабатывали статистически (доверительная вероятность $p=0.95$).

Лабораторное моделирование мобилизации экологически опасных элементов из хвостов обогащения лопаритовых руд под действием атмосферных осадков, изучение последствий попадания тонкодисперсных частиц хвостов в почву проведено с использованием специально разработанных методик. Подробное описание приведено в соответствующих разделах.

Концентрации элементов в растворах после экспериментов, пробах озерных и речных вод определяли различными методами: потенциометрическим (фториды), колориметрическим (фосфаты), масс-спектрометрией с индуктивно-связанной плазмой (микроэлементы) и др.

Сравнение содержания ТМ в ДО проводили относительно фоновых в ДО малых озер Кольского полуострова [62, 145], а при их отсутствии – кларков в земной коре [146]. Также результаты анализа проб воды озер и рек сравнивались с ПДК_{рх} [147].

Для оценки уровня загрязнения реки Сергевань сточными водами предприятия использована методика оценки качества воды по коэффициенту предельной загрязненности (К_{ПЗ}), предложенная В.В. Шабановым [148]. Показатель предельной загрязненности в безразмерном виде рассчитывается по формуле:

$$K_{ПЗ} = \frac{1}{N} \sum \frac{C_i}{ПДК_i} - 1,$$

где: C_i – концентрация загрязняющего воду вещества, ПДК_{*i*} – предельно допустимая концентрация *i*-го вещества, N – количество *i*-ых веществ, используемых для оценки. Связь К_{ПЗ} с широко применяемым в отечественной и зарубежной практике индексом загрязнения воды (ИЗВ=К_{ПЗ}+1) позволяет оценить качество воды по классификационной шкале.

Валовый анализ грунтов и растений после микроволнового вскрытия (микроволновая система MW 4) проводили на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой ELAN 9000 (Perkin Elmer, США).

Одним из наиболее распространенных способов оценки загрязнения почв является геохимический способ – расчет суммарного показателя загрязнения (СПЗ), предложенный Ю.Е. Саеом, отраженный в [49]. Расчет Z_c производится по формуле [149]:

$$Z_c = \sum K_{ci} - (n-1),$$

где n – число загрязняющих веществ; K_c – коэффициент концентрации химического вещества равен отношению реального содержания вредного вещества C_i к фоновому C_f : $K_c = C_i / C_f$.

Для различных категорий загрязнения почв суммарный показатель имеет следующие значения:

- допустимая при Z_c менее 16;
- умеренно опасная – при 16... 32;
- опасная – при 32...128;

- чрезвычайно опасная – при значении Z_c более 128.

При этом очень важно иметь достоверные значения фоновых содержаний элементов. За фоновое значение содержания отдельного элемента принимали его валовое содержание в горизонте С нативных почв региона [150]. В случае отсутствия фоновых значений сопоставление проводили с кларковым содержанием элемента в земной коре, определенным для кислых ($\text{SiO}_2 > 60\%$) пород - по [146]. Также результаты анализа проб сравнивались с предельно-допустимыми [151] и ориентировочно допустимыми [152] концентрациями химических веществ в почвах.

На основе результатов валового анализа растений и грунта определяли коэффициент биологического поглощения (КБП), равный отношению валового содержания элемента в растении к его валовому содержанию в грунте. После этого проводили распределение изучаемых растений на две группы: биологического накопления (при $\text{КБП} > 1$) элементов и биологического захвата (при $\text{КБП} < 1$) [153, 154].

Для индикации наличия частиц минерогенного происхождения в пылевых осадениях на листовую пластинку проведен корреляционный анализ по валовому составу вегетативных органов *Salix spp.* и *Avenella flexuosa* L. Индикация проводилась по статистически значимым коэффициентам корреляции того или иного элемента с реперным элементом – алюминием [155], как наиболее распространенным (наряду с кислородом и кремнием) элементом земной коры.

Статистическую обработку данных производили в программных продуктах – Microsoft Excel и STATISTICA 10.

ГЛАВА 3. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАЗНОВОЗРАСТНЫХ ХВОСТОХРАНИЛИЩ ООО «ЛОВОЗЕРСКИЙ ГОК»

В данной главе приведены результаты исследования инженерно-геологических свойств и вещественного состава хвостов обогащения лопаритовых руд.

На первом этапе исследований, в 2018 г., изучали хвосты текущего производства, точки отбора проб представлены на рис. 3.1. Отбор проб поверхностного слоя хвостохранилища производили в весенне-летний период вдоль линии намыва хвостовой пульпы на расстоянии от 140 до 360 м от места ее сброса.

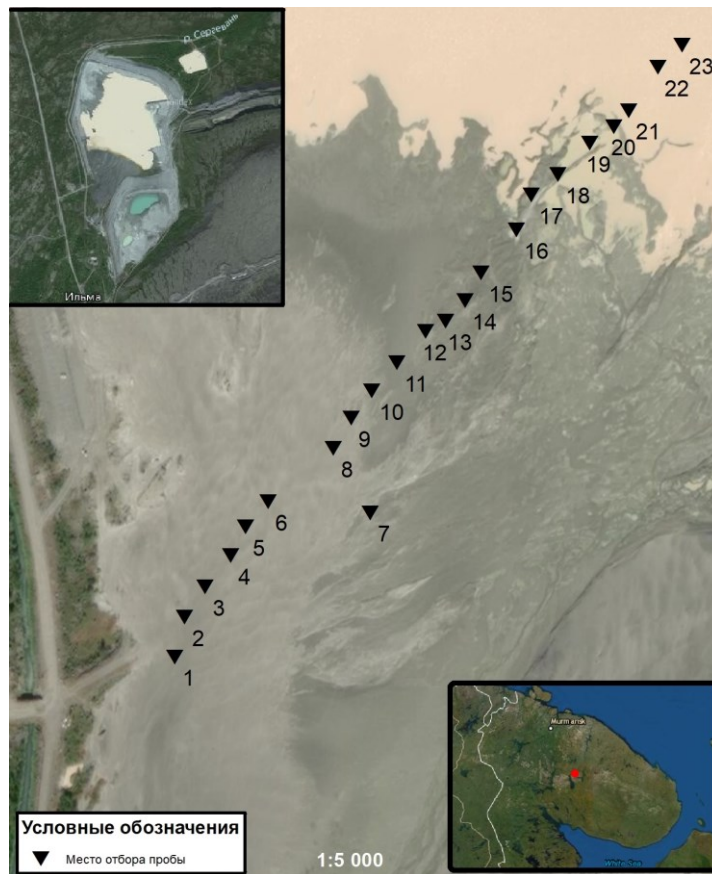


Рисунок 3.1. Схема отбора проб хвостов вдоль линии намыва пульпы

Исследования текущих хвостов обогащения показали, что уже на стадии складирования отходов наблюдается дифференциация вещества по крупности и плотности [156].

Летом 2020 г. был произведен расширенный отбор проб хвостов с обоих полей хвостохранилищ – выведенного из эксплуатации (первое поле) и намываемого (второе поле) в настоящее время (рис. 3.2). Пробы отбирали с поверхностного слоя и глубины 0.3 м. В ряде точек были пройдены шурфы до 1.5 м.



Рисунок 3.2. Схема отбора проб хвостов обогащения лопаритовых руд

Результаты ситового анализа и определения инженерно-геологических характеристик исследуемого материала, а также корреляционный анализ приведены в таблицах 3.1-3.6.

Таблица 3.1. Результаты ситового анализа хвостов обогащения лопаритовых руд первого поля
(выход фракций, %)

Фракция, мм	M (x)	Med (x)	S (x)	V (x)	LDVI	PDVI	Min (x)	Max (x)
>1	1.4	0.52	2.273	1.65	0.83	1.93	-0.01	12.9
1-0,5	11.7	8.28	12.292	1.05	8.75	14.73	0.02	72.08
0.5-0.25	24.9	28.03	15.937	0.64	21.05	28.79	0.13	54.66
0.25-0.1	34	33.33	14.592	0.43	30.47	37.56	2.12	63.81
0.1-0.05	17.4	10.2	14.046	0.81	13.94	20.76	1.56	53.4
<0.05	10.6	5.82	12.94	1.22	7.45	13.74	0.72	57.02

Примечание. M(x) – среднее; Med(x) – медиана; S(x) – стандартное отклонение; V(x) – коэффициент вариации; LDVI – нижняя граница доверительного интервала; PDVI – верхняя

граница доверительного интервала; $\text{Min}(x)$ – минимальное значение; $\text{Max}(x)$ – максимальное значение.

Таблица 3.2. Основные статистические параметры распределения инженерно-геологических характеристик хвостов обогащения лопаритовых руд первого поля

	M (x)	Med (x)	S (x)	V (x)	LDVI	PDVI
1	1.7	1.66	0.206	0.12	1.64	1.74
2	1.5	1.47	0.14	0.1	1.43	1.5
3	2.7	2.71	0.059	0.02	2.69	2.72
4	45.8	44.89	5.205	0.11	44.58	47.11
5	15.4	13.8	8.097	0.53	13.4	17.34
6	0.9	0.81	0.221	0.26	0.81	0.92

Примечание. Параметры: 1 – плотность грунта в естественном залегании, г/см^3 ; 2 – плотность сухого грунта, г/см^3 ; 3 – истинная плотность, г/см^3 ; 4 – пористость, %; 5 – влажность грунта, %; 6 – коэффициент пористости; $M(x)$ – среднее; $\text{Med}(x)$ – медиана; $S(x)$ – стандартное отклонение; $V(x)$ – коэффициент вариации; LDVI – нижняя граница доверительного интервала; PDVI – верхняя граница доверительного интервала; $\text{Min}(x)$ – минимальное значение; $\text{Max}(x)$ – максимальное значение.

Таблица 3.3. Корреляционная связь основных инженерно-геологических характеристик хвостов обогащения лопаритовых руд первого поля

	1	2	3	5	4	6
1	1	0.815	0.186	0.604	-0.779	-0.755
2		1	0.148	0.033	-0.974	-0.957
3			1	0.124	0.077	0.002
5				1	-0.004	0.014
4					1	0.968
6						1

Примечание. Параметры: 1 – плотность грунта в естественном залегании, г/см^3 ; 2 – плотность сухого грунта, г/см^3 ; 3 – истинная плотность, г/см^3 ; 4 – пористость, %; 5 – влажность грунта, %; 6 – коэффициент пористости.

Таблица 3.4. Результаты ситового анализа хвостов обогащения лопаритовых руд второго поля
(выход фракций, %)

Фракция, мм	M (x)	Med (x)	S (x)	V (x)	LDVI	PDVI	Min (x)	Max (x)
>1	0.4	0.11	0.705	1.88	0.19	0.55	-0.02	3.72
1-0,5	6.8	5.44	5.129	0.76	5.48	8.09	0.02	24.71
0.5-0.25	27.6	28.87	11.957	0.43	24.54	30.64	0.49	48.69
0.25-0.1	47.8	49.06	11.496	0.24	44.88	50.75	8.47	68.86
0.1-0.05	11.9	9.58	7.305	0.61	10.03	13.75	3.48	37.78
<0.05	5.5	2.74	10.278	1.85	2.93	8.17	0.69	74.23

Примечание. M(x) – среднее; Med(x) – медиана; S(x) – стандартное отклонение; V(x) – коэффициент вариации; LDVI – нижняя граница доверительного интервала; PDVI – верхняя граница доверительного интервала; Min(x) – минимальное значение; Max(x) – максимальное значение.

Таблица 3.5. Основные статистические параметры распределения инженерно-геологических характеристик хвостов обогащения лопаритовых руд второго поля

	M (x)	Med (x)	S (x)	V (x)	LDVI	PDVI	Min (x)	Max (x)
1	1.7	1.65	0.151	0.09	1.63	1.7	1.41	2.02
2	1.5	1.51	0.096	0.06	1.49	1.54	1.31	1.75
3	2.7	2.73	0.064	0.02	2.72	2.75	2.61	2.88
4	44.5	44.67	3.29	0.07	43.64	45.32	34.36	51.59
5	9.7	6.99	8.519	0.87	7.57	11.92	-1.06	38.44
6	0.8	0.81	0.108	0.13	0.78	0.83	0.52	1.07

Примечание. Параметры: 1 – плотность грунта в естественном залегании, г/см³; 2 – плотность сухого грунта, г/см³; 3 – истинная плотность, г/см³; 4 – пористость, %; 5 – влажность грунта, %; 6 – коэффициент пористости; M(x) – среднее; Med(x) – медиана; S(x) – стандартное отклонение; V(x) – коэффициент вариации; LDVI – нижняя граница доверительного интервала; PDVI – верхняя граница доверительного интервала; Min(x) – минимальное значение; Max(x) – максимальное значение.

Таблица 3.6. Корреляционная связь основных инженерно-геологических характеристик хвостов обогащения лопаритовых руд второго поля

	1	2	3	5	4	6
1	1	0.561	0.015	0.718	-0.596	-0.584
2		1	0.363	-0.171	-0.929	-0.929
3			1	-0.274	0.007	-0.001
5				1	0.075	0.09
4					1	0.996
6						1

Примечание. Параметры: 1 – плотность грунта в естественном залегании, г/см³; 2 – плотность сухого грунта, г/см³; 3 – истинная плотность, г/см³; 4 – пористость, %; 5 – влажность грунта, %; 6 – коэффициент пористости.

На основе результатов анализа гранулометрического состава отобранных проб можно сделать вывод об отнесении их к мелко- и среднезернистым пескам [157]. Преобладающими фракциями для проб обоих полей являются -0.5+0.25 мм и -0.25+0.1 мм. В то же время выход фракций +1 и -0.1 мм для проб первого поля существенно превышает аналогичный показатель для хвостов второго поля. Коэффициент вариации почти для всех фракций превышает 0.33, что указывает на неоднородность относительного содержания частиц данного размера в тех или иных пробах.

С учетом достаточно высокого содержания тонкодисперсных частиц хвостов, при высыхании поверхности хвостохранилищ в летний период и быстрой потери влаги верхними слоями вследствие ветровой эрозии велика вероятность пыления хвостов. При этом постоянное увлажнение поверхности действующего хвостохранилища можно поддерживать, регулируя фронт намыва пульпы. Поверхность же первого поля необходимо закреплять с использованием соответствующих реагентов либо рекультивировать.

Лежалые хвосты (первое поле) характеризуются достаточно высокой влажностью, что связано с временным заведением трубопровода с шахтными водами на первое поле на период строительства шандорного колодца. Среднее значение влажности текущих хвостов (второе поле) несколько ниже, однако вблизи точки разгрузки хвостовой пульпы данный параметр достигал 38%.

Остальные параметры, в частности: плотность грунта в естественном залегании, плотность сухого грунта, истинная плотность, пористость не имеют значимых отличий для проб обоих полей в сравнении друг с другом. Отмечено закономерное увеличение значения плотности материала хвостов с ростом влажности (коэффициент корреляции достаточно высок

– 0.6-0.8). Обратная корреляционная зависимость характерна для плотности и пористости, а, соответственно, и коэффициента пористости - 0.93-0.98.

По величине коэффициента пористости (ϵ) пробы варьируют от плотных грунтов до грунтов средней плотности [158].

Результаты минералогического анализа отобранных проб хвостов обогащения представлены в таблице 3.7. Преобладающими минералами являются нефелин, полевой шпат, эгирин. Среднее содержание лопарита в хвостах составляет 0.63-0.94%, эвдиалита – 0.01-0.09%.

Таблица 3.7. Минеральный состав хвостов обогащения лопаритовых руд

Минералы, %	Первое поле		Второе поле	
	30-38 см	0-8 см	30-38 см	0-8 см
Нефелин	58.76	59.57	58.69	57.17
Полевой шпат	20.13	16.07	18.55	18.96
Апатит	0.65	1.05	0.75	0.74
Лопарит	0.63	0.94	0.80	0.92
Эгирин	18.38	20.42	20.07	21.30
Диопсид	0.04	0.00	0.09	0.04
Содалит	1.21	1.58	0.39	0.16
Ломоносовит	0.15	0.15	0.22	0.15
Лампрофиллит	0.03	0.21	0.41	0.44
Эвдиалит	0.02	0.01	0.01	0.09
Пектолит	0.00	0.00	0.02	0.03
Сумма	100.00	100.00	100.00	100.00

Установлено, что лопарит сосредоточен в тонкой (-0.071 мм) фракции хвостов обогащения. На рисунке 3.3 представлена рентгенограмма средней пробы и фракции -0.071 мм материала поверхностного слоя первого поля хвостохранилища.

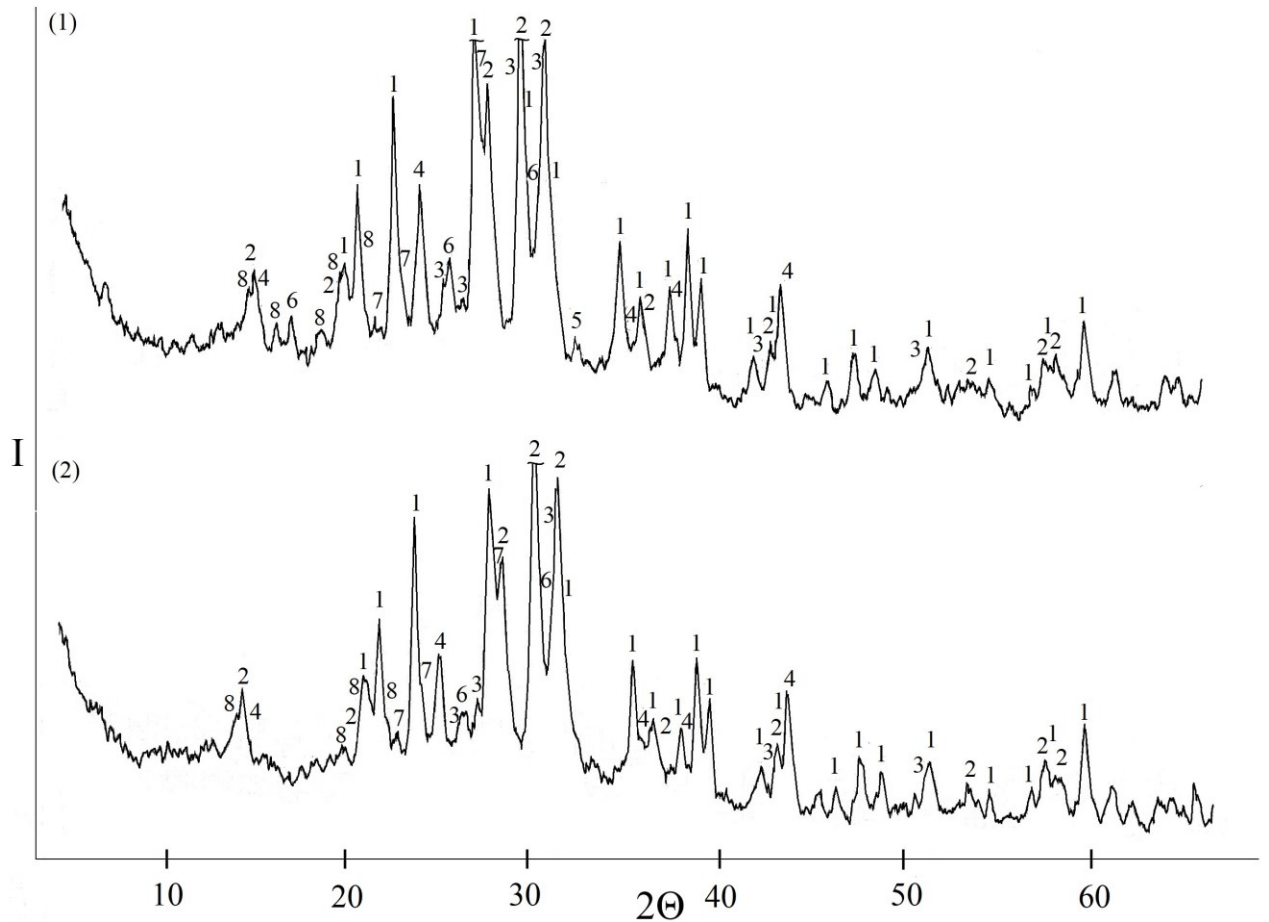


Рисунок 3.3. Рентгенограммы проб хвостов: (1) – тонкая фракция, (2) – средняя проба.
 Рефлексы: 1 – нефелин, 2 – эгирин, 3 – микроклин, 4 – содалит, 5 – лопарит, 6 – анальцим, 7 – альбит, 8 – натролит

По данным РФА образцы близки по составу, основные фазы в них: нефелин, микроклин, эгирин, альбит, содалит. Различия заключаются в содержании небольших примесей – натролита, анальцима. Так, на рентгенограмме (1) отмечен рефлекс при $2\Theta = 32.5^\circ$, указывающий на присутствие лопарита, в то время как на рентгенограмме средней пробы он отсутствует.

Усредненный химический состав хвостов представлен в таблице 3.8.

Таблица 3.8. Химический состав хвостов обогащения лопаритовых руд

	Первое поле		Второе поле	
	30-38 см	0-8 см	30-38 см	0-8 см
SiO ₂	48.43	48.08	48.53	48.60
TiO ₂	0.85	1.10	0.97	1.03
Al ₂ O ₃	23.70	22.47	22.75	22.24
Fe ₂ O ₃	4.91	5.30	5.25	5.60
FeO	0.52	0.66	0.63	0.63
MnO	0.20	0.23	0.23	0.24
CaO	1.33	1.63	1.42	1.42
MgO	0.41	0.45	0.39	0.42
K ₂ O	4.45	4.24	4.41	4.33
Na ₂ O	13.62	13.33	13.59	13.29
P ₂ O ₅	0.54	0.79	0.68	0.66
SrO	0.24	0.33	0.32	0.32
F	0.070	0.079	0.074	0.074
SO ₃	0.065	0.085	0.090	0.12
ппп	1.14	1.20	0.88	0.95
сумма	100.48	99.97	100.21	99.92

Анализ на валовое содержание редкоземельных элементов проводился для средних проб хвостов и отделенной тонкой фракции. Значимых различий между образцами обоих полей не выявлено. Из РЗЭ в составе хвостов преобладают церий, лантан и неодим, средние содержания которых составили (%): 0.09, 0.02 и 0.01, соответственно.

На рисунке 3.4 показано распределение содержаний РЗЭ в хвостах первого поля в зависимости от крупности частиц.

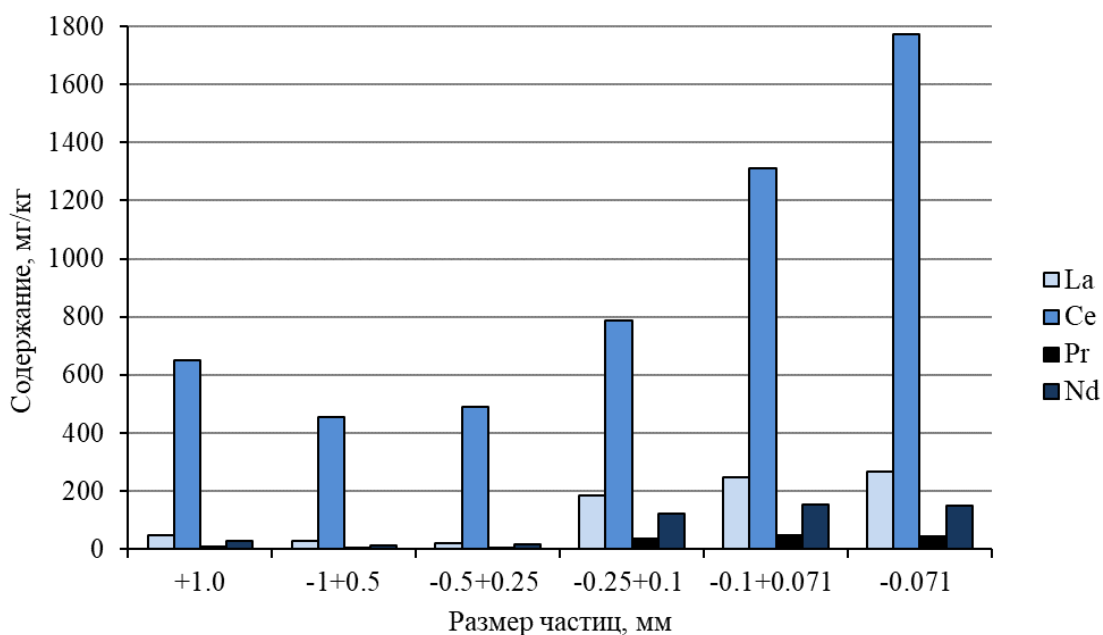


Рисунок 3.4. Содержание РЗЭ в материале хвостов обогащения в зависимости от размера частиц, мг/кг

Как видно, содержание РЗЭ цериевой группы в тонкой фракции превышает аналогичные показатели для средней пробы в 1.5-2.0 раза.

Анализ, проведенный на более широкий набор элементов, установил концентрирование в тонкодисперсном материале не только РЗЭ, но и других элементов, в частности: Mn, Sr, Zn, Zr, U, Th, Ta (рис. 3.5).

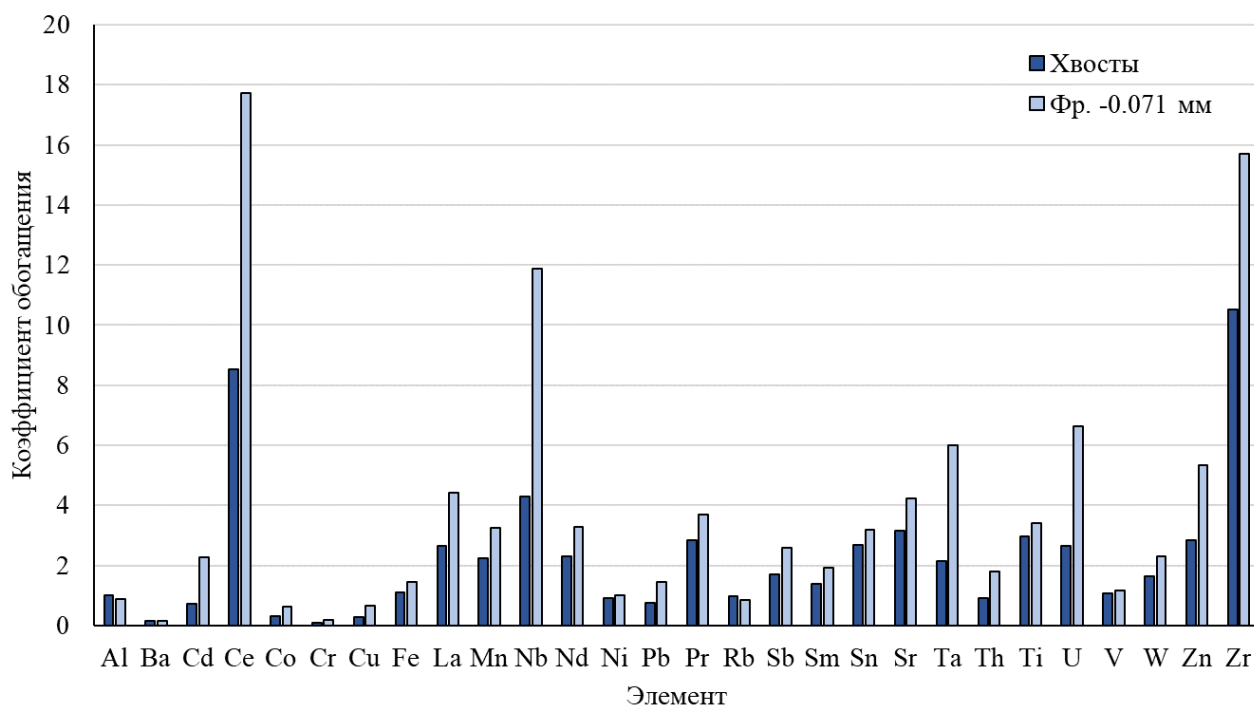


Рисунок 3.5. Коэффициенты обогащения хвостов элементами

Данный факт позволяет предположить загрязнение компонентов окружающей среды вышеуказанными элементами.

Радионуклидный анализ проводился для усредненных проб хвостов, а также для фракций +0.071 и -0.071 мм. Результаты представлены в таблице 3.9.

Таблица 3.9. Радиационные характеристики проб хвостов обогащения

Наименование пробы	Удельная активность, Бк/кг			A _{эфф} , Бк/кг	Класс строит. материала	Класс мин.сырья
	Ra-226	Th-232	K-40			
I поле 0-8 см	110±37	413±73	891±440	727±172	II	I
I поле 0-8 см, +0.071 мм	102±21	271±24	989±153	543±40	II	I
I поле 0-8 см, -0.071 мм	223±38	888±55	901±176	1459±83	III	II
I поле 30-38 см	126±38	318±62	1186±448	646±159	II	I
I поле 30-38 см, +0.071мм	90±30	227±27	1095±200	483±49	II	I
I поле 30-38 см, - 0.071мм	238±16	938±32	977±283	1545±50	IV	II
II поле 0-8 см	143±40	332±63	1200±452	683±163	II	I
II поле 0-8 см, +0.071 мм	108±32	287±22	989±222	570±47	II	I
II поле 0-8 см, -0.071 мм	303±34	1213±47	1072±196	1976±72	IV	II
II поле 30-38 см	94±35	383±69	968±412	679±162	II	I
II поле 30-38 см, +0.071мм	100±24	240±33	1011±235	503±53	II	I
II поле 30-38 см, - 0.071мм	327±65	1072±63	1040±288	1814±107	IV	II

Примечание. Значения удельных активностей и абсолютных погрешностей определения рассчитаны в соответствии с ГОСТ 30108-94. Жирным шрифтом выделены значения больше 1500 Бк/кг.

Установлено, что эффективная удельная активность ($A_{эфф}$) природных радионуклидов в усредненных пробах хвостов, фракции +0.071 мм для всех проб и фракции -0.071 мм пробы поверхностного слоя первого поля составляет менее 1500 Бк/кг, что в соответствии с п. 6.2. СанПиН 2.6.1.2800-10 [159] позволяет отнести их к I категории отходов: обращение с ними в производственных условиях осуществляется без ограничений по радиационному фактору, могут направляться для захоронения в места захоронения промышленных отходов без ограничений по радиационному фактору. Остальные тонкодисперсные хвосты обогащения (-0.071 мм) относятся к II категории отходов, должны направляться для захоронения на специально выделенные участки в места захоронения промышленных отходов.

$A_{эфф}$ большей части исследуемых проб как сырье для стройматериалов относится ко II классу, которые можно использовать в дорожном строительстве в пределах территории населенных пунктов и зон перспективной застройки, а также при возведении производственных сооружений. Строительные материалы III класса по $A_{эфф}$ – тонкая фракция поверхностного слоя первого поля – можно использовать в дорожном строительстве вне населенных пунктов [160]. Тонкодисперсные отходы, $A_{эфф}$ которых более 1500 Бк/кг, но менее 4000 Бк/кг, относятся к IV классу строительных материалов, вопрос об использовании которых решается в каждом случае отдельно на основании санитарно-эпидемиологического заключения федерального органа исполнительной власти, уполномоченного осуществлять государственный санитарно-эпидемиологический надзор.

По результатам исследований хвосты, как усредненные пробы, так и пробы после отделения фракции -0.071 мм, можно отнести к минеральному сырью I класса. Тонкодисперсные пробы отвечают II классу и являются минеральным сырьем с повышенным содержанием природных радионуклидов. Согласно [159], обращение с минеральным сырьем и материалами (содержащими природные радионуклиды) I класса в производственных условиях осуществляется без ограничений по радиационному фактору. При обращении с минеральным сырьем II класса в производственных условиях должен осуществляться радиационный контроль [161].

Для интегральной оценки токсичности хвостов провели фитотестирование по методике [45], предназначенной для установления суммарной токсичности и класса опасности отходов производства и потребления по фитотоксическому действию независимо от характера и степени идентификации компонентов. В водных вытяжках усредненных проб и отделенной тонкой фракции хвостов проращивали семена овса посевного *Avena sativa* L. (рис. 3.6, табл. 3.10).

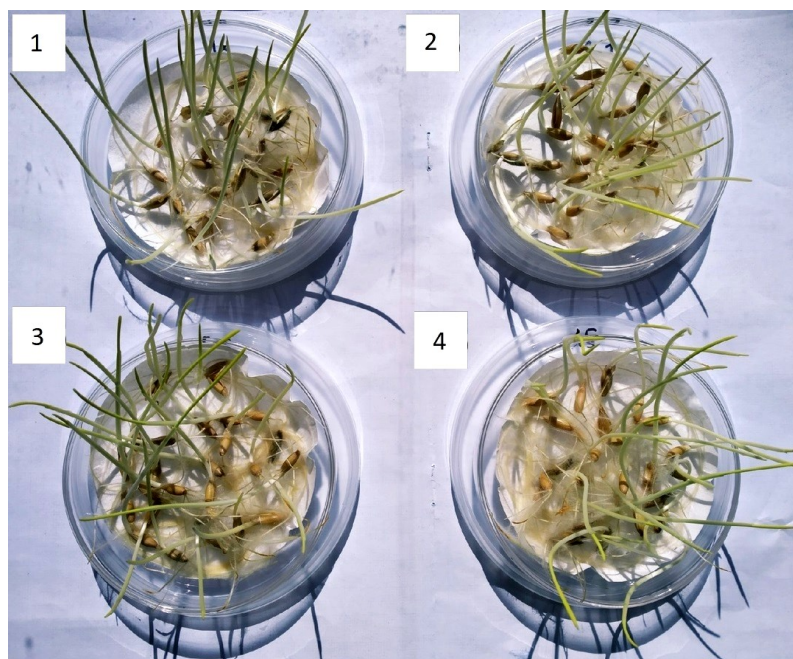


Рисунок 3.6. Фитотестирование хвостов обогащения лопаритовых руд: 1 – контроль, 2 – нативный экстракт, 3 – двухкратное разведение, 4 – пятикратное разведение

Таблица 3.10. Характеристика влияния водных экстрактов усредненной пробы и тонкой фракции хвостов обогащения лопаритовых руд на семена овса

Разведение экстракта	Средняя длина корней овса (Lcp), % к контр.	Фитозффект, %	Тест-реакция
Контроль	100	0	Норма
Нативный, средняя проба	84.58	15.42	Норма
Нативный, фр.-0.071 мм	72.37	27.63	Эффект торможения

По результатам фитотестирования можно сделать вывод о подтверждении отнесения хвостов обогащения лопаритовых руд к V классу опасности. В то же время для водной вытяжки фракции -0.071мм зафиксирован эффект торможения роста корней тест-культуры, что свидетельствует об оказании тонкой фракцией фитотоксического эффекта на рост и развитие высших растений [162].

ВЫВОДЫ ПО ГЛАВЕ 3

1. Проведено исследование инженерно-геологических характеристик и физико-химических свойств хвостов обогащения лопаритовых руд, отобранных на двух полях хвостохранилищ горнопромышленного предприятия. Хвосты обоих полей характеризуются преобладанием фракций -0.5 мм, что указывает на вероятность возникновения пыления в условиях сухой ветреной погоды. И если для решения этой проблемы для действующего поля возможно

поддерживать постоянное увлажнение поверхности регулированием фронта намыва, то поверхностный слой лежалых хвостов необходимо закреплять с применением специальных реагентов либо рекультивировать.

2. Выявлена неоднородность вещественного состава и содержаний ценных компонентов. По результатам химического анализа усредненных проб хвостов и отделенной тонкой фракции установлено, что содержание ценных компонентов (легких РЗЭ) во фракции -0.071 мм в 1.5-2 раза превышает содержания элементов в средней пробе. С учетом того, что хвосты могут представлять интерес как техногенное месторождение РЗЭ, данные факты необходимо учитывать при разработке технологий его переработки.

3. Химический анализ проб хвостов позволил установить также обогащение тонкодисперсного материала не только РЗЭ, но и ТМ, в частности: марганцем, стронцием, цинком и др., что позволяет предполагать загрязнение компонентов окружающей среды данным перечнем элементов.

4. Установлен радио-ториевый характер радиоактивности хвостов обогащения. На основании расчета значений удельных активностей ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K хвосты обогащения отнесены к первой категории отходов, строительным материалам II класса и I классу минерального сырья. В то же время отделенные тонкодисперсные отходы (-0.071 мм) характеризуются повышенным расчетным значением эффективной удельной активности. Данный материал относится ко второй категории отходов, III и IV классам строительных материалов и II классу минерального сырья.

5. Экспериментально подтвержден V класс опасности исследуемых отходов, в то же время установлено токсическое действие водной вытяжки отделенной тонкой фракции хвостов обогащения лопаритовых руд.

ГЛАВА 4. ИЗУЧЕНИЕ ПРОЦЕССОВ, ПРОИСХОДЯЩИХ ПРИ ХРАНЕНИИ ХВОСТОВ ОБОГАЩЕНИЯ ЛОПАРИТОВЫХ РУД

Разработка месторождений полезных ископаемых связана с образованием большого количества отходов – вскрышные и проходческие породы, хвосты обогащения и т.д. Дезинтегрированный материал хвостов обогащения при хранении подвергается широкому спектру гипергенных преобразований вследствие взаимодействия с атмосферой, дождевыми водами, почвенными растворами.

В данной главе приведены результаты изучения процессов мобилизации экологически опасных элементов из хвостов обогащения лопаритовых руд под действием атмосферных осадков и при попадании минеральных пылевых частиц в почву при различных температурах.

4.1. Мобилизация экологически опасных элементов из хвостов обогащения лопаритовых руд под действием атмосферных осадков

В регионах с высокоразвитой промышленностью выбросы от антропогенных источников загрязнения атмосферы кислотными ангидридами, в частности SO_2 , SO_3 , NO , NO_2 , превалируют над природной эмиссией [163]. При их растворении в дождевой воде образуются кислотные дожди, являющиеся одной из наиболее тяжелых форм загрязнения окружающей среды [164, 165]. Причем влияние кислотных дождей ощущается как в зонах, прилегающих к предприятиям цветной металлургии, так и на значительном удалении от последних. Приоритетными источниками загрязнения атмосферы сернистым газом, никелем и медью являются комбинаты «Североникель» и «Печенганикель» АО «Кольская ГМК» [166]. В работах [167, 168] показано, что среднемноголетняя зона локального загрязнения как снежного покрова, так и жидких осадков сульфатами расположена на расстоянии до 70 км от центра промышленной площадки в г. Мончегорск.

В ряде работ, посвященных исследованию взаимодействия горнопромышленных отходов с кислотными дождями, растворенным органическим веществом и др., было показано, что внесение агрессивного агента приводит к интенсификации перехода экологически опасных элементов в подвижные формы [169-172]. Отдельно изучено взаимодействие ряда минералов и горных пород с разбавленными растворами серной кислоты и подкисленной речной водой [173-175]. Моделированию химического выветривания и исследованию процессов гипергенных преобразований апатито-нефелиновых и медно-никелевых руд были посвящены работы [176, 177].

Однако, при геоэкологической оценке риска негативного влияния отходов добычи и переработки руд на окружающую среду необходимо учитывать еще и такое опасное проявление техногенеза, как кислотные дожди [177].

Объектом исследования являлись хвосты текущего производства ООО «Ловозерский ГОК». Поскольку ранее была отмечена дифференциация материала хвостов по крупности и вещественному составу уже на стадии складирования [156], работу вели с хвостами, отобранными в феврале 2020 г. непосредственно на обогатительной фабрике рудника «Карнасурт» из зумпфа до разгрузки на хвостохранилище.

Отходы обогащения представляют собой мелкозернистые пески, крупность минеральных частиц составляет 0.01–0.5 мм.

Химический состав хвостов обогащения лопаритовых руд текущего производства, масс. %: SiO_2 – 48.53, TiO_2 – 1.35, Al_2O_3 – 22.40, Fe_2O_3 – 5.12, FeO – 0.66, MnO – 0.25, CaO – 1.42, MgO – 0.38, K_2O – 4.24, Na_2O – 13.43, P_2O_5 – 0.68, SrO – 0.35, F – 0.08, SO_3 – 0.11.

Минеральный состав хвостов обогащения лопаритовых руд текущего производства приведен в таблице 4.1.

Таблица 4.1. Минеральный состав хвостов обогащения лопаритовых руд текущего производства

Минерал	Содержание, %
Нефелин $(\text{Na},\text{K})\text{AlSiO}_4$	62.22
Полевой шпат $(\text{Na},\text{K})\text{AlSi}_3\text{O}_8$	16.51
Апатит $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH},\text{F},\text{Cl})_2$	1.03
Лопарит $(\text{Na},\text{Ce},\text{Ca},\text{Sr},\text{Th})(\text{Ti},\text{Nb},\text{Fe})\text{O}_3$	0.98
Эгирин $\text{NaFe}^{3+}(\text{Si}_2\text{O}_6)$	18.71
Диопсид $\text{CaMgSi}_2\text{O}_6$	0.04
Содалит $\text{Na}_4\text{Si}_3\text{Al}_3\text{O}_{12}\text{Cl}$	0.17
Ломоносовит $\text{Na}_{10}\text{Ti}_4(\text{Si}_2\text{O}_7)_2(\text{PO}_4)_2\text{O}_4$	0.19
Лампрофиллит $(\text{Sr},\text{Ba})_2(\text{Na},\text{Ti})_4\text{Ti}_2\text{O}(\text{Si}_2\text{O}_7)_2(\text{O},\text{OH},\text{F})_2$	0.15
сумма	100.00

Рентгенофазовый анализ пробы текущих хвостов хорошо согласуется с установленным минеральным составом (рис.4.1). Основные фазы (в порядке убывания): нефелин, микроклин, эгирин, альбит, содалит. В примесных количествах диагностированы лопарит, натролит, эвдиалит, анальцит.

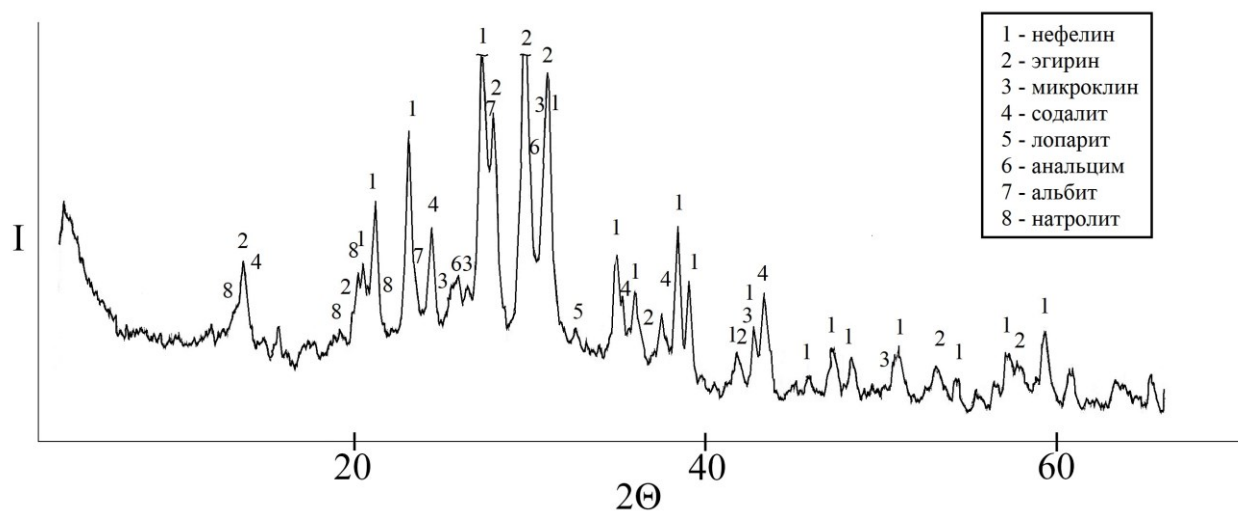


Рисунок 4.1. Рентгенограмма пробы текущих хвостов

Пробы хвостов подвергались открытому кислотному вскрытию и последующему анализу на содержание микроэлементов методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на базе ЦКП ИППЭС КНЦ РАН (масс-спектрометр ELAN 9000 DRC-e, Perkin Elmer, США). Результаты анализа приведены в таблице 4.2.

Таблица 4.2. Содержание некоторых элементов в хвостах обогащения лопаритовых руд текущего производства

Элемент	Содержание, мг/кг	Элемент	Содержание, мг/кг	Элемент	Содержание, мг/кг
Ni	7.51	Ce	1031	U	17.4
Cu	6.44	Pr	38.8	Ta	123
Cr	2.30	Nd	121	Nb	1459
Sr	1289	Sm	14.7	W	2.99
Zn	240	Sc	136	Se	0.945
Pb	16.0	Ba	179	As	70.70
Cd	0.175	Sb	0.516	Mn	1580
Co	1.82	Sn	8.28	Al	75800
Li	34.1	V	34.9	Fe	26300
La	202	Th	26.3	Zr	2630

Моделирование химического выветривания минералов под воздействием атмосферных осадков проводили по ранее описанной методике, исследуя взаимодействие частиц хвостов с дистиллированной водой и слабым раствором серной кислоты [176]. Ввиду длительности природных процессов гипергенных изменений минералов эксперимент проводили в

ускоренном режиме. Пробы хвостов ($m = 70$ г) помещали в термостатируемые ячейки ($t = 50$ °С) (рис. 4.2). Образцы ежедневно увлажняли 0.002 N раствором серной кислоты в объеме 25 мл/сутки в течение 20, 40 и 60 суток. В контрольной серии опытов выщелачивающим агентом выступала дистиллированная вода. По окончании эксперимента высушенные пробы обрабатывали дистиллированной водой в соотношении Т:Ж = 1:10, результирующие растворы фильтровали через мембранный фильтр МФАС ОС-2 (размер пор 0.45 мкм). В фильтрах определяли рН и передавали на количественный химический анализ (масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой, ионообменная хроматография, прямая потенциометрия, атомно-адсорбционная спектрометрия) [178].



Рисунок 4.2. Водяная баня, проведение серии экспериментов в режиме увлажнение-высыхание с хвостами обогащения лопаритовых руд текущего производства

Начальные значения рН и концентраций элементов определяли в растворе, полученном после выщелачивания хвостов дистиллированной водой, при таком же соотношении Т:Ж и времени обработки ($t = 1$ сутки).

Изменение величины водородного показателя растворов после взаимодействия исследуемого материала с водой и разбавленной серной кислотой в зависимости от длительности эксперимента показано на рис. 4.3. При взаимодействии с водой величина рН незначительно повышается во временном интервале от 20 до 40 суток, а затем возвращается практически к исходному значению. После взаимодействия хвостов с 0.002N раствором серной кислоты рН раствора выщелачивания закономерно снижается с увеличением времени опыта. Наибольшее снижение величины водородного показателя происходит в первые 20 суток.

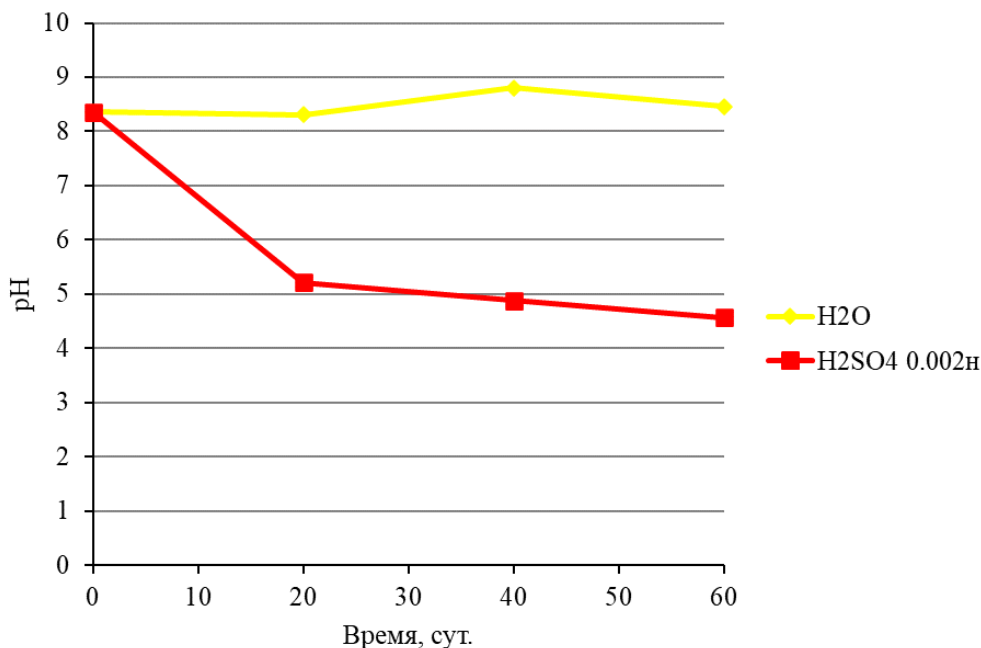


Рисунок 4.3. Изменение величины рН в ходе эксперимента

Представляло интерес проследить гипергенные изменения нефелина и других силикатов, являющихся основными минералами, входящими в состав хвостов. Разрушение силикатной матрицы под действием дистиллированной воды и разбавленной серной кислоты оценивали по результатам анализа фильтратов на содержание калия, натрия, алюминия и кремния (рис. 4.4).

При проведении опыта с использованием разбавленной серной кислоты растворение минералов и высвобождение этих элементов существенно возрастает. Стоит отметить, что, если при взаимодействии с водой в раствор преимущественно переходит кремний (рис. 4.4а), то при увлажнении материала хвостов раствором серной кислоты интенсивнее разрушаются алюмоокислородные тетраэдры с образованием $Al_2(SO_4)_3$ (рис. 4.4б).

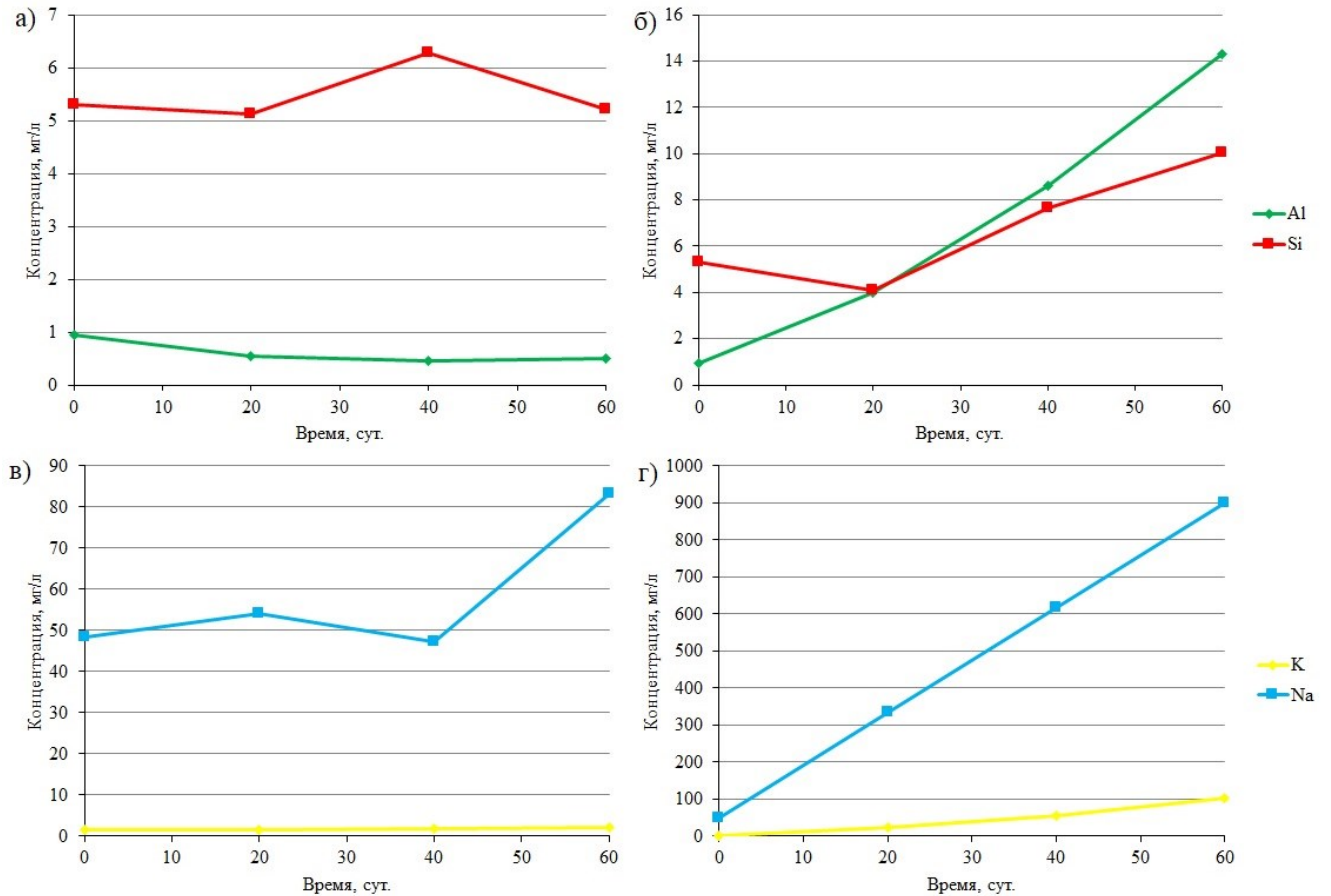


Рисунок 4.4. Концентрации алюминия, кремния, калия и натрия в результирующих растворах при взаимодействии с водой (а, в) и серной кислотой (б, г)

После взаимодействия хвостов с дистиллированной водой концентрации калия и натрия растут, особенно интенсивно во временном интервале от 40 до 60 суток (рис. 4.4в). Как видно, растворение минералов происходит инконгруэнтно, с преимущественным высвобождением ионов натрия: его концентрация превышает концентрацию калия почти в двадцать раз по окончании эксперимента. При взаимодействии хвостов с разбавленной серной кислотой растворение нефелина идет значительно интенсивнее с сохранением неравномерного характера перехода элементов в раствор (рис. 4.4г).

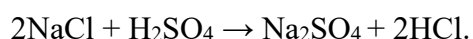
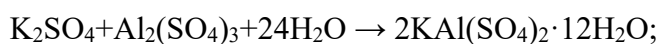
На рис. 4.5 показан внешний вид хвостов по окончании эксперимента (60 суток). Рентгенофазовым анализом установлен состав высолов, образовавшихся на поверхности материала хвостов – смесь тенардита (Na_2SO_4) и двенадцативодного сульфата алюминия-калия ($\text{KAl}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$).



Рисунок 4.5. Внешний вид хвостов обогащения лопаритовых руд по окончании эксперимента.

Слева направо: увлажняющий агент – дистиллированная вода, раствор серной кислоты

Возможные уравнения реакции образования новых диагностированных фаз:



Одной из причин повышенного содержания фтор- и фосфат-ионов в сточных водах предприятия являются легкорастворимый фторид натрия (виллиомит) и апатит, входящие в состав пород разрабатываемого месторождения [156]. Поэтому также представляло интерес проследить поведение основных анионов входящих в состав вышеуказанных минералов. На рис. 4.6 показаны зависимости концентраций фтор- и фосфат-ионов в растворах после взаимодействия хвостов с водой и разбавленной серной кислотой от длительности эксперимента. В фильтрах после взаимодействия хвостов с дистиллированной водой (рис. 4.6а) наблюдается рост концентраций этих анионов в растворе. При этом, уже после первых суток эксперимента отмечено превышение предельно допустимых концентраций для данных анионов в водных объектах рыбохозяйственного значения (ПДК_{рхбз}) – 0.75 мг/л и 0.05 мг/л – в 240 и 120 раз для фторидов и фосфатов соответственно [147]. С увеличением времени взаимодействия материала хвостов с раствором серной кислоты концентрации фторидов и фосфатов снижаются (рис. 4.6б). При увлажнении пробы хвостов слабо концентрированной серной кислотой кальций также активно переходит в растворенную форму и, видимо, образует малорастворимое соединение с ионами фтора [179]. Похожие результаты были получены в экспериментах по водному выщелачиванию хвостов обогащения лопаритовых руд первого поля: при регулировке кислотности раствором серной кислоты со снижением рН подвижность фтор-ионов также снижалась [180].

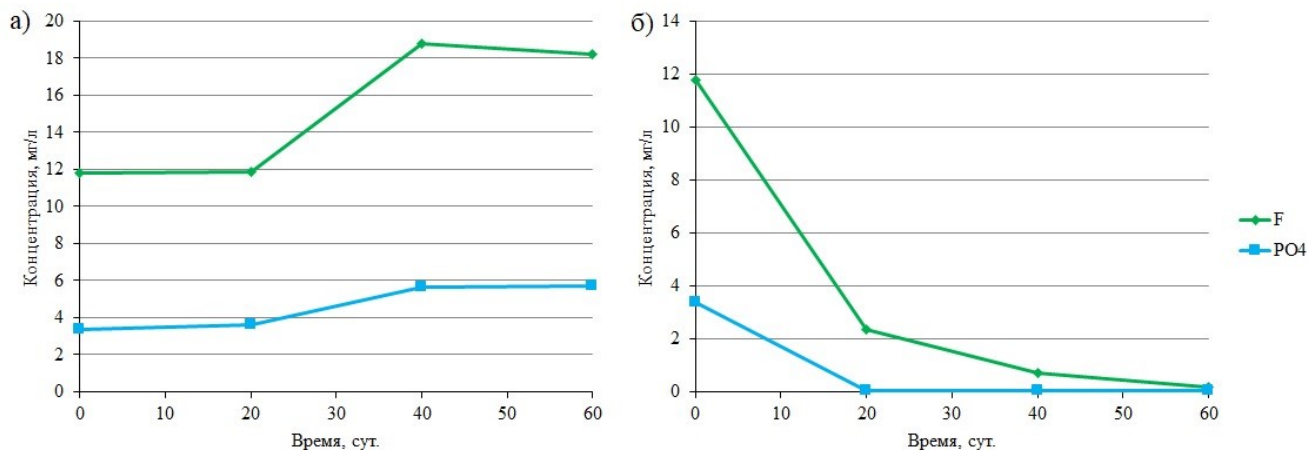


Рисунок 4.6. Концентрации основных анионов в результирующих растворах при взаимодействии с водой (а) и серной кислотой (б)

Изменение концентраций некоторых ТМ, входящих в состав хвостов, в результирующих растворах в зависимости от длительности эксперимента и вида выщелачивающего агента представлено на рис. 4.7. Как видно, при взаимодействии частиц хвостов с дистиллированной водой уже в первые сутки наблюдается превышение ПДК_{рхбз} по меди (1 мкг/л) в семь раз и незначительное превышение по марганцу (10 мкг/л) (рис. 4.7а). В течение эксперимента концентрация стронция практически не изменялась, цинка – незначительно росла.

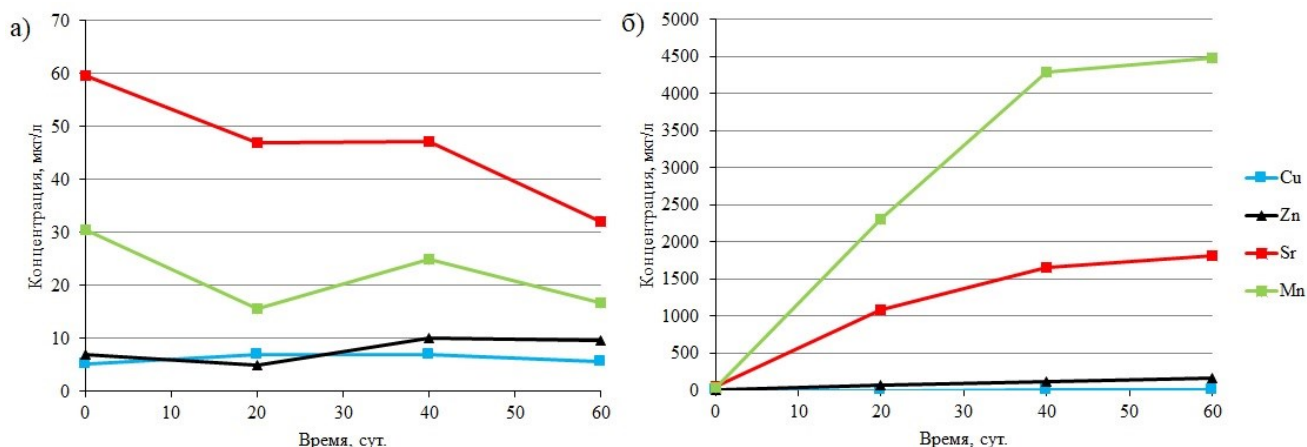


Рисунок 4.7. Концентрации ТМ в результирующих растворах при взаимодействии с водой (а) и серной кислотой (б)

При взаимодействии хвостов с раствором серной кислоты переход ТМ в раствор резко возрастает (рис. 4.7б). При этом их концентрации более чем на порядок превышают аналогичные показатели в опыте с дистиллированной водой в первые двадцать суток эксперимента. После 60 суток превышение ПДК_{рхбз} становится гораздо значительнее:

пятикратное – по меди и стронцию, цинк превышает предельно допустимую концентрацию в 17 раз, марганец – в 448 раз.

Изменение концентраций РЗЭ, входящих в состав хвостов, в растворах выщелачивания после взаимодействия хвостов с водой и разбавленной серной кислотой в зависимости от длительности эксперимента представлено на рис. 4.8. Отметим, что ПДК_{рбхз}, а также предельно и ориентировочно допустимые концентрации РЗЭ в почвах не установлены.

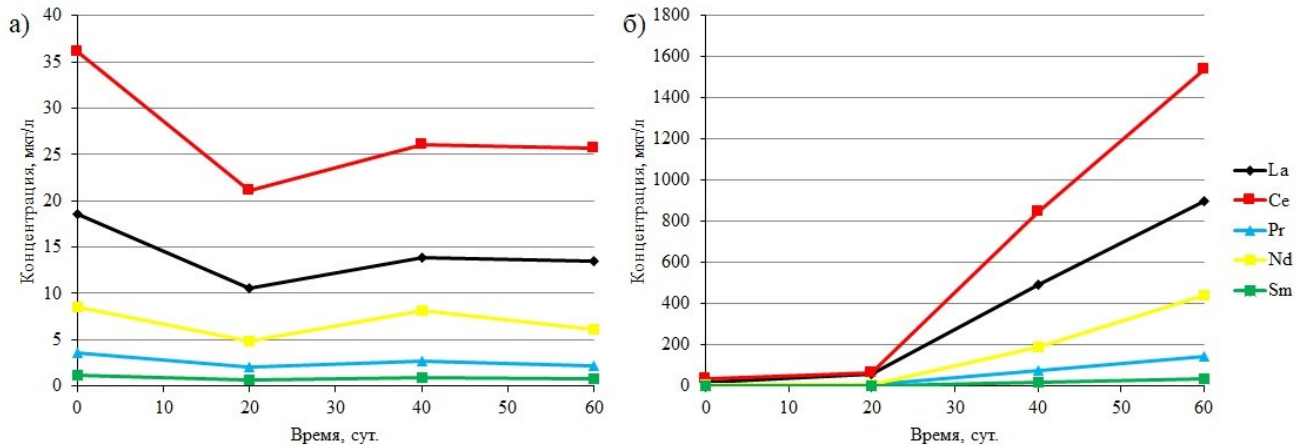


Рисунок 4.8. Концентрации РЗЭ в результирующих растворах при взаимодействии с водой (а) и серной кислотой (б)

Как видно, переход РЗЭ в раствор интенсифицируется при смене выщелачивающего агента с дистиллированной воды на раствор серной кислоты. В частности, концентрации лантана и церия в результирующих растворах по окончании эксперимента превышают аналогичные показатели в контроле (увлажнение дистиллированной водой) в 45 и 60 раз соответственно.

Таким образом, взаимодействие поликомпонентных хвостов обогащения со слабым раствором серной кислоты приводит к интенсификации перехода ТМ и РЗЭ в растворимую, а значит наиболее биодоступную форму [178].

4.2. Исследование взаимодействия хвостов обогащения лопаритовых руд с почвенными водами

В лабораторных условиях были проведены эксперименты по мобилизации экологически опасных элементов из тонкой фракции хвостов при взаимодействии с модельными растворами, имитирующими почвенные воды, в разных температурных режимах [25, 181, 182].

Для определения влияния растворенного органического вещества на процесс мобилизации ТМ и РЗЭ из материала хвостов использовали водные органосодержащие растворы с содержанием $C_{\text{общ}}$ 50 и 100 мг/л [150]. В качестве источника водорастворимого органического вещества использовали фрезерный торф верхового типа (ГОСТ Р 52067-2003). Водную вытяжку готовили при соотношении Т:Ж 1:1.5(1) и 1:3 (2) в течение 24 часов, полученный раствор фильтровали через двойной бумажный фильтр «синяя лента». Содержание органического углерода в вытяжках составило порядка 100 мг/л (1) и 50 мг/л (2).

В другой серии экспериментов варьировали температуру. В качестве модельного раствора использовали водную вытяжку почвы, отобранной на удалении 20 км от предприятия. Вытяжку готовили в соответствии с [183], при соотношении Т:Ж = 1:5. Перемешивание почвы с дистиллированной водой осуществляли в течение 3 минут, затем оставляли на 5 минут для отстаивания. Содержание органического углерода в вытяжках составило порядка 40 мг/л, что сопоставимо со средним содержанием $C_{\text{орг}}$ в подзолистых почвах Кольского полуострова по литературным данным. Эксперименты проводили в термостате ТСО-1/80 СПУ (рис. 4.9) при выбранных температурах +5 и +15°C, соответствующим средним температурам весенне-осеннего и летнего периодов на Кольском полуострове.

В полученные растворы вносили навески хвостов обогащения лопаритовых руд (фр. - 0.071 мм) в соотношении Т:Ж 1:10. Время взаимодействия составляло 1, 3 и 5 часов при непрерывном перемешивании. В контрольной серии экспериментов в качестве выщелачивающего агента выступала дистиллированная вода.

Полученные растворы фильтровали через мембранный фильтр марки «Владипор» типа МФАС-ОС-2 (размер пор 0.45 мкм) и передавали на количественный химический анализ. Концентрацию фтора определяли потенциометрическим методом с помощью ион-селективного электрода Элис-131F (иономер И-МИ 160).



Рисунок 4.9. Проведение эксперимента в термостате

На основе данных количественного химического анализа построены графики и диаграммы, иллюстрирующие влияние количества внесенного растворенного органического вещества (0, 50 и 100 мг $C_{\text{общ}}/\text{л}$), температуры, времени взаимодействия на концентрации химических элементов в результирующих растворах. на содержание химических элементов в результирующих растворах.

Интенсивность разрушения минеральной матрицы материала хвостов оценивали по изменению концентраций натрия, калия, кремния и алюминия в результирующих растворах ввиду того, что основными минералами являются алюмосиликаты (нефелин и микроклин) (рис. 4.10 – 4.13). Преимущественно материал хвостов представлен минералами класса калиево-натриевых силикатов (нефелин, полевые шпаты), соответственно изменение концентраций К,

Na, Si, Al в результирующем растворе иллюстрирует ускорение разрушения минеральной матрицы при добавлении органического вещества.

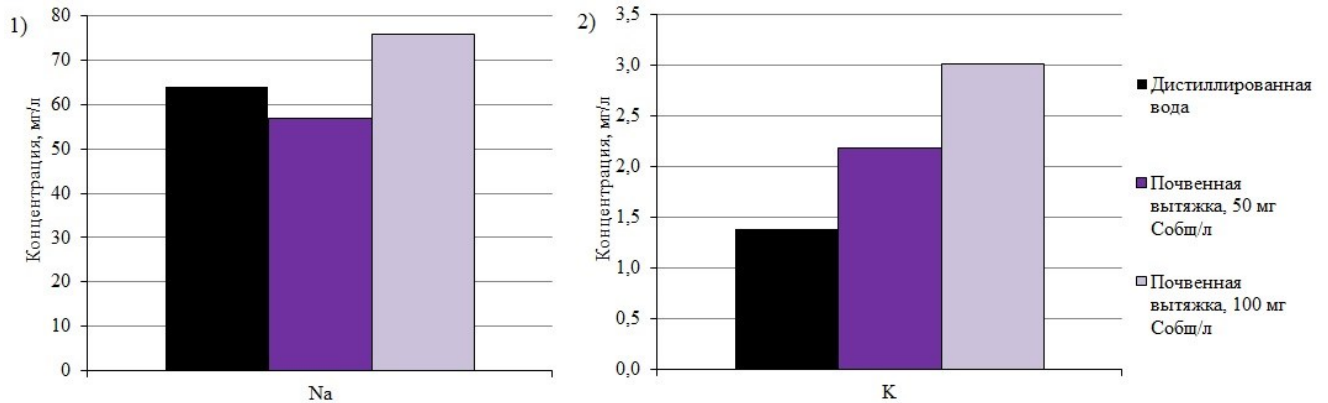


Рисунок 4.10. Концентрации ионов натрия (1) и калия (2) в исследуемых растворах после пяти часов взаимодействия с хвостами обогащения лопаритовых руд, мг/л

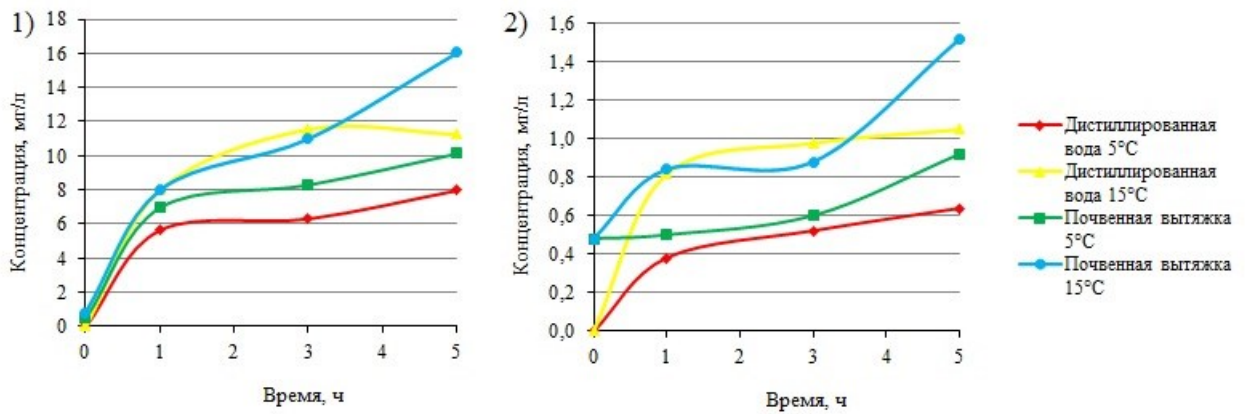


Рисунок 4.11. Изменение концентраций ионов натрия (1) и калия (2) в исследуемых растворах в зависимости от времени взаимодействия и температуры

Характер изменения концентраций натрия и калия (рис. 4.10, 4.11) свидетельствует о том, что растворение минералов происходит неравномерно с преимущественным переходом в раствор натрия. При этом повышение температуры и внесение растворенного органического вещества закономерно интенсифицируют этот процесс.

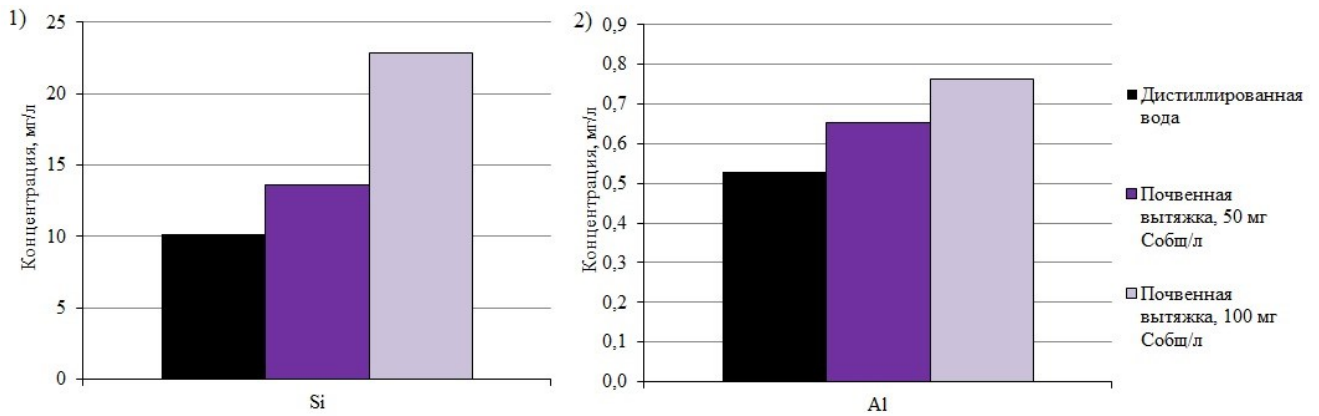


Рисунок 4.12. Концентрации ионов кремния (1) и алюминия (2) в исследуемых растворах после пяти часов взаимодействия с хвостами обогащения лопаритовых руд, мг/л

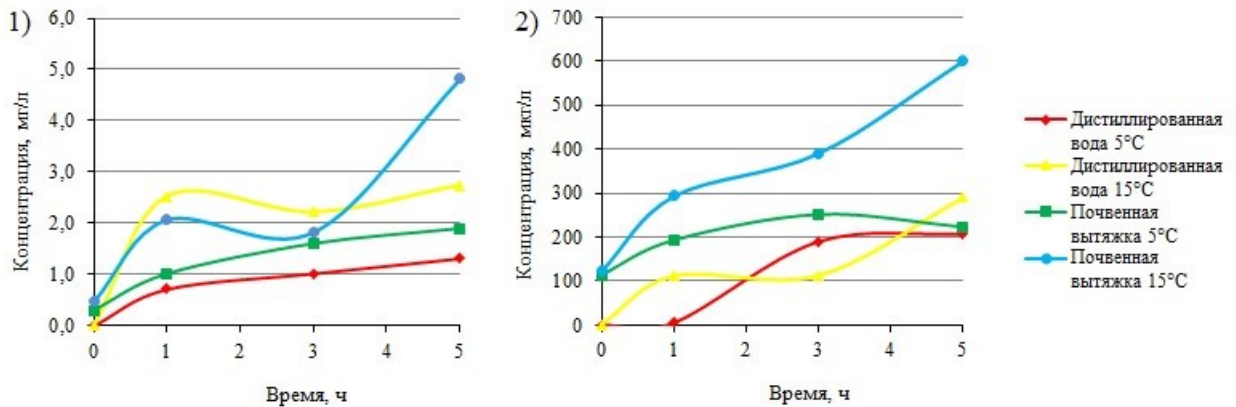


Рисунок 4.13. Изменение концентрации кремния (1) и алюминия (2) в исследуемых растворах в зависимости от времени взаимодействия и температуры

Для алюминия и кремния, входящих в состав нефелина и полевых шпатов, также характерен рост концентраций в исследуемых растворах: в большей степени это характерно для кремния, в меньшей – для алюминия (рис. 4.12, 4.13). Увеличение концентрации органического вещества до 100 мг/л несколько снижает интенсивность роста содержаний Al и Si по сравнению с $S_{\text{общ}}=50$ мг/л, что может быть обусловлено блокированием части поверхности зерен минералов за счет адсорбции гуминовых кислот.

При разложении алюмосиликатов в процессе гидролиза алюминий может образовывать комплексные соли с гуминовыми и фульвокислотами, входя в анионную часть молекулы [184]. Увеличение кислотности при переходе от дистиллированной воды к водной вытяжке почвы ускоряет выщелачивание и приводит к более высокой концентрации щелочных и щелочноземельных элементов в растворе [185].

На рисунке 4.14 представлены концентрации ТМ в растворах по окончании экспериментов в зависимости от температуры и присутствия растворенного органического вещества.

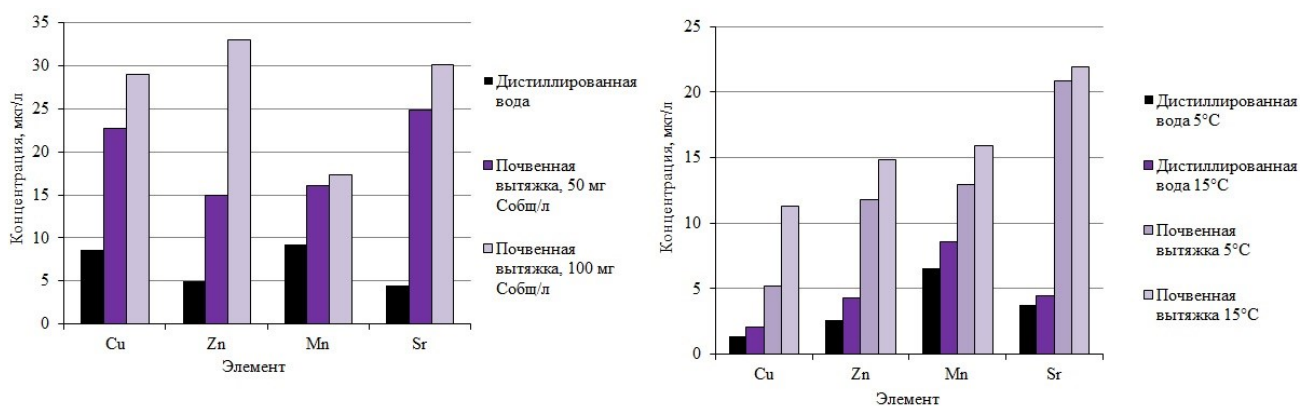


Рисунок 4.14. Концентрации ТМ в результирующих растворах после пяти часов взаимодействия хвостов обогащения лопаритовых руд с дистиллированной водой и водными вытяжками почв

Внесение растворенного органического вещества приводит к интенсификации перехода ТМ в растворенную форму. С увеличением количества органики концентрации ТМ в результирующих растворах закономерно повышаются. Также отмечено снижение рН растворов, тем сильнее, чем больше растворенного органического вещества внесено.

В результирующих растворах после пяти часов взаимодействия хвостов с почвенными вытяжками наблюдается значительное превышение ПДК_{рбхз} по ряду элементов: медь превышает ПДК_{рбхз} (0.001 мг/л) от 23 до 29 раз, цинк (ПДК_{рбхз} = 0.01 мг/л) – от 1.5 до 3.3 раз, марганец (ПДК_{рбхз} = 0.01 мг/л) – от 1.6 до 1.7 раз при содержании в почвенной вытяжке 50 и 100 мгС_{общ}/л соответственно. Стронций активно переходит в растворенную форму, однако предельно допустимую концентрацию не превышает.

Как видно, концентрации меди, цинка и марганца в результирующих растворах после пяти часов взаимодействия хвостов с модельным раствором, содержащим 40 мгС_{общ}/л, также превышают ПДК_{рбхз} (0.001, 0.01 и 0.01 мг/л соответственно). Повышение температуры во второй серии экспериментов оказывает интенсифицирующее действие на процесс мобилизации ТМ из тонкодисперсного материала хвостов.

Влияние водорастворимого органического вещества и температуры на переход РЗЭ в раствор представлено на рисунке 4.15.

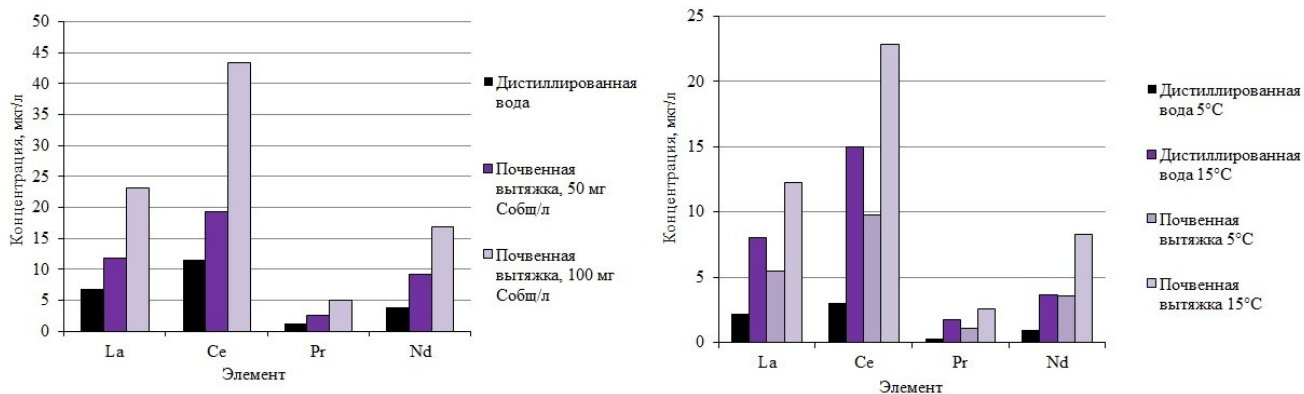


Рисунок 4.15. Концентрации РЗЭ в результирующих растворах после пяти часов взаимодействия хвостов обогащения лопаритовых руд с дистиллированной водой и водными вытяжками почв

Внесение органического вещества приводит к резкому ускорению процесса перехода РЗЭ в раствор. Общее увеличение количества растворенных РЗЭ пропорционально увеличению внесенного органического вещества. Процесс идет интенсивнее для лантана, церия, неодима.

Известно, что, попадая в почву, РЗЭ могут адсорбироваться, поскольку органические вещества являются источником отрицательных зарядов для выветрившихся почв [186]. Однако стабильность связи РЗЭ с гуминовыми веществами различна, поэтому под влиянием растворенного органического вещества может происходить обратный процесс – десорбция [187]. Концентрация РЗЭ в почвенном растворе имеет прямую корреляцию с содержанием растворенного органического углерода и обратную корреляцию с рН почвы [188, 189]. В целом, поведение РЗЭ в почвах схоже с поведением тяжелых металлов [190]. ПДК в водных объектах и почвах для данных элементов не установлено, влияние РЗЭ на биоту изучено недостаточно.

Отметим, что сильная мобилизационная способность органических кислот, входящих в состав водной вытяжки почвы, по отношению к микроэлементам ранее была обнаружена для цинка, меди, марганца, тория, ванадия, лантана, ниобия и др. в работах [25, 191, 192].

ВЫВОДЫ ПО ГЛАВЕ 4

1. Результаты проведенного исследования мобилизации экологически опасных элементов из хвостов обогащения лопаритовых руд текущего производства под действием атмосферных осадков показали многократное увеличение скорости химического выветривания в условиях, моделирующих воздействие кислотных дождей. Интенсивность разрушения силикатной матрицы основных минералов хвостов обогащения и перехода экологически опасных элементов в растворимые формы в слабокислой среде резко возрастает.

2. Концентрации ТМ в результирующих растворах через 60 суток эксперимента при увлажнении материала хвостов разбавленным раствором серной кислоты многократно превысили предельно допустимые для водных объектов рыбохозяйственного значения. В частности, ПДК_{рбхз} превышены по меди и стронцию – в пять раз, по цинку – в семнадцать раз, по марганцу – в 448 раз.
3. Отмечен интенсивный переход в раствор РЗЭ легкой группы. В частности, концентрация лантана и церия в результирующих растворах по окончании эксперимента превышает аналогичные показатели в контроле (увлажнение дистиллированной водой) в 45 и 60 раз соответственно.
4. Результаты экспериментов, моделирующих попадание минеральных частиц в почву, их взаимодействие с почвенными водами и переход экологически опасных элементов в подвижные формы, свидетельствуют о потенциальной экологической опасности пыления хвостов обогащения лопаритовых руд.
5. Наблюдаемое увеличение перехода ТМ и РЗЭ в раствор при внесении органического вещества, по-видимому, связано с интенсивным разрушением минеральной матрицы гуминовым веществом. Сочетание наличия водорастворимых органических веществ почв в растворе с повышением температуры закономерно приводит к интенсификации перехода в раствор катионов, к числу которых помимо основных катионов породообразующих минералов относятся ТМ и РЗЭ. Переход металлов в лабильную форму при взаимодействии с органическим веществом почв может приводить к их аккумуляции в наиболее токсичной форме для биоты в верхнем органогенном слое почв.
6. Установлено, что переход экологически опасных элементов – как ТМ, так и РЗЭ – в растворенную форму усиливает повышение температуры, увеличение количества внесенного органического вещества и снижение рН растворов. В целом, поведение РЗЭ при выщелачивании схоже с поведением ТМ. Однако в отличие от ТМ, фитотоксичность РЗЭ еще недостаточно изучена.

ГЛАВА 5. ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ХВОСТОВ ОБОГАЩЕНИЯ ЛОПАРИТОВЫХ РУД НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

В данной главе приведены результаты исследований водных объектов, почв и растений в зоне влияния ООО «Ловозерский ГОК».

5.1. Современное состояние водных объектов в зоне влияния ООО «Ловозерский ГОК»

В связи с ухудшением качества пресных вод в результате антропогенного воздействия на экосистемы Арктики, вопросы изучения формирования качества поверхностных вод и их взаимодействия с горными породами имеют большое фундаментальное и прикладное значение. Практическое значение исследований состоит в выяснении процессов формирования химического состава вод как важнейшего природного ресурса, без которого невозможно существование жизни, в поиске путей предотвращения техногенного загрязнения гидросферы и рационального использования вод в питьевых, промышленных или рекреационных целях [193].

В разное время сотрудниками ИППЭС КНЦ РАН и СПбГУ проводились исследования водных объектов в зоне влияния предприятий горнопромышленного комплекса [194-198]. Актуальность подобных работ обусловлена, с одной стороны, большими объемами и сложным химическим составом стоков, с другой – климатическими факторами и своеобразным составом поверхностных вод Мурманской области. Водные экосистемы Арктической зоны РФ (АЗРФ) являются наиболее уязвимыми компонентами окружающей природной среды, интегрирующими все изменения, происходящие на территории их водосборов, и аккумулирующими большую часть попавших на территорию водосборов загрязняющих веществ. Эти элементы принимают участие практически во всех физико-химических, химических и биологических процессах, протекающих в водных объектах АЗРФ, где уже наблюдаются нарушения продукционных процессов гидробионтов, уменьшение видового разнообразия на фоне загрязнения окружающей среды и изменений климата [199].

Схема отбора проб воды озер Ильма, Кривое, Сикир, Ревдозеро, Ловозеро и донных отложений из озер Ильма и Кривое, исследованных ИППЭС КНЦ РАН летом 2019 и 2020 гг. представлена на рис. 5.1.

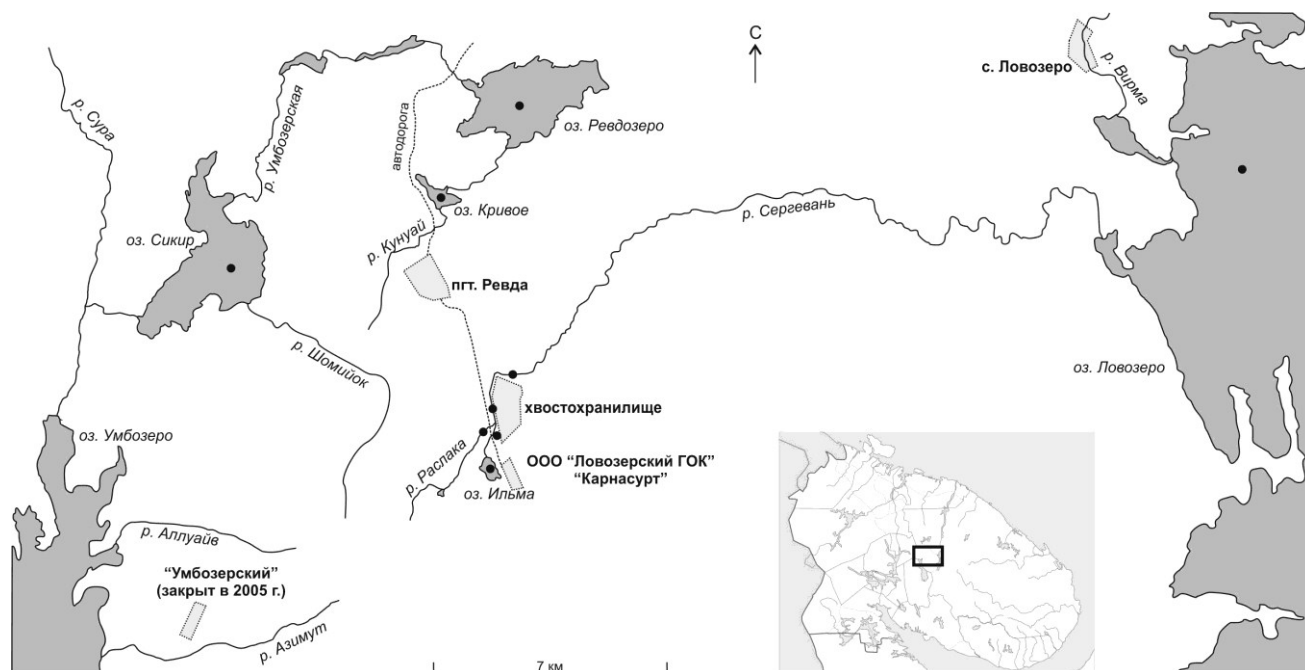


Рисунок 5.1. Схема отбора проб поверхностных вод и ДО озер

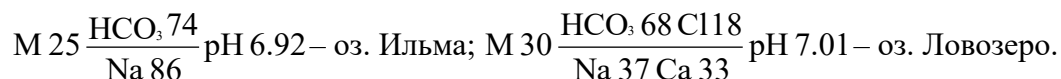
Результаты анализов и перечень определяемых компонентов приведены в таблицах 5.1 – 5.4. За последние 35 лет в процессе деятельности горнорудного предприятия химический состав поверхностных вод близлежащих озер постепенно менялся. Наблюдается снижение водородного показателя воды, в частности, с 7.5 до 6.9 для оз. Ильяма, расположенного на минимальном удалении (100 м) от предприятия (табл. 5.1). Вместе с тем, для этого озера отмечается снижение минерализации почти в два раза с 46 до 25 мг/л как и для озер Кривое и Ревдозеро, расположенных на север от предприятия рядом с пгт. Ревда. Отдельно стоит отметить увеличение минерализации более крупного оз. Ловозеро, принимающего сток р. Сергевань.

Таблица 5.1. Изменение содержания главных ионов в воде исследуемых озер, мг/л

Озеро	Год	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	ΣM*
Ильма	1984	7.50	0.80	0.70	12.20	0.80	24.4	6.50	1.00	46.4
	1995	7.15	0.86	0.17	9.31	0.87	19.9	4.42	1.28	36.8
	1996	6.61	0.63	0.10	7.92	0.96	17.0	2.21	1.51	30.3
	2019	6.88	0.46	0.08	8.58	0.68	14.40	2.67	1.08	27.95
	2020	6.92	0.45	0.10	6.95	0.76	13.36	2.26	1.10	24.98
Кривое	1995	7.30	5.65	2.26	12.00	2.65	39.0	8.3	7.6	77.4
	2000	7.34	5.85	2.35	10.35	2.50	42.3	6.4	6.0	75.8
	2005	6.94	4.96	2.00	10.20	2.27	38.8	5.5	5.6	69.3
	2019	6.77	5.54	1.92	10.46	2.46	36.31	6.92	4.19	67.80
Ревдозеро	1995	7.08	3.48	1.32	8.75	2.12	26.2	5.0	6.2	53.1
	2000	7.10	3.05	1.35	7.67	1.76	24.0	3.6	5.6	47.0
	2005	6.60	3.65	1.40	8.52	2.39	38.1	3.9	5.2	63.1
	2019	6.52	3.54	1.37	8.58	2.10	26.42	4.50	4.04	50.55
Сикир	2019	6.79	2.22	0.96	5.31	1.14	14.58	3.33	2.23	29.77
Ловозеро	2004	7.09	1.24	0.51	4.68	0.75	13.2	1.6	1.3	23.3
	2019	7.01	3.01	1.48	3.82	0.54	16.17	2.63	2.54	30.19

Примечание: * – минерализация воды, мг/л.

Все озера относятся к ультрапресным, низкоминерализованным – по И.В. Баранову [200], минерализация не превышает 100 мг/л. По кислотно-щелочным условиям рассматриваемые озера относятся к нейтральным. Для природных вод, а также озер, расположенных на востоке и юго-востоке Мурманской области, типичен следующий порядок распределения главных ионов: HCO₃⁻ > SO₄²⁻ > Cl⁻; Na⁺ > Ca²⁺ > Mg²⁺ + K⁺. Состав воды отобранных проб соответствует природному распределению и позволяет отнести их к классу гидрокарбонатных вод. Ниже приведены формулы ионно-солевого состава озер Ильма и Ловозеро (по данным 2019 г.):



Озеро Ильма – гидрокарбонатное, по катионному составу – натриевое. Озеро Ловозеро – гидрокарбонатно-хлоридное, натриево-кальциевое.

Анализ проб воды, отобранных в 2019 г. из озер в районе исследований, на содержание загрязняющих веществ выявил незначительное превышение ПДК_{рх} ионов меди (3 ПДК) и фтора (1.1 ПДК) в оз. Сикир (табл. 5.2). В начале века повышенные содержания железа были установлены в пробах воды озер Кривое и Ревдозеро.

Таблица 5.2. Содержание загрязняющих веществ в воде исследуемых озер

Озеро	Год	F, мг/л	PO ₄ , мгP/л	Mn, мкг/л	Fe, мкг/л	Ni, мкг/л	Cu, мкг/л	Zn, мкг/л	Al, мкг/л	Mo, мкг/л
Ильма	1984	н/д	н/д	2.6	30	9	3	н/д	н/д	н/д
	1995	н/д	0.074	5.3	20	1	1	0.9	120	н/д
	1996	н/д	0.014	0.2	60	1	1	2	25	н/д
	2019	1.3	0.065	<0.1	10	1	1	2.39	н/д	5.78
	2020	0.512	0.003	12.0	10	0	0	0	167	н/д
Кривое	1995	н/д	0.015	1.4	76	1	1	1.7	14	н/д
	2000	н/д	0.002	5.5	170	1	1	1	15	н/д
	2005	н/д	0.006	5.6	109	1	1	4.3	20	н/д
	2019	0.065	0.033	5.73	100	1	1	0.21	н/д	2.98
Ревдозеро	1995	н/д	0.001	6.5	36	1	1	0.9	28	н/д
	2000	н/д	0.034	4.2	65	1	1	0.3	9	н/д
	2005	н/д	0.098	9.4	179	1	1	1.1	31	н/д
	2019	0.064	0.036	0.25	100	1	1	5.31	н/д	1.89
Сикир	2019	0.814	0.009	<0.1	100	5	3	5.68	н/д	3.94
Ловозеро	2004	н/д	0.001	14.3	142	0.1	0.6	1.3	26	н/д
	2019	0.075	0.01	1.04	700	1	1	3.06	н/д	3.86
ПДК _{рх}	-	0.75	0.05	10	100	10	1	10	40	1

Примечание: н/д – анализ не проводился.

Большой интерес представляют исследования озер Ловозеро и Ильма. Озеро Ловозеро является третьим по величине озером Мурманской области, относится к высшей категории водоемов рыбохозяйственного значения. Сточные воды предприятия поступают в озеро по реке Сергевань. В пробах воды, отобранных в 2019 г. из оз. Ловозеро, отмечены повышенные содержания железа (до 7 ПДК), ранее, в 2004 г., были выявлены превышения по марганцу (1.4 ПДК) и железу (1.4 ПДК).

Ранее, в главе 3, посвященной исследованиям материала хвостов обогащения лопаритовых руд, на основе анализа гранулометрического состава и инженерно-геологических характеристик были сделаны выводы о вероятности пыления незакрепленных участков полей хвостохранилищ. В пробах, отобранных из оз. Ильма, расположенном ближе остальных к предприятию, выявлены повышенные содержания алюминия (4 ПДК), фтора (1.7 ПДК), фосфатов (1.3 ПДК), и марганца (1.2 ПДК). Данные элементы входят в состав минералов, слагающих хвосты обогащения перерабатываемых руд: нефелина $(\text{Na,K})\text{AlSiO}_4$, полевых шпатов $(\text{Na,K})\text{AlSi}_3\text{O}_8$, эгирина $\text{NaFe}^{3+}(\text{Si}_2\text{O}_6)$, апатита $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH,F,Cl})_2$ и др.

Повышенные концентрации железа, алюминия и марганца в поверхностных водах АЗРФ можно объяснить гумификацией водосборов [201]. В целом, содержание загрязняющих веществ

в пробах рассматриваемых озер в сравнении с другими озерами Мурманской области, испытывающими антропогенную нагрузку вследствие загрязнения сточными водами горнорудных предприятий, относительно невысокое. Так, оз. Куэтсьярви, источником поступления ТМ и кислотных соединений в воды которого является комбинат «Печенганикель» АО «Кольская ГМК» (переработка медно-никелевых сульфидных руд), - одно из самых загрязненных озер Мурманской области [202]. В озере наблюдаются повышенные содержания никеля (более, чем в 200 раз) и меди (в 20 раз). В поверхностных водах Мончегорского полигона, загрязняемых сточными водами медно-никелевого комбината «Североникель» АО «Кольская ГМК», также обнаружены никель и медь в концентрациях, превышающих условно-фоновые на 1-2 порядка [196].

Для всех озер выявлено превышение ПДК молибдена, что позволяет сделать вывод о том, что загрязнение происходит в процессе естественного выщелачивания подстилающих пород, и не связано с работой предприятия. Сравнение с ранее полученными данными свидетельствует о незначительном изменении химического состава вод исследуемых объектов.

В поверхностных слоях ДО озер Ильма и Кривое отмечается довольно значительное увеличение концентраций ТМ относительно их фоновых содержаний в ДО озер Кольского полуострова [62, 145] (рис. 5.2).

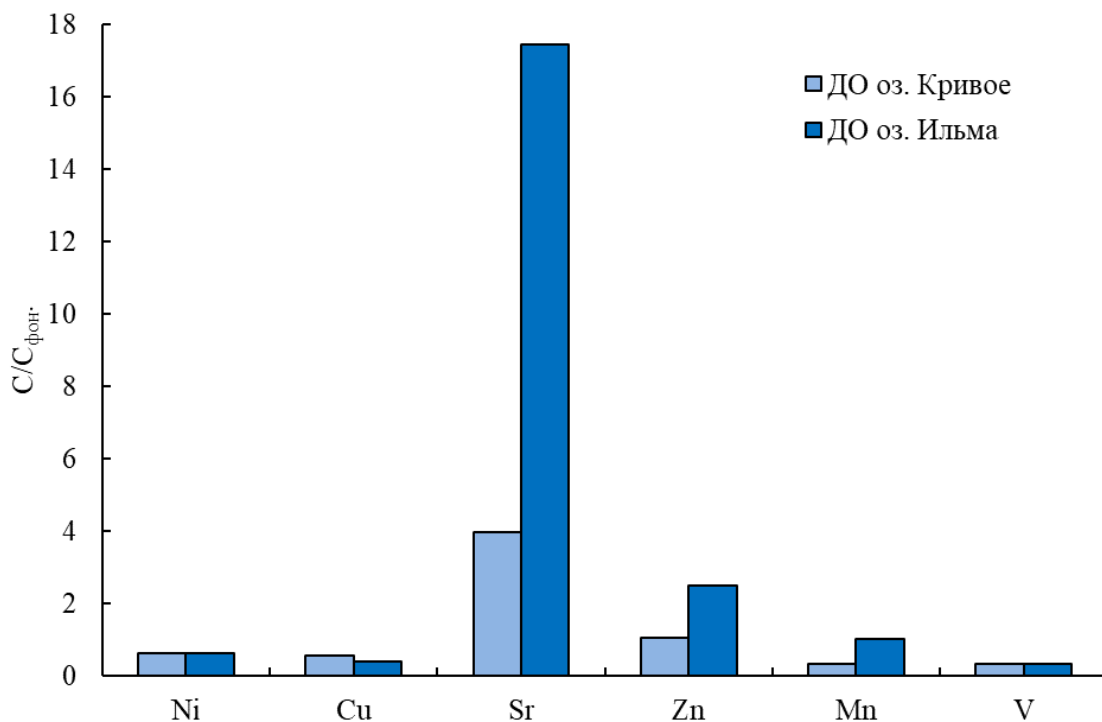


Рисунок 5.2. Отношение содержания ТМ в ДО озер Ильма и Кривое к фоновому значению

Анализ содержания ТМ в ДО озер выявил превышение фоновых значений по ряду элементов. Для ДО оз. Кривое установлено незначительное превышение фоновых содержаний цинка и четырехкратное – стронция. ДО оз. Ильма содержат повышенные количества марганца, цинка (содержание превышает фоновые значения в 2.5 раза) и стронция (превышение фоновых значений в 17 раз). Цинк относится к первому классу опасности (высокоопасные), марганец и стронций – к третьему (малоопасные) [203]. В отличие от приоритетных для озер Мурманской области ТМ – меди и никеля [194-196] – в ДО исследуемых озер их содержание не превышает фоновых значений. Стоит отметить, что фоновые значения, взятые из литературы, приведены для достаточно узкого набора элементов.

В связи с тем, что предприятие разрабатывает месторождение редкометалльных руд, анализ ДО проводился также на содержание РЗЭ. В таблице 5.3 приведены результаты анализа ДО озер Ильма и Кривое, кларки в земной коре по [146], пределы содержаний в ДО пресноводных экосистем по [204], средние содержания в ДО оз. Имандра [205].

Таблица 5.3. Содержание РЗЭ в ДО озер и других объектах, мг/кг

Элемент	ДО оз. Ильма	ДО оз. Кривое	Кларки элементов в земной коре*	Пределы содержаний в ДО пресноводных экосистем**	ДО оз. Имандра***
La	200.06	15.11	30.00	19.5-100	103.00
Ce	408.79	27.79	50.00	43-100	172.00
Pr	42.49	3.29	5.00	8-8.3	21.00
Nd	126.10	10.51	23.00	19-44	79.00
Sm	19.99	1.75	6.50	3.3-30	12.00
Eu	5.45	0.43	1.00	0.07-12.2	3.10
Gd	15.58	1.37	6.50	5.0-6.0	12.00
Tb	2.29	0.21	0.90	0.3-1.1	1.20
Dy	13.23	1.13	4.50	1.8-4.5	6.70
Ho	2.37	0.21	1.00	0.9-1.0	1.10
Er	6.19	0.56	2.50	2.6-3.0	3.00
Tm	0.81	0.08	0.25	0.40	0.37
Yb	5.29	0.51	3.00	1.4-4.4	2.30
Lu	0.70	0.07	0.70	0.2-0.5	0.29

Примечание: * – кларки элементов в земной коре по [146]; ** – пределы содержаний в ДО пресноводных экосистем по [204]; – средние содержания в ДО оз. Имандра по [205].

В отличие от ТМ, РЗЭ в воде и ДО водных объектов Мурманской области практически не изучены. Детально исследовано лишь оз. Имандра [205], повышенное содержание РЗЭ в воде и ДО которого обусловлено разработкой месторождения апатито-нефелиновых руд Хибинского щелочного массива [206]. Источником поступления РЗЭ указаны минеральные частицы в составе сточных вод КФ АО «Апатит» после флотационного обогащения [205].

Средние содержания РЗЭ в ДО исследуемых озер подтверждают правило Оддо-Гаркинса: лантаноиды с четными порядковыми номерами более распространены в земной коре, чем с нечетными [207]. При этом содержания РЗЭ в ДО оз. Кривое, расположенного к северу от предприятия на значительном удалении, ниже кларковых содержаний элементов в земной коре и ДО пресноводных экосистем. Содержание РЗЭ в ДО оз. Ильма многократно превышает указанные выше показатели. Сточные воды ООО «Ловозерский ГОК» не выпускаются в оз. Ильма, а значит, возможными путями загрязнения озера могут являться: аэротехногенный перенос пылевых частиц с незакрепленных участков полей хвостохранилищ, дренажные воды и процессы выщелачивания подстилающих пород.

О негативном влиянии предприятия на загрязнение р. Сергевань недостаточно очищенными сточными водами убедительно говорят результаты анализа проб воды, отобранные в реках Раслака и Сергевань до и после выпуска сточных вод (табл. 5.4).

Таблица 5.4. Гидрохимические показатели речной воды на разных створах и сточных вод

Показатель	р. Раслака	р. Сергевань до выпуска сточных вод	сточная вода	р. Сергевань после выпуска сточных вод	р. Сергевань ниже хвостохранилища	ПДК _{рбхз}
рН	5.52	5.52	7.85	7.21	7.46	-
Щелочность, моль/л	0	0	0.707	0.519	0.768	-
Взвешенные вещества, мг/л	<0.7	<0.7	17.7	5.96	37.5	10
F, мг/л	0.02	0.02	8.28	4.43	9.44	0.75
PO ₄ , мгР/л	0	0	0.752	0.273	0.593	0.05
NO ₃ , мг/л	0	0	3.83	2.04	2.72	-
SO ₄ , мг/л	0.97	0.97	3.99	3.33	4.17	100
Cl, мг/л	1.15	1.15	1.02	1.01	1.19	300
K, мг/л	0.2	0.2	0.84	0.84	1.38	50
Na, мг/л	0.93	0.93	28.28	18.67	28.96	120
Ca, мг/л	0.19	0.19	0.22	0.34	0.65	180
Mn, мкг/л	10	10	22	13	33	10
Mg, мкг/л	80	80	20	50	110	4000
Fe, мкг/л	0	0	440	64	319	100
Ni, мкг/л	9	9	4	0	1	10
Cu, мкг/л	4	4	5	5	3	1
Zn, мкг/л	15	15	9	12	18	10
Al, мкг/л	0	0	1879	387	3185	40

Влияние сточных вод предприятия привело к повышению рН воды до 7.2 – 7.4. Основными загрязнителями являются взвешенные вещества, ионы железа, алюминия, марганца, цинка, фосфаты и фториды, концентрации которых превышают ПДК для водных объектов

рыбохозяйственного значения в несколько раз. Ниже по течению, после хвостохранилища, происходит насыщение речных вод вторичными минералами: гидроксидами натрия, калия, кальция. По В.В. Шабанову [148] рассчитаны коэффициент предельной загрязненности (рис. 5.3) и индекс загрязнения вод.

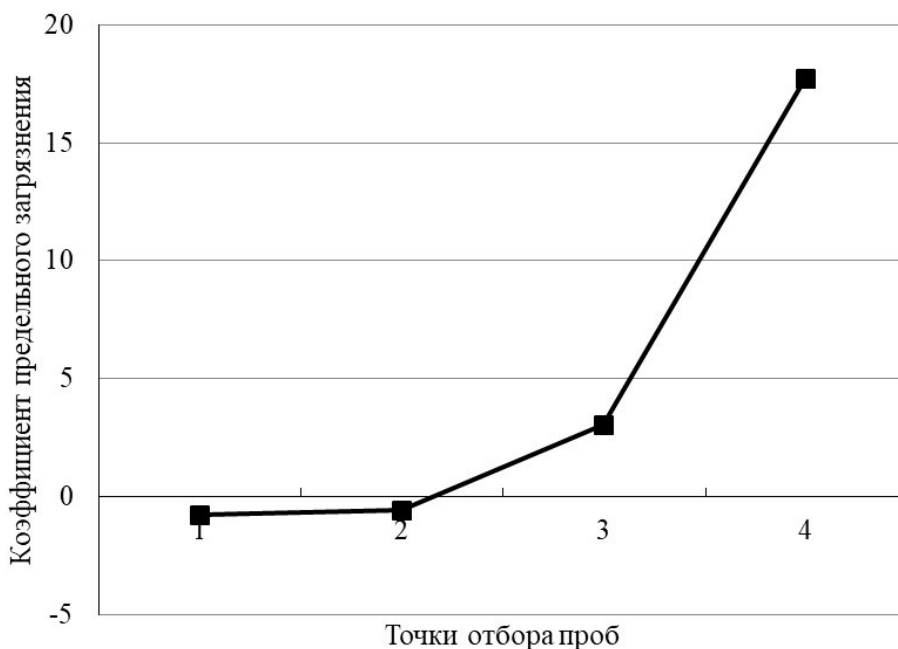


Рисунок 5.3. Коэффициент предельного загрязнения поверхностных вод: 1 – р. Раслака; 2 – р. Сергевань до выпуска сточных вод; 3 – р. Сергевань после выпуска сточных вод; 4 – р. Сергевань ниже хвостохранилища

По классификационной шкале после приема сточных вод река от класса «очень чистая» ($ИЗВ \leq 0.2$) переходит в класс «очень грязная» ($ИЗВ \geq 6$) [193].

5.2. Оценка химического загрязнения почв и растений в зоне влияния хвостохранилищ

Объектом исследований являлась территория промышленной зоны предприятия в непосредственной близости от полей хвостохранилищ и технологических транспортных магистралей (рис. 5.4) [208].



Рисунок 5.4. Карта-схема отбора проб грунтов и растений

Химический состав грунтов

Результаты валового анализа грунтов (средние значения по каждому из направлений), фоновые содержания, кларковые содержания элементов в земной коре и рассчитанный СПЗ приведены в таблице 5.5. Расчет суммарного показателя вели по набору элементов 1, 2 и 3 классов опасности, в частности: 1 класс - кадмий, цинк, свинец; 2 класс – молибден; 3 класс - марганец, барий, ванадий, вольфрам, стронций [203].

Таблица 5.5. Валовые содержания элементов в отобранных пробах, мг/кг

Эл-т	1	2	3	4	5	6	Фоновые содержания [28]	Кларковые содержания [30]
Ba	418	368	458	410.5	470.8	331.7	327.0	830.0
Cd	0.2	0.3	0.2	0.2	0.4	0.3		0.1
Ce	163.3	207.3	283.7	580.4	255.4	476	8.4	100.0
Fe	22678	26379	26779	15041	27292	18882	14600	27000
La	72.2	84.6	130.4	363.1	99.5	224.1	4.8	60.0
Mn	1027.7	1348.5	1286.2	1223.8	1390.2	1503		600.0
Mo	1.4	1.8	1.9	3.5	0.5	2.7		1.0
Nb	229.7	383	499.4	722.4	668.2	606.2		20.0
Nd	50.7	61.3	85.9	197.8	116	113.3		46.0
Pb	22.2	24.3	22.3	14.3	29.6	21.4		20.0
Pr	16	19.9	27.2	53	27.8	42.9		12.0
Rb	101.1	97.8	163.9	170.6	128.3	124.5	54.0	200.0
Sm	10.1	11.4	14.6	23.6	17.6	20.9	0.6	9.0
Sr	506.5	539.3	728.2	1364.7	635.7	1033.3	310.0	300.0
Ta	19.4	42.1	40.1	61.7	45.5	53.6	0.1	3.5
Th	8.1	8.2	13	27.3	24.2	22.1	1.5	18.0
U	3.8	6.5	7	11.3	14.5	9.3	0.8	3.5
V	238.5	230.7	251.1	259.9	224.6	197.8	37.0	40.0
W	1.5	2	1.9	2.6	3.9	2.8		1.5
Zn	100.6	109.8	168.4	223.6	171.1	187.7	32.0	60.0
Zr	1239.1	1775.9	2119.8	1526.1	2810.1	2101.4	28.5	200.0
Zc	11.6	13.9	16	21.6	18	18.4		

По результатам анализа установлены превышения ПДК по марганцу и ванадию до 1.5 и 2.6 раз соответственно. Для цинка выявлено превышение ОДК в 2.2 раза. Стоит отметить, что в нормативных документах приведен достаточно узкий набор загрязняющих веществ.

На основе расчета СПЗ для большей части отобранных проб установлена допустимая категория загрязнения, однако по ряду направлений грунты могут быть отнесены к умеренно опасной категории. Расчетные значения СПЗ для оценки загрязнения территории РЗЭ варьировали от 14.8 (допустимая категория загрязнения) до 65.7 (опасная категория загрязнения).

Методом радиальной экстраполяции в программе ArcGIS 10 были получены ореолы загрязнения ТМ и РЗЭ (рис. 5.5).

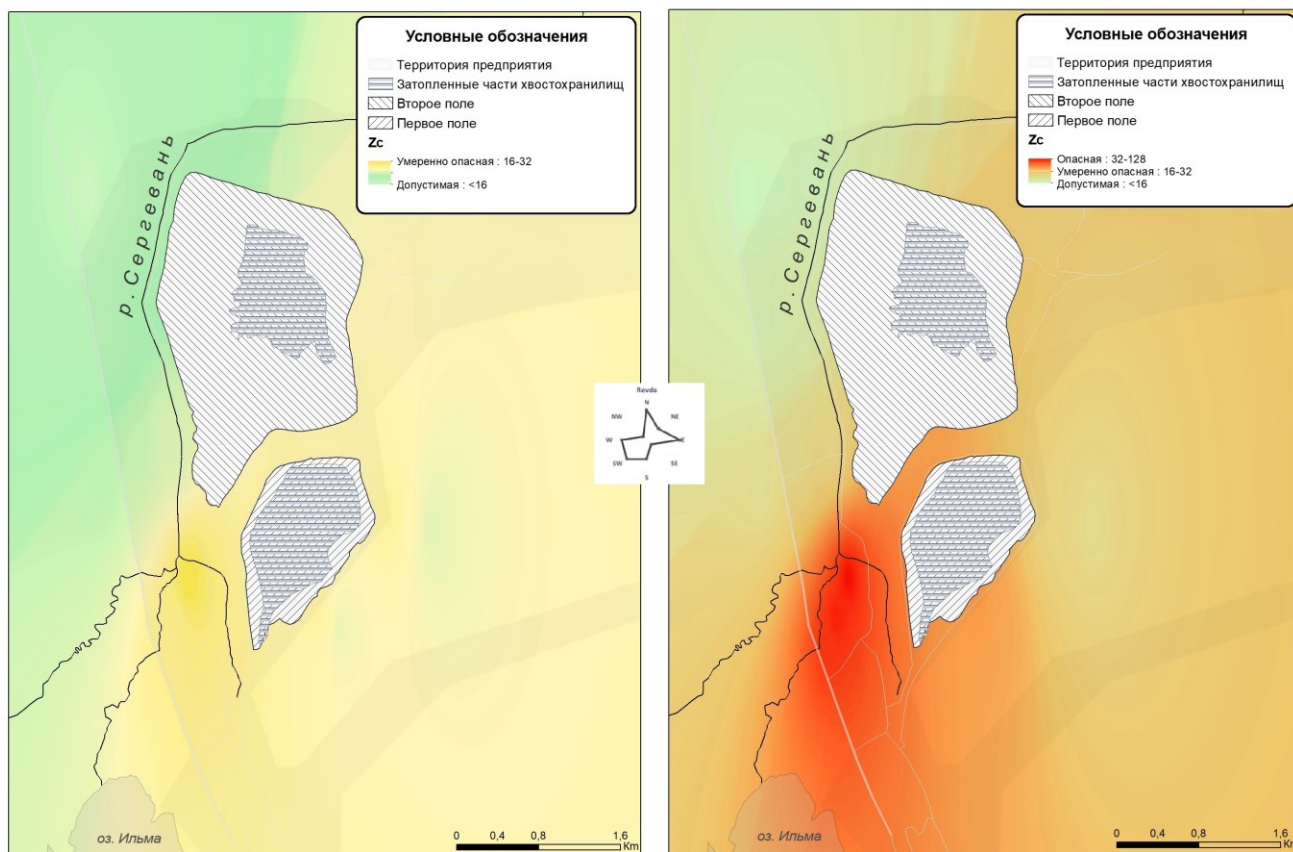


Рисунок 5.5. Схемы ореолов загрязнения проб грунтов на основе расчета Z_c (слева – ТМ, справа – РЗЭ)

Наибольшее значение СПЗ определено для юго-западной площадки и совпадает с направлением максимальной повторяемости ветра. Данный результат может свидетельствовать о загрязнении участка вследствие аэротехногенного переноса частиц с поверхности хвостохранилища.

Результаты анализа грунтов на содержание микроэлементов свидетельствуют об их существенном обогащении всеми элементами, входящими в состав минералов разрабатываемого месторождения нефелин-сиенитовых пегматитов Ловозерского массива и отходов обогащения. Очевидно повышение урано-ториевого пула грунтов. В свою очередь, для таких основных элементов питания растений, как Са и Mg, отмечено обеднение грунта по сравнению с кларковыми значениями. Высокие значения K_c отмечены для Та, Се, La, Zr, Nb. Средние содержания РЗЭ образуют характерную пилообразную кривую (рис. 5.6), подтверждающую правило Оддо-Гаркинса [207].

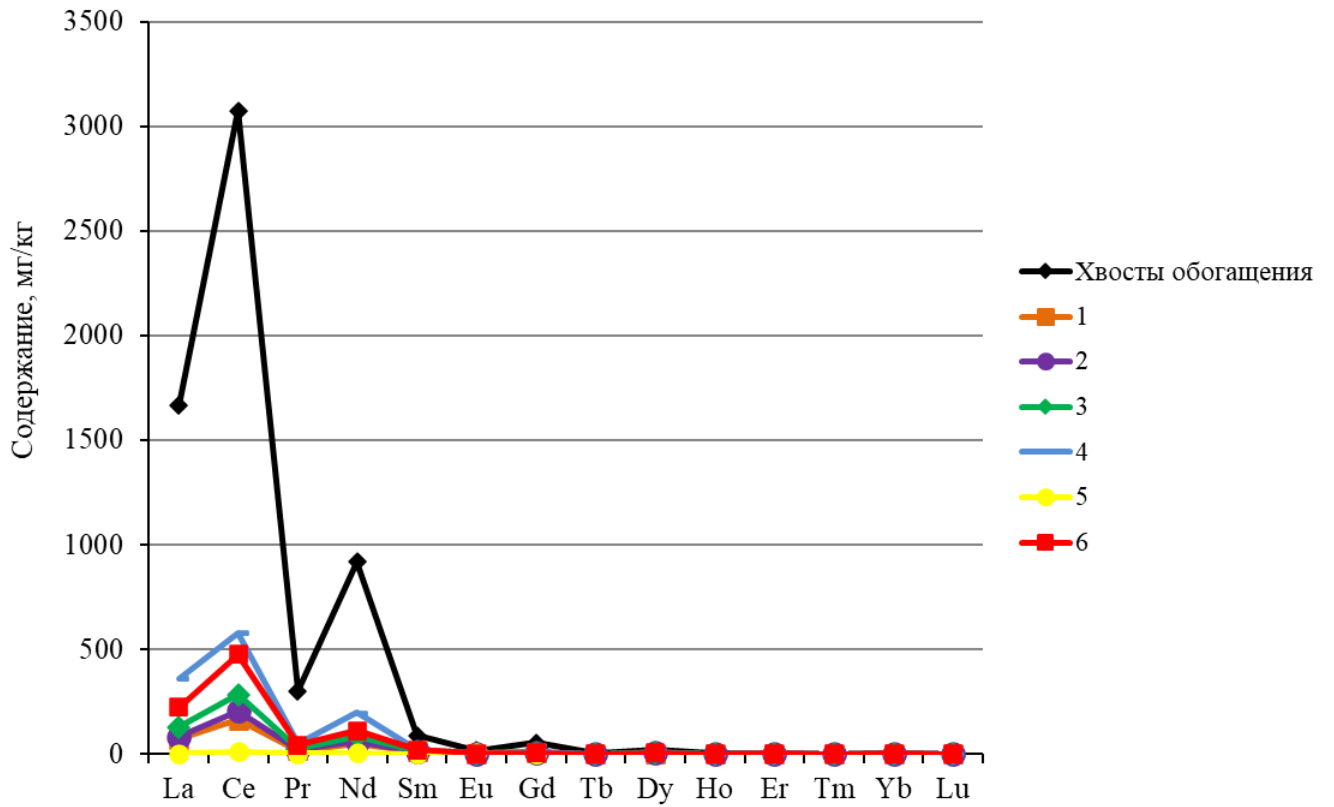


Рисунок 5.6. Распределение РЗЭ в отобранных пробах грунтов и хвостах обогащения лопаритовых руд

Химический состав растений

Химический состав отобранных проб растений представлен в таблице 5.6. Проведено сопоставление полученных данных со средними значениями валового содержания широкого ряда элементов в *Salix spp.* и *Avenella flexuosa* L., произрастающих на северных территориях Европы [155, 209].

Таблица 5.6. Валовое содержание определяемых элементов в растениях, мг/кг

Опр. эл-т	<i>S. phylicifolia</i>	<i>S. lapponum</i>	<i>S. glauca</i>	Европейский фон <i>Salix spp.</i> [155]	<i>Avenella flexuosa</i> L.	Европейский фон <i>Avenella flexuosa</i> L. [209]
Al	116.4	382.2	477	25	675	32
Ba	4.6	31.2	24.3	15.1	13.6	12
Ca	3079.1	5355.8	3881.7	11000	1833	1454
Ce	4.6	13.2	12.7	-	16	0.05
Cu	8.8	15.3	10.1	7.73	6.2	4.1
Fe	135.7	237.1	102.6	79	152.4	61
La	2.7	7.5	7	-	8.3	0.027
Mg	1695.4	1465.1	1602.4	3010	1285.5	1078
Mn	214.6	161.1	314.1	310	118.8	529
Nb	1.5	4.7	3.4	-	4.1	-
Nd	1.2	3.4	3.4	-	4.4	0.019
Ni	3.7	4.2	3.8	9.0	8.3	2.4
Pr	0.3	1.1	1.1	-	1.5	0.005
Rb	33.1	21.7	44.3	31.4	31.4	50
Sr	386.6	332.4	563.5	37.3	138.8	4.2
Ta	0	0.2	0.1	-	0	-
Th	0.2	0.7	0.6	<0.02	0.7	0.006
Ti	9.1	34.4	22.4	-	30.9	-
U	0.1	0.1	0.1	<0.005	0.1	0.002
V	3.7	3.7	4	0.05	4.1	0.078
Zn	595.1	856.6	560.2	125	118.9	28
Zr	2.5	8.2	9	0.04	10.4	-

Результаты проведенной оценки свидетельствуют о функционировании древесных растений в условиях дефицита доступных для растений форм таких элементов питания, как Ca, Mg, Mn. Валовое содержание Cu, Ni, Ba, Rb, Fe в вегетативных органах ив – в пределах природной вариабельности, характерной для высоких широт. Ярко выражено накопление ивами Al, Th, U, V, Zr, Zn, Sr по сравнению с территориями ее произрастания на севере Европы.

Сопоставление полученных данных со средними значениями валового содержания ряда элементов в *Avenella flexuosa* L., произрастающих в Восточной Европе [209] позволило установить дефицит Mn. Валовое содержание Cu, Ni, Ba, Rb, Fe в отобранных пробах – в пределах природной вариабельности. Отмечено накопление луговиком Al, Th, U, V, Zr, Zn, Sr по сравнению с условно «фоновыми» европейскими территориями его произрастания. Обращает на себя внимание многократное превышение содержания РЗЭ легкой группы, входящих в состав разрабатываемых пород и отходов обогащения лопаритовых руд (рис. 5.7.).

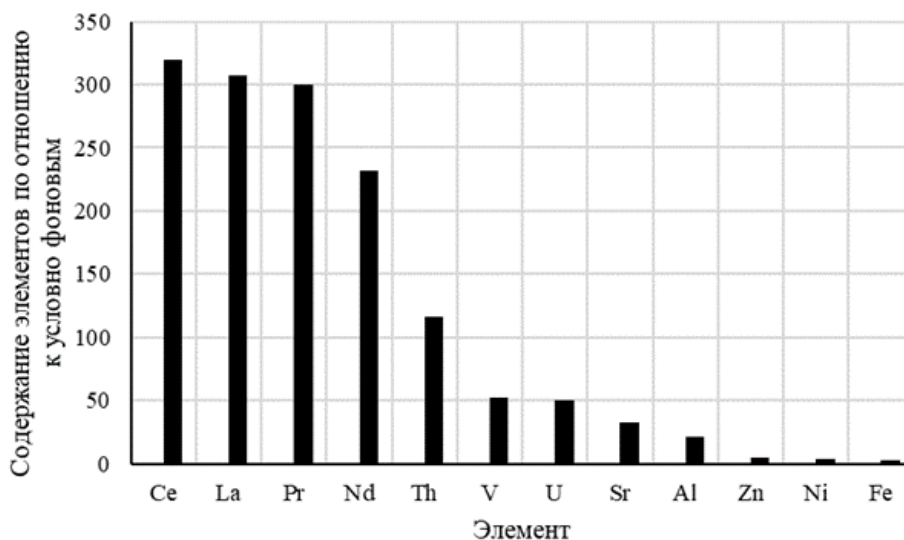


Рисунок 5.7. Коэффициент обогащения лишайника элементами

Коэффициенты биологического поглощения большинства элементов на обследуемой территории меньше 1, что указывает на весьма низкий пул их форм, доступных для растений. Это можно связать с грубодисперсностью грунта и устойчивостью входящих в его состав минералов к выветриванию, в том числе под действием корневых выделений растений.

На рис. 5.8 приведены коэффициенты биологического поглощения тех элементов, для которых отмечен относительно высокий уровень накопления в вегетативных органах ив и лишайника (> 100 мг/кг). Аномальная аккумуляция цинка характерна для *Salix spp.*, что позволяет отнести эти древесные породы к группе биологического накопления элемента. Валовое содержание цинка в вегетативных органах ив варьировало в пределах 560.2–856.6 мг/кг. Наиболее высокая степень аккумуляции цинка установлена для ивы лопарской *S. lapponum* с КБП 4.31. *Avenella flexuosa* L. следует отнести к группе биологического захвата со слабой способностью к накоплению Zn.

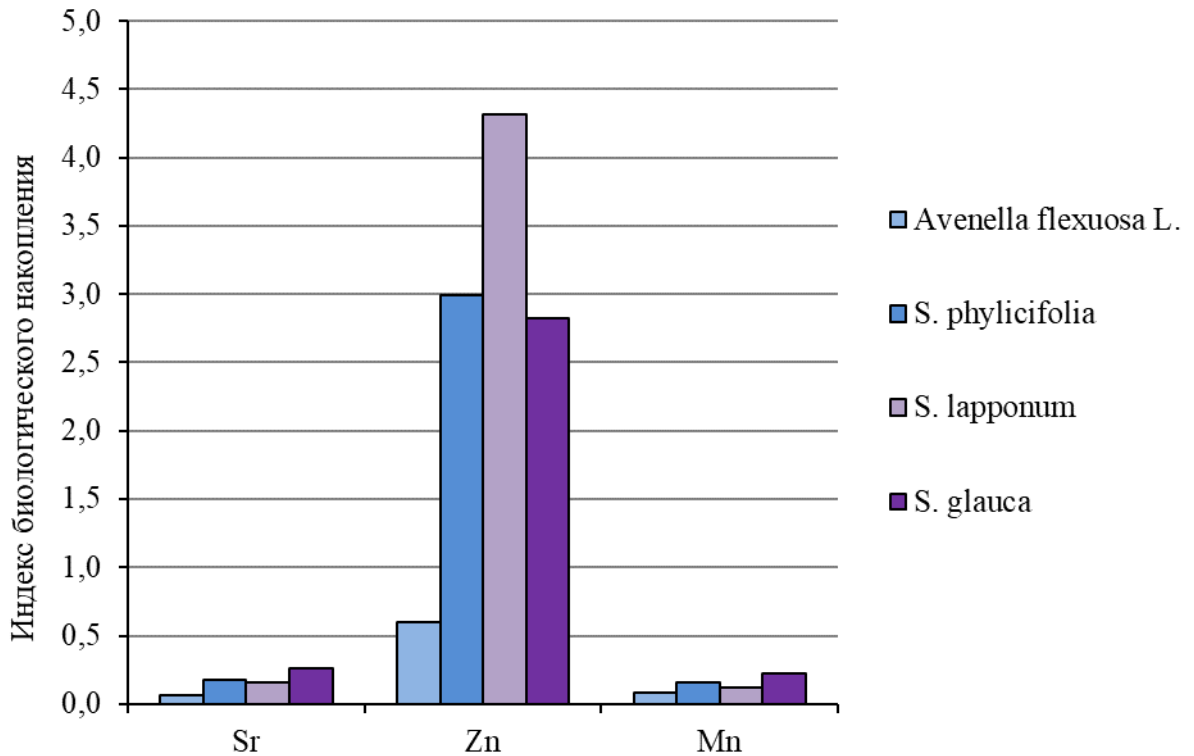


Рисунок 5.8. Коэффициент биологического поглощения Sr, Zn, Mn

Высокий уровень накопления цинка в листьях ив можно связать с влиянием технологического транспорта. Так, авторами [210, 211] была показана индикаторная роль ив в мониторинге загрязнения цинком и свинцом городских территорий с максимумом его накопления на участках с интенсивным движением автотранспорта. Пылевое осаждение цинка на придорожную растительность связывают с истиранием шин, выпуск которых осуществляют с добавками этого металла [212].

При отмеченных низких значениях корневого поглощения большинства элементов, на что указывают низкие КБП ив, явные отличия их химического состава от европейских показателей свидетельствуют о влиянии пылевых осадений на растительный покров обследуемой территории. Причиной может являться перенос тонкодисперсной фракции отходов, накопленных в хвостохранилище. По результатам текущей оценки гранулометрического состава депонированных отходов обогащения в первом поле хвостохранилища (глава 3) был сделан вывод об отнесении их поверхностного слоя к мелко- и среднезернистым пескам с вероятностью пыления в летний период.

Индикация сухого осаждения пылевых частиц на листовой пластинке ив и надземной части луговика проведена в данной работе по оценке статистической значимости связи «определяемый элемент-Al» по результатам валового анализа проб [155].

Отмечена тесная корреляция с Al как реперным элементом для следующих элементов: La, Ce, Pr, Nd, Zr, Nb. Выявленные особенности указывают на наличие пылевых частиц минерального происхождения из локальных источников на листовой пластинке и надземной части отобранных растений [208].

В целом, для растений, произрастающих на обследуемой территории, характерно низкое накопление основных и сопутствующих элементов, входящих в состав отходов обогащения, что позволяет рекомендовать эти виды для создания устойчивого искусственного растительного покрова на нарушенной территории. На основании анализа полученных данных, одним из направлений дальнейших исследований будет оценка пригодности отходов обогащения лопаритовых руд к фиторемедиации как перспективной, экономически эффективной технологии, которая не только удаляет загрязняющие вещества из окружающей среды, но и помогает восстановить утраченное биоразнообразие [213, 214].

ВЫВОДЫ ПО ГЛАВЕ 5

1. За последние 35 лет деятельности горнорудного предприятия ООО «Ловозерский ГОК», единственного в России предприятия, разрабатывающего месторождение РЗЭ цериевой группы, тантала и ниобия, гидрохимический состав воды близлежащих озер не претерпел значительных изменений. Отмечено снижение водородного показателя и минерализации для озер Ильма, Кривое и Ревдозеро и повышение минерализации для оз. Ловозеро.
2. Проведенный химический анализ ДО озер Ильма и Кривое позволил установить значительное превышение содержаний стронция, цинка и марганца в ДО оз. Ильма по отношению к фоновым значениям. Вместе с тем, сравнение содержания РЗЭ в пробах ДО двух озер со средними содержаниями в земной коре выявило значительное загрязнение оз. Ильма ионами церия, лантана, ниобия, тантала, входящих в состав разрабатываемых пород и хвостов обогащения лопаритовых руд. Данные результаты свидетельствуют о подверженности оз. Ильма сильному антропогенному загрязнению. Возможными источниками поступления РЗЭ и ТМ могут являться: пыление незакрепленных хвостов, дренажные воды хвостохранилищ, процессы выщелачивания подстилающих пород.
3. Подтверждено загрязнение р. Сергевань сточными водами предприятия, которые затем поступают в оз. Ловозеро и постепенно изменяют его гидрохимический состав. В числе приоритетных загрязняющих веществ: взвешенные вещества, ионы алюминия, железа, цинка, марганца, фториды и фосфаты. Усовершенствование системы очистки стоков и закрепление пылящих участков хвостохранилищ позволят снизить экологическую нагрузку на окружающую среду.

4. Проведенный расчет СПЗ для грунтов по Ю.Е. Саету позволил установить для большей части отобранных проб допустимую категорию загрязнения, однако по ряду направлений грунты могут быть отнесены к умеренно опасной категории. Максимальное значение Z_c отмечено для юго-западной площадки, что может являться следствием аэротехногенного переноса частиц с поверхности хвостохранилища.
5. Выявлено существенное обогащение грунтов элементами, входящими в состав минералов разрабатываемого месторождения нефелин-сиенитовых пегматитов Ловозерского массива и хвостов, в том числе Ta, Ce, La, Zr, Nb. При этом содержание основных элементов питания растений, в частности Ca и Mg снижено по сравнению с кларковыми значениями.
6. При функционировании растений в условиях дефицита элементов питания растений, таких как Ca, Mg, Mn, ярко выражено накопление как ивами, так и луговиком Al, Th, U, V, Zr, Zn, Sr по сравнению с территориями их произрастания на севере Европы.
7. Значения КБП большинства рассмотренных элементов составляют менее 1, что указывает на низкое содержание биодоступных форм. Предположительно, этот факт может быть связан с грубодисперсностью грунта и устойчивостью входящих в его состав минералов к выветриванию, в том числе под действием корневых выделений растений. Для *Salix spp.* зафиксирована аномально высокая аккумуляция цинка в вегетативных органах (содержание в пределах 560.2–856.6 мг/кг), что позволяет отнести эти древесные породы к группе биологического накопления элемента. Максимальные значения отмечены для ивы лопарской (*S. lapponum*).
8. С целью индикации сухого осаждения пылевых частиц на растениях был проведен корреляционный анализ связи содержания элементов с Al как реперным элементом. Тесная связь отмечена для редкоземельных элементов, в том числе La, Ce, Pr, Nd, Zr, Nb, что позволяет предположить преимущественно аэротехногенное поступление элементов и осаждение и на надземных частях растений.
9. Изученные виды, широко распространенные на обследуемой территории, (луговик извилистый *Avenella flexuosa* L., ивы: филиколистная *Salix phylicifolia*, лопарская *S. lapponum*, сизая *S. glauca*) характеризуются низким накоплением основных и сопутствующих элементов, входящих в состав отходов обогащения, что позволяет рекомендовать их для создания устойчивого растительного покрова на нарушенной территории.

ГЛАВА 6. ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ ПРЕДЛОЖЕНИЯ ДЛЯ СНИЖЕНИЯ НЕГАТИВНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ХВОСТОХРАНИЛИЩ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

В главе представлены результаты лабораторных исследований применения полимерных покрытий для действующего поля хвостохранилища и ремедиационных мероприятий – для поля, выведенного из эксплуатации.

6.1. Подбор оптимального расхода связующего реагента для закрепления поверхности действующего хвостохранилища

Объектами исследования выступали керны хвостов высотой 12 см, диаметром 4.6 см, площадью поверхности 16.62 см², массой около 350 г. Раствор наносили на поверхность хвостов с помощью пульверизатора.

Гранулометрический и минералогический состав лопаритовых хвостов в целом схож с ранее изученными хвостами обогащения апатито-нефелиновых руд из работы [70], поэтому в качестве предлагаемого реагента был выбран связующий реагент Dustbind, показавший лучшие результаты в ходе испытаний и рекомендованный к применению на предприятии КФ АО «Апатит». Рабочие растворы реагентов-пылеподавителей готовили согласно предоставленным инструкциям. Варьировали удельный расход от 1 л/м² 1%-го до 2 л/м² 3%-го раствора, исходя из рекомендаций поставщиков, выданных предприятию [215].

Опыт по определению глубины проникновения иглы проводился на пенетрометре М-984 ПК (рис. 6.1).



Рисунок 6.1. Проведение эксперимента

Плунжер, снабженный иглой, опускался путем вращения винта до соприкосновения острия иглы с поверхностью образца. Включали секундомер с одновременным нажатием на кнопку фиксации плунжера и, по истечении 5 секунд, кнопку отпускали. Плунжер с иглой опускался в образец под действием силы тяжести. Масса плунжера с иглой – 50 г. Далее фиксировали величину глубины погружения. Измерения производились в течение 10 дней. Далее, для оценки устойчивости полимерных пленок к низким температурам, пробы помещали на 18 часов в морозильную камеру ($-15\text{ }^{\circ}\text{C}$), затем образцы оттаивали в течение 5 часов. Цикл «замораживание-оттаивание» повторяли 10 раз. Для каждой пробы измерение повторяли два

раза, далее вычислялось число пенетрации – среднее значение глубины проникновения иглы, которое принимали обратно пропорциональным условной прочности [70].

Результаты измерения прочности покрытия обработанных связующими реагентами хвостов представлены на рисунке 6.2.

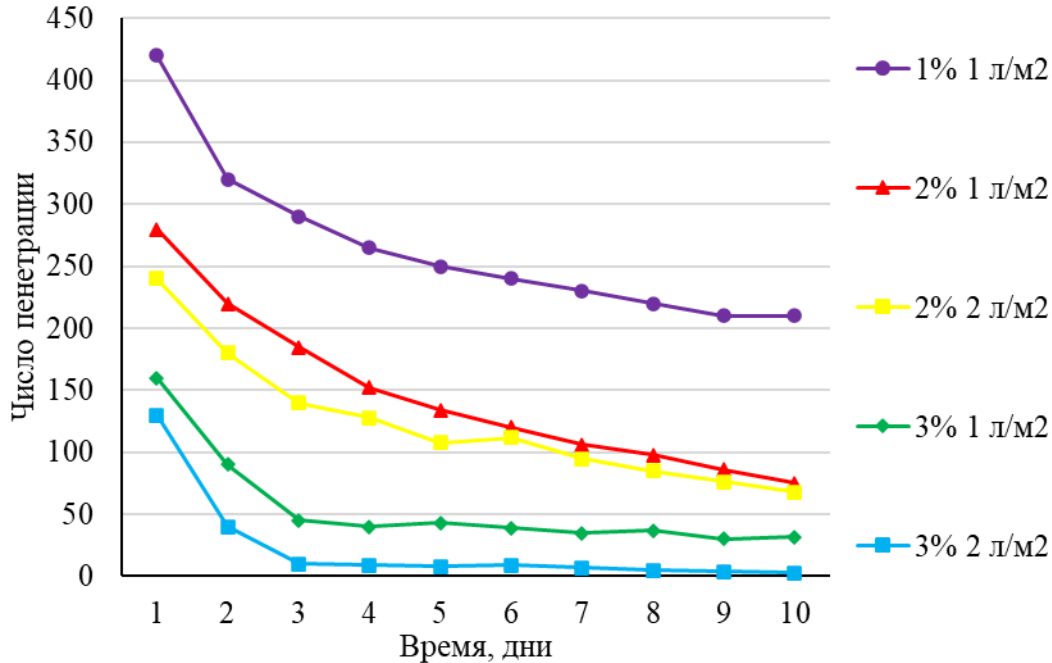


Рисунок 6.2. Изменение условной прочности покрытия в течение 10 суток с момента нанесения раствора реагента

Кинетика набора прочности защитными покрытиями схожа для всех проб. Число пенетрации закономерно уменьшалось с течением времени и увеличением количества действующего реагента. Результаты эксперимента показали необходимость применения более концентрированного раствора, чем в работе [70], что может быть связано с разным содержанием тонкодисперсных частиц. Хвосты обогащения апатито-нефелиновых руд содержат большее количество мелкозернистых частиц, чем исследуемый материал. Наименее прочным оказалось покрытие, образованное 1%-ым раствором Dustbind, поэтому во втором этапе экспериментального исследования участие принимали лишь четыре пробы с концентрацией 2 и 3%.

С учетом сложных климатических условий района размещения хвостохранилищ, проведено исследование устойчивости покрытий после их обработки в режиме «замораживание – оттаивание». Результаты измерений прочностных характеристик покрытий представлены на рис. 6.3.

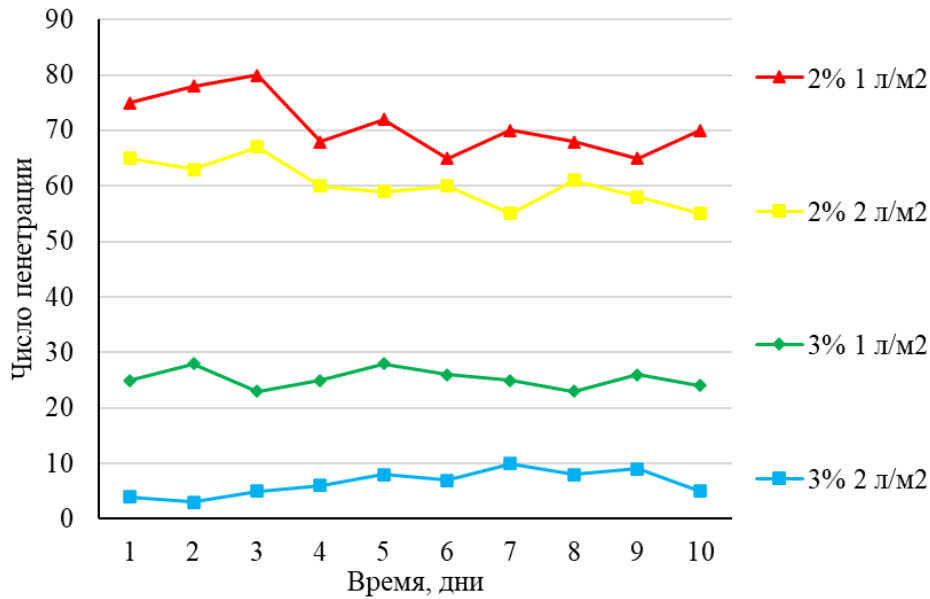


Рисунок 6.3. Изменение условной прочности покрытия в течение 10 циклов «замораживания – оттаивания»

Исследуемые покрытия показали хорошую устойчивость к циклическому воздействию отрицательных температур. Лучшие результаты были достигнуты с применением 3%-го раствора связующего реагента с удельным расходом 1 и 2 л/м². Разница в показателе условной прочности незначительна, поэтому для испытаний на опытных площадках на хвостохранилище можно рекомендовать 3%-ый раствор (1 л/м²) [216].

6.2. Ремедиация выведенного из эксплуатации поля хвостохранилища

Оценка техногрунта по его пригодности к рекультивации проводилась согласно [217] на основании следующих показателей: гранулометрический состав, рН водной вытяжки, содержание подвижных форм Al. При оценке дополнительно учитывали такой показатель, как гигроскопическая влажность.

В соответствии с [217] породы признаются пригодными в биологической рекультивации без улучшения физических свойств, если содержание фракции <0.01мм (глинистой) составляет от 10 до 75%. Исследуемый техногрунт, как было установлено в главе 3, относится к мелким и среднезернистым пескам, характеризуется очень низкой долей фракции, благоприятной для рекультивации, что свидетельствует о необходимости его кондиционирования.

Гигроскопичность техногрунта около 1% – это значение, близкое к влажности завядания растений на техногенных землях Европейского Севера, лимитированной значениями 0.54-2.85% [218]. Грунт нуждается в кондиционировании водоудерживающими материалами.

Величина рН водной вытяжки рекультивируемого грунта составляет 8.2 – 8.4 при допустимых пределах варьирования 5.5-8.4.

В соответствии с [217] признание техногенного грунта пригодным к биологической рекультивации возможно при содержании подвижных форм Al не выше 0-30 мг/кг. Содержание алюминия в лимоннокислой вытяжке (0.1N) техногрунта 753 мг/кг, и по этому показателю грунт можно признать не пригодным к рекультивации.

Проведенная предварительная оценка показала, что отходы обогащения лопаритовых руд обладают неблагоприятными характеристиками как для естественного возобновления растительного покрова на хвостохранилищах, так и для биологической рекультивации. Это подтверждается фактом слабого (очагового) появления растительности на территории первого поля хвостохранилища «Карнасурт», выведенного из эксплуатации в 1985 году (рис. 6.4).



Рисунок 6.4. Естественное возобновление растительности на первом (выведенном из эксплуатации) поле хвостохранилища

Ранее нами [43] в лабораторных условиях было проведено моделирование рекультивационных мероприятий с добавлением плодородной почвы к исследуемым хвостам в разных соотношениях (1:1; 1:5). На примере тест-культуры клевера лугового *Trifolium pratense* L. Было показано увеличение степени развития корневой системы и повышение количества зеленой биомассы, варьирующее в зависимости от количества внесенной почвы (рис. 6.5).

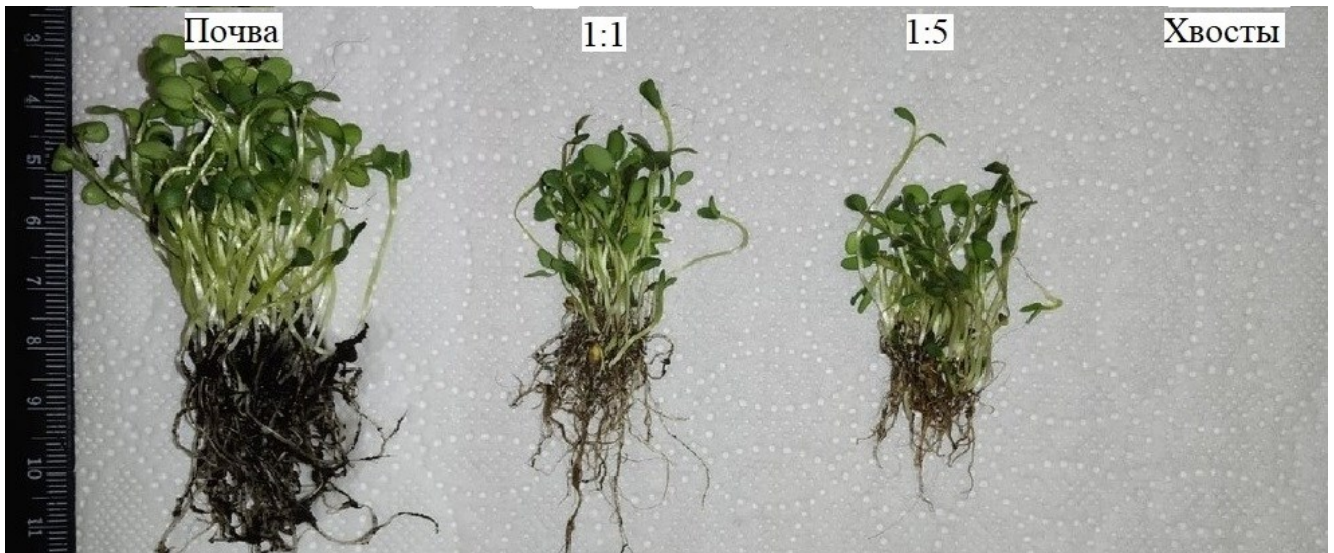


Рисунок 6.5. Клевер луговой в хвостах обогащения, слева направо: плодородная почва, почва: хвосты 1:1, почва : хвосты 1:5, хвосты

Однако ввиду достаточно высокой стоимости реализации, данный способ рекультивации сложно рекомендовать для применения на предприятии.

Нами сделано предположение, что одной из мер создания и поддержания устойчивости растительного покрова на хвостохранилищах (фитостабилизации) может являться их поверхностное орошение осветленными коммунальными стоками (ОКС) либо фрагментарное нанесение ОСВ, изъятых с иловых площадок регионального предприятия водопроводно-канализационного хозяйства. Метод является разновидностью химической мелиорации, направленной прежде всего на улучшение эдафических свойств техногрунта. Мелиорирующий и удобрительный эффект связан с наличием в коммунальных стоках органического вещества, легкодоступного для микробиоты, лабильностью азота, фосфора, калия и других элементов питания, обуславливающей их ассимиляцию растениями, а также высокой степенью гумификации ОСВ при длительном хранении на иловых площадках.

Лабораторный эксперимент по оценке эффективности внесения мелиорантов на поверхность отходов обогащения лопаритовых руд проводился в период с 7 марта по 8 апреля 2019 г. В качестве мелиорантов использованы ОКС и ОСВ КОС-3 АО "Апатитыводоканал". Основным способом обработки ОСВ на данных очистных сооружениях является подсушка и выдержка на иловых площадках на естественном основании в течение трех и более лет. ОСВ отобран на иловой площадке АО "Апатитыводоканал", выведенной из эксплуатации в 2017 г. Согласно испытаниям, проведенным в 2017 г. специализированным предприятием ООО "Бифар-Экология", контрольный образец ОСВ относился к отходу V класса опасности и полностью соответствовал требованиям [219], предъявляемым к ОСВ при его использовании в качестве почвогрунтов для биологической или технической рекультивации. Валовое

содержание тяжелых металлов в ОСВ было значительно ниже нормативов, установленных [219] для его применения при технической рекультивации нарушенных территорий, а именно Ni < 30 мг/кг, Cu < 30 мг/кг, Pb < 30 мг/кг, Zn < 186 мг/кг при нормативах 800 мгNi/кг, 1 500 мгCu/кг, 1 000 мгPb/кг, 7 000 мгZn/кг.

Для кондиционирования ОСВ в одном из вариантов опыта использован осадок водоподготовки - отработанный сорбент АС на основе модифицированной опоки (кремнистой породы, продукция ООО «Алсис»). Сорбент отработан на пилотной установке фильтрации воды АкваТехФилс FR-V/20 на водозаборе «Центральный» АО «Апатитыводоканал». Задачей пилотных экспериментов являлось удаление избыточного алюминия из воды подземного источника питьевого водоснабжения - в этом случае модифицированная опока использовалась и как фильтрующая загрузка, и как сорбент. Состав кондиционера и описание пилотного эксперимента представлены в работе [220].

ОКС перед началом опытов отобраны после первичных отстойников КОС-3 АО "Апатитыводоканал" - на промежуточной стадии водоочистки коммунальных стоков. Средний химический состав оросительной воды приведен в работе [221]. Относительно высокие значения ХПК и БПК₅ коммунальных стоков позволяют предполагать инокуляцию техногрунта после орошения ОКС, сопровождающуюся повышением его биогенности за счет роста микробиологической активности [222].

Схема лабораторного опыта включала пять вариантов, каждый в четырех повторностях (табл. 6.1).

Таблица 6.1. Схема лабораторного опыта

№ варианта	Мелиорант	Вариант
1 (опытный)	ОКС	ОКС без разбавления, однократное орошение грунта в начале эксперимента, далее полив талой водой
2 (опытный)		ОКС без разбавления, однократное орошение грунта в начале эксперимента, далее полив только ОКС в течение всего эксперимента
3 (опытный)	ОСВ	ОСВ – 8 фрагментов по поверхности, полив только талой водой
4 (опытный)	Смесь ОСВ+сорбент АС (опока) соотношение ОСВ: опока 2:1 по объему	Смесь ОСВ+сорбент (опока)– 8 фрагментов по поверхности, полив только талой водой
5 (контрольный)	Без мелиорантов	Без мелиорантов, полив только талой водой

В эксперименте использовали пластиковые емкости 132.3 см^2 (высота 3.0 см, длина 11.5 – см, ширина – 11.5 см). В каждом варианте опыта 100 мл хвостов обогащения помещали в пластиковые емкости без дренажных отверстий, что позволило создать в них 1 сантиметровой насыпной слой техногрунта.

Для формирования сеяного фитоценоза применяли семена многолетнего травянистого злакового растения овсяницы луговой (*Festuca pratensis* Huds.); норма высева на поверхность техногрунта 33 г/м^2 . После увлажнения семян емкости с посевами укрывали пластиковой пленкой для сохранения влаги до начала появления первых зеленых всходов, затем пленку снимали и в дальнейшем не использовали.

Для более полной имитации условий полевого эксперимента все мелиоранты в лабораторном опыте были использованы только после завершения первой фазы развития овсяницы луговой - процесса прорастания семян. Это обусловлено тем, что *Festuca pratensis* является однодольным злаковым растением с подземным типом прорастания семян. Первая фаза его развития включает несколько последовательных этапов: *набухание, наклеивание семени, период гетеротрофного питания* (только за счет запасных веществ эндосперма семени) и *переход к автотрофному питанию*. На завершающем этапе у проростков формируется первый зеленый лист и придаточные корни, способствующие поглощению питательных веществ из почвы [223].

Периодическое орошение грунта талой водой либо ОКС проводилось согласно схеме полива. Начало орошения техногрунта ОКС в вариантах 1 и 2 - 19 марта (на 12й день после начала эксперимента). Суммарная норма орошения по каждому варианту за весь период эксперимента составила 27.2 л/м^2 (272 т/га).

ОСВ (отдельно или в составе композиции с опоккой) наносился на поверхность субстрата 8 фрагментами из расчета 2 л/м^2 . Дополнительная подкормка растений минеральными удобрениями в ходе опыта не проводилась.

Интенсивность освещения в период проведения опыта составляла в пасмурные дни 6, в солнечные – 20 кЛк, температура воздуха в помещении не превышала 22-23°C, влажность воздуха составляла 60 %.

Камеральные исследования включали регулярные наблюдения за ростом и развитием растений, формированием травостоя. Влияние мелиорантов оценивалось по высоте растений в травостое, накоплению зеленой массы и проективному покрытию. Измерения биометрических показателей проводились каждые 5 дней после появления массовых всходов одновременно во всех повторностях (не менее 10 замеров высоты растений в каждой из них); наземную биомассу растений измеряли в сыром состоянии. Для обработки результатов, полученных по окончании

опыта, применяли методы описательной статистики и однофакторного дисперсионного анализа. Достоверность различий между вариантами принималась при значениях $p < 0.05$ «на уровне тенденций», высокий уровень значимости различий признавался при $p < 0.001$. При $p > 0.05$ различия по вариантам считались недостоверными.

По окончании опыта наземная биомасса растений анализировалась методом ИСП-МС после разложения в микроволновой системе.

Формирование сеяного фитоценоза в условиях лабораторного опыта

Появление первых всходов в опыте зафиксировано во всех вариантах одновременно - на 4-й день после посева семян. Появление массовых зеленых всходов овсяницы луговой отмечено 18.03.2019 г. (на 11-й день после начала эксперимента). На следующий день после появления всходов проведено внесение мелиорантов.

Многократное орошение техногрунта в течение месячного периода способствовало повышению его токсичности, наиболее вероятной причиной можно считать высокую лабильность натрия из-за доминирования в техногрунте Na-полевых шпатов, в частности, альбита. Это привело к гибели значительной части всходов в контрольном варианте и в обоих вариантах с внесением ОКС. Тем не менее, по окончании опыта проективное покрытие во всех опытах достигло 75-76%, но с существенным отличием качества растительного покрова по вариантам (рис. 6.6).



Рисунок 6.6. Состояние одновидового сеяного фитоценоза по окончании опыта

Рост растений

Наблюдения за ростом растений в эксперименте выявили слабую вариабельность высоты растений между вариантами до внесения добавок. В ходе опыта после мелиорации отмечено опережение роста растений по сравнению с контрольным вариантом. Вариабельность высоты растений по окончании опыта показана на рис. 6.7. Даже однократное внесение ОКС (вариант 1) оказало стимулирующий эффект на высоту травостоя ($p < 0.001$).

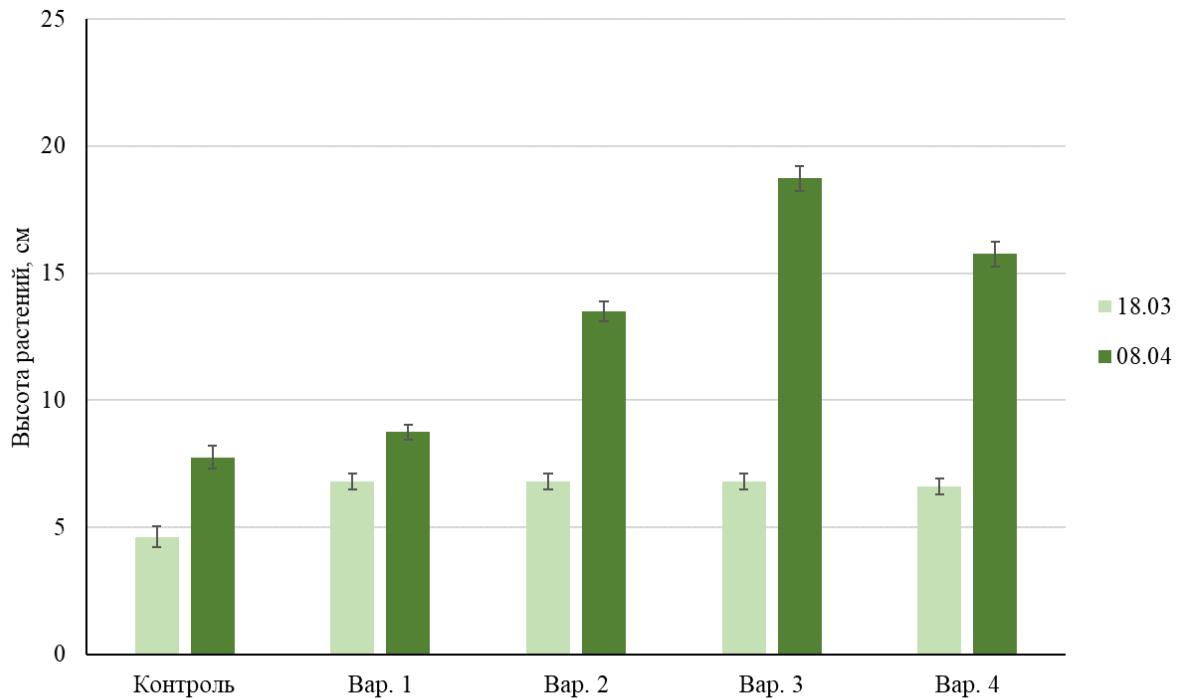


Рисунок 6.7. Влияние мелиорантов на высоту травостоя

Прирост биомассы

Внесение мелиорантов оказало в целом стимулирующий эффект и на прирост наземной биомассы (рис. 6.8), но статистически значимые различия с контрольным вариантом отмечены только в вариантах 3 и 4 (применение ОСВ отдельно и в смеси с кондиционером ($p < 0.001$ в обоих случаях)). При многократном орошении грунта ОКС отмечено в среднем двукратное превышение зеленой биомассы по сравнению с контролем (рис. 6.8), но при существенной вариабельности параметра в этом варианте. Как показано выше, на начальном этапе внесения ОКС отмечена значительная гибель всходов, что не могло не сказаться на различиях количественных характеристик зеленой биомассы по окончании опыта.

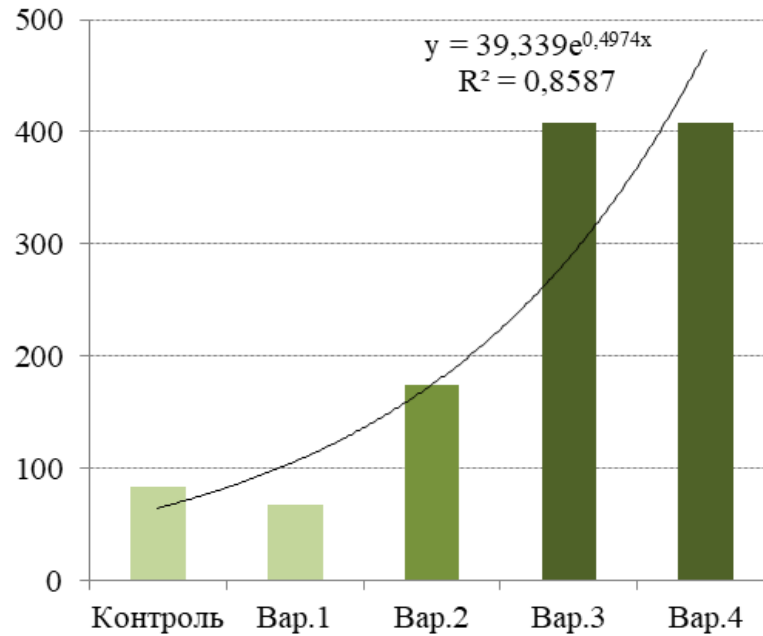


Рисунок 6.8. Наземная зеленая биомасса (г/м²) по окончании опыта

Листовая диагностика по окончании опыта

Результаты листовой диагностики показали, что в ходе эксперимента отмечено активное накопление всех основных элементов питания (фосфора, калия, кальция, магния) в наземной части растений одновидового фитоценоза (табл. 6.2). Довольно высокая обеспеченность посевной культуры указанными элементами отмечена даже в контрольном варианте, что указывает на высокий пул доступных для растений форм элементов питания в исходном техногрунте. При этом накопление элементов питания в биомассе росло с увеличением количества внесенного ОКС, а также добавок ОСВ, но линейной зависимости не наблюдалось. Такой быстрый отклик растений на принятие мелиоративных мер можно объяснить высокой экстрагирующей способностью водорастворимого органического вещества, вносимого в составе жидких и твердых добавок.

Таблица 6.2. Валовое содержание элементов в исходном грунте и наземной биомассе растений

Элемент	Исходный грунт	Вар. 1	Вар. 2	Вар. 3	Вар. 4	Контроль
Na	78726	17707	10680	3906	3469	10085
Mg	2291	676	791	1232	1209	742
Al	96437	18072	5073	486	141	6436
Si	224640	453	373	147	123	363
P	3575	4095	4663	5350	5738	4460
K	36686	13177	14989	17168	17244	12677
Ca	12155	1061	662	1295	1276	647
Fe	41381	530	152	90	50	204

Полученные результаты сопоставлены с валовым содержанием элементов питания в луговике извилистом - типичном представителе злаковых, отобранном в местах его естественного произрастания на территории Мурманской области [224]. Сравнительный анализ свидетельствует о превышении фонового уровня накопления K, P и Mg в биомассе сеяного фитоценоза при почти трехкратном дефиците Ca.

Внесение органического вещества способствовало повышению в целом растворимости минеральной (алюмосиликатной) основы техногрунта, на что указывает активная фитоэкстракция Na, Al и Fe (но не Si) в опытах с внесением жидких мелиорантов. Валовое содержание Al и Fe в биомассе превысило средние фоновые значения, отмеченные для злаковых, произрастающих в регионе [224]. Следует подчеркнуть, что внесение ОСВ, особенно совместно с кремнистой породой (опокой), позволило снизить доступность Al и Fe для растений, доведя их содержание в наземной биомассе до фоновых значений. Это же отмечено и для Na: внесение ОСВ способствовало снижению его содержания в овсянице луговой с 10 до 3.5 г/кг. Вероятно, биоаккумуляция Na и Al в проведенных опытах тесно связана с динамикой Si в грунте, что требует дальнейшего более детального изучения причин слабой лабильности кремния при высоких показателях этого параметра для натрия и алюминия. Нельзя исключать, что это связано с формированием стабильных комплексов кремния с органическим веществом мелиорантов.

Результаты листовой диагностики подтвердили эффективность поверхностного внесения добавок органической природы на отходы обогащения лопаритовых руд для улучшения питательного режима, снижения токсичности, обусловленной высокой лабильностью Na и Al, что способствовало устойчивой фитостабилизации техногрунта [225].

ВЫВОДЫ ПО 6 ГЛАВЕ

1. Для обоснования способа пылеподавления действующего хвостохранилища исследованы покрытия связующего реагента Dustbind с разным расходом и концентрацией действующего вещества. Экспериментальным путем установлен оптимальный расход: 3% 1 л/м², обеспечивающий достаточную прочность покрытия и устойчивость к атмосферным изменениям.
2. Для обоснования способа снижения пыления выведенного из эксплуатации хвостохранилища в условиях лабораторного опыта с имитацией поверхностного внесения подтвержден стимулирующий эффект нетрадиционных мелиорантов (ОКС, ОСВ и его композиции с кремнистой породой (опокой)) на питательный режим рекультивируемых хвостов обогащения лопаритовых руд. ОСВ и его композиция с кремнистыми природными материалами могут быть признаны наиболее пригодными для мелиорации отходов обогащения редкометалльной промышленности без проведения затратных работ по землеванию.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В диссертации на основании выполненных автором исследований решена актуальная задача геоэкологической оценки влияния хвостов обогащения лопаритовых руд на компоненты окружающей среды и предложены технологические решения по снижению негативного воздействия отходов.

Изучены инженерно-геологические характеристики и вещественный состав хвостов обогащения. Установлено, что хвосты склонны к пылению в условиях сухой ветреной погоды. Выявлена неоднородность содержания ценных компонентов, концентрирование ТМ и РЗЭ в тонкодисперсном материале хвостов. Среднее содержание лопарита в хвостах составляет 0.64-0.98%.

На основании радионуклидного анализа установлен радиое-ториевый характер радиоактивности. В отличие от средней пробы хвостов с расчетным значением удельной эффективной радиоактивности, не превышающей 1500 Бк/кг, тонкодисперсный материал хвостов характеризуется повышенным содержанием радионуклидов, относится ко второй категории отходов.

Исследованы возможные варианты процессов мобилизации экологически опасных элементов, происходящие при хранении и пылении хвостов. Установлено, что переход РЗЭ, как и ТМ в растворенную, а значит, биодоступную, форму происходит интенсивнее при снижении рН и увеличении содержания растворенного органического вещества и температуры. Результаты проведенных экспериментов, моделирующих взаимодействие хвостов с атмосферными осадками, попадание минеральных частиц в почву в результате пыления и переход экологически опасных элементов в подвижные формы свидетельствуют о потенциальной экологической опасности хвостов обогащения лопаритовых руд.

Проведенная оценка химического загрязнения компонентов окружающей среды выявила повышенные содержания ТМ (Sr, Zn, Mn) и РЗЭ легкой группы в ДО оз. Ильма, пробах почв и растений, отобранных в импактной зоне. Содержание РЗЭ в ДО оз. Ильма превышает средние содержания элементов не только в земной коре и ДО пресноводных экосистем, но и в ДО оз. Имандра, ранее охарактеризованного как загрязненное РЗЭ.

На основе расчета СПЗ для большей части отобранных проб грунтов установлена допустимая категория загрязнения ТМ, однако некоторые пробы могут быть отнесены к умеренно опасной категории (Z_c до 21.6). Рассчитанное значение Z_c для РЗЭ легкой группы в ряде точек отбора проб доходит до 65.7 (опасная категория загрязнения).

Анализ отобранных проб растений и сопоставление содержаний некоторых элементов со среднеевропейскими значениями позволили установить накопление ивами и луговиком Al, Th,

U, V, Zr, Zn, Sr по сравнению с условно «фоновыми» европейскими территориями их произрастания. Обнаружено многократное превышение содержания РЗЭ легкой группы в пробах *Avenella flexuosa* L. – от 230 до 320 единиц. Отмечена аномальная аккумуляция цинка ивовыми *Salix spp.*, что позволило отнести эти древесные породы к группе биологического накопления элемента. Наиболее высокая степень аккумуляции цинка установлена для ивы лопарской *S. lapponum* с КБП 4.31.

Повышенные содержания ТМ и РЗЭ в точках отбора проб, совпадающих с «розой ветров», позволяют предположить, что основной причиной загрязнения является пыление незакрепленных поверхностей хвостохранилищ.

В качестве мер, предлагаемых для снижения негативного воздействия, опробованы:

1. использование полимерного покрытия для пылеподавления пылящих участков действующего хвостохранилища.
2. применение ОСВ и его композиции с кремнистыми природными материалами для мелиорации выведенного из эксплуатации поля хвостохранилища.

Проведенные натурные эксперименты подтвердили эффективность предлагаемых путей решения проблемы пыления. Целью дальнейших исследований является поиск и оценка эффективности сорбентов на основе местного минерального сырья либо отходов горнопромышленного комплекса для очистки загрязненных территорий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2019 году» / Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации. — М.: Минприроды России; МГУ имени М. В. Ломоносова, 2020. — 1000 с.
2. Комплексное устойчивое управление отходами. Горнодобывающая промышленность: учебное пособие для студентов высших учебных заведений / В. И. Петухов, Е. Гидаракос, А. Н. Ерехинский [и др.]; под ред. В. И. Петухова; Министерство образования и науки Российской Федерации, Дальневосточный федеральный университет, Российская академия естествознания. — М.: Акад. естествознания, 2016. — 638 с. — ISBN 978-5-91327-431-1.
3. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2020 г. [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и экологии Мурманской области, 2021. — Режим доступа: <https://gov-murman.ru/region/environmentstate>.
4. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2011 г. [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и экологии Мурманской области, 2012. — Режим доступа: <https://gov-murman.ru/region/environmentstate>.
5. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2012 г. [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и экологии Мурманской области, 2013. — Режим доступа: <https://gov-murman.ru/region/environmentstate>.
6. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2013 г. [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и экологии Мурманской области, 2014. — Режим доступа: <https://gov-murman.ru/region/environmentstate>.
7. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2014 г. [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и экологии Мурманской области, 2015. Режим доступа: <https://gov-murman.ru/region/environmentstate>.
8. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2015 г. [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и экологии Мурманской области, 2016. Режим доступа: <https://gov-murman.ru/region/environmentstate>.
9. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2016 г. [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и экологии Мурманской области, 2017. Режим доступа: <https://gov-murman.ru/region/environmentstate>.
10. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2017 г. [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и экологии Мурманской области, 2018. Режим доступа: <https://gov-murman.ru/region/environmentstate>.

11. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2018 г. [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и экологии Мурманской области, 2019. Режим доступа: <https://gov-murman.ru/region/environmentstate>.
12. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2019 г. [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и экологии Мурманской области, 2020. Режим доступа: <https://gov-murman.ru/region/environmentstate>.
13. Masloboev V. A., Makarov D. V., Baklanov A. A., Amosov P. V., Seleznev S. G. Methods to reduce the environmental hazards of mining and processing of minerals in the Arctic regions. IMPC 2016: XXVIII International Mineral Processing Congress Proceedings. [Электронный ресурс]. – Quebec: Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum, 2016. – 11 p. CD:\Papers\impcPaper1001.pdf
14. Edahbi, M. Environmental challenges and identification of the knowledge gaps associated with REE mine wastes management / M. Edahbi, B. Plante, M. Benzaazoua // *Journal of Cleaner Production*. — 2019. — Vol. 212. — P. 1232-1241.
15. Buikema, N. Stabilisation of iron mine tailings through biocalcification / N. Buikema, B. Zwissler, E. Seagren, T. Oommen, S. Vitton // *Environmental Geotechnics*. — 2018. — Vol. 5 (2). — P. 94-106.
16. Loredo, J. Atmospheric Monitoring at Abandoned Mercury Mine Sites in Asturias (NW Spain) / J. Loredo, J. Soto, R. Álvarez, A. Ordóñez // *Environmental Monitoring and Assessment*. — 2006. — Vol. 130 (1-3). — P. 201-214.
17. Corriveau, M. Direct characterization of airborne particles associated with arsenic-rich mine tailings: Particle size, mineralogy and texture / M. Corriveau, H. Jamieson, M. Parsons, J. Campbell, A. Lanzirotti // *Applied Geochemistry*. — 2011. — Vol. 26 (9-10). — P. 1639-1648.
18. Lilic, N. Dust and noise environmental impact assessment and control in Serbian mining practice / N. Lilic, A. Cvjetic, D. Knezevic, V. Milisavljevic, U. Pantelic // *Minerals*. — 2018.— Vol. 8. — P. 34.
19. Derome, J. Effects of heavy metal contamination on macronutrient availability and acidification parameters in forest soil in the vicinity of the Harjavalta Cu-Ni smelter, SW Finland / J. Derome, A. J. Lindroos // *Environmental Pollution*. — 1998. — Vol. 99. — P. 225-232.
20. Zhang, X. Impacts of lead/zinc mining and smelting on the environment and human health in China / X. Zhang, L. Yang, Y. Li, H. Li, W. Wang, B. Ye // *Environmental Monitoring & Assessment*. — 2012. — Vol. 184(4). — P. 2261-2273.
21. Liang, J. Spatial distribution and source identification of heavy metals in surface soils in a typical coal mine city, Lianyuan, China / J. Liang, C. Feng, G. Zeng, X. Gao, M. Zhong, X. Li, X. Li, X. He, Y. Fang // *Environmental Pollution*. — 2017. — Vol. 225. — P. 681-690.

22. Чантурия, В. А. Экологические и технологические проблемы переработки техногенного сульфидсодержащего сырья / В. А. Чантурия, В. Н. Макаров, Д. В. Макаров; Рос. акад. наук, Кол. науч. центр, Ин-т химии и технологии ред. элементов и минер. сырья им. И.В. Тананаева. – Апатиты: Ин-т химии и технологии ред. элементов и минер. сырья: Кол. науч. центр РАН, 2005. – 217 с.
23. Макаров, Д. В. Исследования по обоснованию снижения экологической опасности отходов горнопромышленного комплекса: основные результаты и перспективы научного направления / Д. В. Макаров, В. А. Маслобоев, Л. Б. Кошкина, Л. П. Сулименко, А. В. Светлов, Т. А. Мингалева, Ю. Л. Денисова, Е. А. Красавцева // Труды Кольского научного центра РАН. – 2018. – Т. 9. – № 9-6. – С. 104-160.
24. Амосов, П. В. Результаты оценки загрязнения атмосферы при пылении хвостохранилища (на базе трехмерного моделирования) / П. В. Амосов, А. А. Бакланов, В. А. Маслобоев // Известия ВУЗов. Горный журнал. — 2017. — №6. — С. 87-94.
25. Максимова, В. В. Исследование растворимости пылевых частиц в почвенном растворе при различных температурах (на примере хвостов обогащения лопаритовых руд) / В. В. Максимова, Е. А. Красавцева, В. А. Маслобоев, Д. В. Макаров // Вестник МГТУ. Труды Мурманского государственного технического университета. – 2021. – Т. 24. – № 1. – С. 107-117.
26. Complexation of Dissolved Organic Matter with Trace Metal Ions in Natural Waters / K. M. G. Mostofa, C.-Q. Liu, X. Feng [et al.] // Photobiogeochemistry of Organic Matter. Environmental Science and Engineering (Environmental Engineering), Chapter 9. – Berlin, Heidelberg: Springer, 2013. – P. 769-849.
27. Волков, И. В. Реакции микроэлементов с гуминовыми кислотами как основа сорбционной дезактивации и очистки техногенных отходов: дисс. ... канд. хим. наук: 02.00.04 / Волков Илья Владимирович; [Место защиты: Ин-т химии твердого тела УрО РАН]. — Екатеринбург, 2016. — 164 с.
28. Mehta, U. The Association Between Ambient PM_{2.5} Exposure and Anemia Outcomes Among Children Under Five Years of Age in India / U. Mehta, S. Dey, S. Choudhury, S. Ghosh, J. Hart, A. Kuprad // Environmental Epidemiology. – 2021. – Vol. 5 (1). – P. 125.
29. Brook, R. Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease / R. Brook, S. Rajagopalan, C. Pope, J. Brook, A. Bhatnagar, A. Diez-Roux, F. Holguin, Y. Hong, R. Luepker, M. Mittleman, A. Peters, D. Siscovick, S. Smith, L. Whitsel, J. Kaufman // Circulation. – 2010. – Vol. 121 (21). – P. 2331-2378.
30. Cao, L. M. Impacts of airborne particulate matter and its components on respiratory system health / L. M. Cao, Y. Zhou, Z. Zhang, W. W. Sun, G. Mu, W. H. Chen // Chinese journal of preventive medicine. – 2016. – Vol. 50 (12). – P. 1114-1118.

31. Krewski, D. Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality / D. Krewski, M. Jerrett, R. T. Burnett, R. Ma, E. Hughes, Y. Shi, M. C. Turner, C. A. Pope, G. Thurston, E. E. Calle, M. J. Thun, B. Beckerman, P. DeLuca, N. Finkelstein, K. Ito, D. K. Moore, K. B. Newbold, T. Ramsay, Z. Ross, H. Shin, B. Tempalski // Research report: Health Effects Institute. — 2009. — Vol. 140. — P. 5-136.
32. Thompson, J. Airborne Particulate Matter / J. Thompson // Journal of Occupational & Environmental Medicine. — 2018. — Vol. 60 (5). — P. 392-423.
33. Майорова, Л. П. Оценка техногенного загрязнения воздушного бассейна при пылении хвостохранилищ / Л. П. Майорова, А. А. Черенцова, Л. Т. Крупская, Д. А. Голубев, К. А. Колобанов // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2021. — № 1. — С. 5–20.
34. Khademi, H. Provenance and environmental risk of windblown materials from mine tailing ponds, Murcia, Spain / H. Khademi, A. Abbaspour, S. Martínez-Martínez, M. Gabarrón, V. Shahrokh, A. Faz, J. A. Acosta // Environmental Pollution. — 2018. — Vol. 241. — P. 432-440.
35. Sun, Z., Xie, X., Wang, P., Hu, Y., & Cheng, H. Heavy metal pollution caused by small-scale metal ore mining activities: A case study from a polymetallic mine in South China / Z. Sun, X. Xie, P. Wang, Y. Hu, H. Cheng // Science of The Total Environment. — 2018. — Vol. 639. — P. 217–227.
36. Huang, G. A multidisciplinary investigation on bio-oxidation gold mine tailings from Dandong, China as a potential arsenic pollution source / G. Huang, X. Luo, D. Li, Z. Li, Z. Chen, M. Zhu // Journal of Geochemical Exploration. — 2019. — Vol. 196. — P. 33-41.
37. Wang, P. Leaching of heavy metals from abandoned mine tailings brought by precipitation and the associated environmental impact / P. Wang, Z. Sun, Y. Hu, H. Cheng // Science of The Total Environment. — 2019. — Vol. 69510. — P. 133893.
38. Castro-Larragoitia, J. 200 years of mining activities at La Paz/San Luis Potosí/Mexico — Consequences for environment and geochemical exploration / J. Castro-Larragoitia, U. Kramar, H. Puchelt // Journal of Geochemical Exploration. — 1997. — Vol. 58 (1). — P. 81-91.
39. Rodriguez, L. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain / L. Rodriguez, E. Ruiz, J. Alonso-Azcarate, J. Rincon // Journal of Environmental Management. — 2009. — Vol. 90(2). — P. 1106-1116.
40. Гула, К. Е. Эколого-химическая оценка влияния отходов переработки золоторудного сырья на экосферу и разработка способа их доочистки: дисс. ... канд. хим. наук: 03.02.08 / Гула Константин Евгеньевич; [Место защиты: Дальневост. гос. ун-т]. — Хабаровск, 2016. — 219 с.
41. Голубев, Д. А. Оценка влияния хвостохранилищ "Хрустальненского ГОКа" на окружающую среду и технологическое решение по снижению негативного их воздействия: дисс. ... канд. техн. наук: 25.00.36 / Голубев Дмитрий Андреевич; [Место защиты: Тул. гос. ун-т]. — Хабаровск, 2017. — 209 с.

42. Качор, О. Л. Разработка научно-практических основ ликвидации накопленного экологического ущерба от мышьяковистых отходов горно-перерабатывающей промышленности: дисс. ... докт. техн. наук: 25.00.36 / Качор Ольга Леонидовна; [Место защиты: Иркут. нац. исслед. техн. ун-т]. — Иркутск, 2019. — 407 с.
43. Максимова, В. В. Исследование влияния горнопромышленных отходов мурманской области на рост и развитие высших растений / В. В. Максимова, Е. А. Красавцева // Проблемы региональной экологии. — 2020. — № 4. — С. 21-26.
44. Саксонов, М. Н. Определение класса опасности отходов горно-обогатительных производств методами биотестирования / М. Н. Саксонов, А. Э. Балаян, А. И. Поздняков, Л. Г. Тренева, Г. А. Мартынова // Горный журнал. — 2011. — №1. — С. 73-75.
45. МР 2.1.7.2297-07. Обоснование класса опасности отходов производства и потребления по фитотоксичности: методические рекомендации / Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. — 2007. — 15 с.
46. Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно-загрязненных почв. — ФР 1.39.2006.02264. — СПб., 2009. — 19 с.
47. ISO 11269-2:2012. Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora – Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants. [Электронный ресурс]. Режим доступа: — Введ. 2012-31-01. — Режим доступа: <https://www.iso.org/standard/51382.html>.
48. Ксенофонтов, Б. С. Проблемы токсичности золошлаковых отходов / Б. С. Ксенофонтов, И. А. Буторова, А. С. Козодаев, А. В. Афонин, Р. А. Таранов // Экология и промышленность России. — 2017. — Т. 21. — № 2. — С. 4-9.
49. СанПиН 2.1.7.1287-03. "Санитарноэпидемиологические требования к качеству почвы" (с изменениями на 25 апреля 2007 года) [Электронный ресурс]. Режим доступа: <https://files.stroyinf.ru/Data1/11/11782/>
50. Zhong, X. Factors Influencing Heavy Metal Availability and Risk Assessment of Soils at Typical Metal Mines in Eastern China / X. Zhong, Z. Chen, Y. Li, K. Ding, W. Li, Y. Li, Y. Yuan, M. Zhang, A. Baker, W. Yang, Y. Fei, Y. Wang, Y. Chao, R. Qiu // Journal of Hazardous Materials. — 2020. — Vol. 400. — P. 123289.
51. Buch, A. Ecological risk assessment of trace metals in soils affected by mine tailings / A. Buch, J. Niemeyer, E. Margues, E. Silva-Filho // Journal of Hazardous Materials. — 2021. — Vol. 403. — P.123852.

52. Chen, C. W. Distribution and accumulation of heavy metals in sediments of Kaoshiung Harbor, Taiwan / C. W. Chen, C. M. Cao, C. F. Chen, C. D. Dong // *Chemosphere*. – 2007. – Vol. 66. – P. 1431-1440.
53. Soliman, N. F. Potential ecological risk of heavy metals in sediments from the Mediterranean coast, Egypt / N. F. Soliman, S. M. Nasr, M. A. Okbah // *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. – 2015. – Vol. 13. – P. 70.
54. Muller, G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River / G. Muller // *Geojournal*. – 1969. – Vol. 2 (3). – P. 108-118.
55. Yang, Q. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment / Q. Yang, Z. Li, X. Li, Q. Duan, L. Huang, J. Bi // *The Science of the total environment*. – 2018. – Vol. 642. – P. 690–700.
56. Loska, K. Metal contamination of farming soils affected by industry / K. Loska, D. Wiechula, I. Korus // *Environment international*. – 2004. – Vol. 30(2). – P. 159-165.
57. Zhang, Y. A systemic ecological risk assessment based on spatial distribution and source apportionment in the abandoned lead acid battery plant zone, China / Y. Zhang, S. Li, Z. Chen, F. Wang, J. Chen, L. Wang // *Journal of Hazardous Materials*. – 2018. – Vol. 354. – P. 170-179.
58. Hakanson, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach / L. Hakanson // *Water Research*. – 1980. – Vol. 14(8). – P. 975-1001.
59. Xu, Z. Q. Calculation of Heavy Metals Toxicity Coefficient in the Evaluation of Potential Ecological Risk Index / Z. Q. Xu, S. J. Ni, X. G. Tuo // *Environmental Science and Technology*. – 2008. – Vol. 31. – P. 112-115.
60. Hou, D. Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China / D. Hou, J. He, C. Lu, L. Ren, Q. Fan, J. Wang, Z. Xie // *Ecotoxicology and environmental safety*. – 2013. – Vol. 93. – P. 135–144.
61. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области: юго-восточная часть (бассейн Белого моря): [в 2 ч.] / Н. А. Кашулин, С. С. Сандимиров, В. А. Даувальтер [и др.]; отв. ред. Н. А. Кашулин; Российская акад. наук, Кольский науч. центр, Ин-т проблем пром. экологии Севера. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, Ч. 1. – 2012. – 221 с. – ISBN 978-5-91137-180-7.
62. Даувальтер, В. А. Тенденции изменений химического состава донных отложений пресноводных субарктических и арктических водоемов под влиянием природных и антропогенных факторов / В. А. Даувальтер, Н. А. Кашулин, С. С. Сандимиров // *Труды Кольского научного центра РАН*. – 2012. – № 2 (9). – С. 54–87.
63. Даувальтер, В. А. Геохимия озер в зоне влияния арктического железорудного предприятия / В. А. Даувальтер // *Геохимия*. – 2020. – №65 (8). – С. 797-810.

64. Stovern, M. Windblown Dust Deposition Forecasting and Spread of Contamination around Mine Tailings / M. Stovern, H. Guzmán, K. Rine, O. Felix, M. King, W. Ela, E. Betterton, A. Sáez // *Atmosphere*. – 2016. – Vol. 7 (2). – P. 16.
65. Chen, R. Biopolymer Stabilization of Mine Tailings / R. Chen, L. Zhang, M. Budhu // *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. – 2013. – Vol. 139 (10). – P. 1802-1807.
66. Месяц, С. П. Базовые положения стратегии возвращения нарушенных земель техногенных ландшафтов биосферному фонду / С. П. Месяц, Е. Ю. Волкова // *Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал)*. – 2014. – № S4-13. – С. 3-11.
67. Лычагин, Е. В. «Совершенствование методов закрепления пылящих поверхностей» / Е. В. Лычагин, И. В. Сеница // *Горный информационно-аналитический бюллетень*. – 2007. – № 8. – С. 136-140.
68. Бруев, В. П. Михайловский ГОК наращивает темпы производства / В. П. Бруев // *Горный журнал*. – 2004. – № 1. – С. 25-28.
69. Patent No. WO/2013/108057 A1. Dust suppressant compositions, methods for making and methods for using / R. M. Devi, N. Madhavan, N. Adhavan, A. Bhattacharyya, N. Arumugam. International Filing Date: 19.01.2012. International Application No. PCT/IB2012/000068. Publication Date: 25.07.2013.
70. Masloboev, V. Selection of Binding Agents for Dust Prevention at Tailings Ponds at Apatite–Nepheline Ore Processing Plants / V. Masloboev, A. Svetlov, O. Konina, G. Mitrofanova, A. Turtanov, D. Makarov // *Journal of Mining Science*. – 2018. – Vol. 54 (2). – P. 329-338.
71. Ivanov, A. Efficiency of Dust Suppression with Aerosol Guns–Fogging Machines with Air-and-Fluid Jets / A. Ivanov, A. Strizhenok // *Journal of Mining Science*. – 2017. – Vol. 53 (1). – P. 176-180.
72. Park, J. Tailings Storage Facilities (TSFs) Dust Control Using Biocompatible Polymers / J. Park, K. Kim, T. Lee, M. Kim // *Mining, Metallurgy & Exploration*. – 2019. – Vol. 36 (4). – P. 785-795.
73. Valenzuela, T. P. Dust suppressant treatments: Quality control / T. P. Valenzuela, G. J. Palma, S. S. Vega // *Revista de la construcción*. – 2014. – Vol. 13 (3). – P. 27-35.
74. Кононенко, Е. А. Экологически адекватная рекультивация средствами гидромеханизации / Е. А. Кононенко, Е. П. Щербакова // *Тез. докл. н.-т. конф. Экологические проблемы горного производства*. – М.: МГИ, 1993. – С. 82-83.
75. Спиридонов, Ю. С. Эксплуатация хвостохранилища ОАО «Михайловский ГОК» в современных условиях / Ю. С. Спиридонов // *Горный информационно-аналитический бюллетень*. – 2006. – №1. – С.305-321.

76. Сеница, И. В. Способ закрепления пылящих поверхностей хвостохранилищ, оценка эффективности / И. В. Сеница // Материалы II Международной научной конференции «Проблемы природопользования и экологическая ситуация в европейской России и сопредельных странах». – Белгород: Изд-во БелГУ, 2006. – С. 348-350.
77. Сеница, И. В. Разработка и исследование параметров способа закрепления пылящих поверхностей хвостохранилищ: автореф. дисс. ... канд. техн. наук: 25.00.36 / Сеница Игорь Владимирович; [Место защиты: Тул. гос. ун-т]. — Тула, 2008. — 23 с.
78. Лычагин, Е. В. Исследование параметров пыления отходов обогащения железных руд и разработка метода их стабилизации / Е. В. Лычагин, С. В. Сергеев, И. В. Сеница // Вестник УдмГУ. – 2009. – №6 (1). – С.127-136.
79. "Олкон" [Электронный ресурс]: офиц. сайт. – Режим доступа: https://olcon.ru/rus/press_center/news/document1896.phtml
80. Wang, L. A review on in situ phytoremediation of mine tailings / L. Wang, B. Ji, Y. Hu, R. Liu, W. Sun // Chemosphere. – 2017. – Vol. 184. – P. 594-600.
81. Kefeni, K. K. Acid mine drainage: prevention, treatment options, and resource recovery: a review / K. K. Kefeni, T. A. M. Msagati, B.B. Mamba // Journal of Cleaner Production. – 2017. – Vol.151. – P. 475-493.
82. Smyntek, P. M. Assessment of sulphate and iron reduction rates during reactor start-up for passive anaerobic co-treatment of acid mine drainage and sewage / P. M. Smyntek, J. Chastel, R. Peer, E. Anthony, J. McCloskey, E. Bach, R. Wagner, J. Bandstra, W. Strosnider // Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis. – 2017. – Vol. 18 (1). – P. 76-84.
83. Strosnider, W. H. Passive co-treatment of acid mine drainage and sewage: anaerobic incubation reveals are generation technique and further treatment possibilities / W. H. Strosnider, B. K. Winfrey, R. A. Peer, R. W. Nairn // Journal of Ecological Engineering. – 2013. – Vol.61. – P. 268-273.
84. Tapia, A. Improvement of chemical quality of percolated leachates by in situ application of aqueous organic wastes on sulfide mine tailings / A. Tapia, M. Cornejo-La Torre, E. S. Santos, D. Aránd, A. Gallardoe // Journal of Environmental Management. – 2019. – Vol. 244. – P. 154-160.
85. Younger, P. Synergistic wetland treatment of sewage and mine water: pollutant removal performance of the first full-scale system / P. Younger, R. Heenderson // Water Research. – 2014. – Vol. 55. – P. 74-82.
86. Авторское свидетельство № 515482 А1 СССР, МПК А01В 79/00. Способ рекультивации золоотвалов и хвостохранилищ / И. А. Кордаков // Заявитель: Государственный научно-исследовательский и проектный институт по обогащению руд цветных металлов "КАЗМЕХАНОБР". Заявлено 02.09.1974. Заявка № 2056833. Опубликовано 30.05.1976.

87. Asensio, V. Soil management of copper mine tailing soils — Sludge amendment and tree vegetation could improve biological soil quality / V. Asensio, E. F. Covelo, E. Kandeler // *Science of The Total Environment*. – 2013. – Vol. 456–457. – P. 82-90.
88. Santibáñez, C. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: Implications for metal uptake and productivity of *Lolium perenne* / C. Santibáñez, C. Verdugo, R. Ginocchio // *Science of The Total Environment*. – 2007. – Vol. 395 (1). – P. 1-10.
89. Wong, J. Sewage sludge as organic ameliorant for revegetation of fine bauxite refining residue / J. Wong, G. Ho // *Resources, Conservation and Recycling*. – 1994. – Vol. 11 (1–4). – P. 297-309.
90. Chen, Y. Y. Effects of organic amendments and biochar on ecological remediation of ionic rare earth mine tailing / Y. Y. Chen, W. S. Liu, K. B. Ding, Y. T. Tang, R. L. Qiu // *Acta Scientiae Circumstantiae*. – 2018. – Vol. 38 (12). – P. 4769–4778.
91. Li, M. S. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice / M. S. Li // *Science of the Total Environment*. – 2006. – Vol. 357 (1-3). – P. 38-53.
92. Zhang, L. Revegetation of a barren rare earth mine using native plant species in reciprocal plantation: effect of phytoremediation on soil microbiological communities / L. Zhang, W. Liu, S., Liu, P. Zhang, H. Liang // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2019. – Vol. 27. – P. 2107-2119.
93. Zhou, L. Restoration of rare earth mine areas: organic amendments and phytoremediation / L. Zhou, Z. Li, W. Liu, S. Liu, L. Zhang, L. Zhong, X. Luo, H. Liang // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2015. – Vol. 22 (21). – P.17151–17160.
94. Sheoran, V. Phytostabilization of mine tailings / V. Sheoran, R. P. Choudhary // *Phytoremediation of Abandoned Mining and Oil Drilling Sites*, Chapter 13. – Elsevier, 2021. – P. 307-324.
95. Tordoff, G. M. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes / G. M. Tordoff, A. J. M. Baker, A. J. Willis // *Chemosphere*. – 2000. – Vol. 41 (1–2). – P. 219-228.
96. Zanuzzi, A. Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology / A. Zanuzzi, J. M. Arocena, J. M. van Mourik, C. A. Faz // *Geoderma*. – 2009. – Vol. 154 (1–2). – P. 69-75.
97. Копцик, Г. Н. Эффективность ремедиации почв техногенных пустошей вблизи комбината "Североникель" на Кольском полуострове / Г. Н. Копцик, И. Е. Смирнова, С. В. Копцик, А. И. Захаренко, В. В. Турбаевская // *Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение*. – 2015. – № 2. – С. 42-48.

98. Копчик, Г. Н. Альтернативные технологии ремедиации техногенных пустошей в Кольской субарктике / Г. Н. Копчик, С. В. Копчик, И. Е. Смирнова // Почвоведение. – 2016. – № 11. – С. 1375-1391.
99. Петрова, А. Г. Применение пироксенового продукта обогащения вермикулит-лизардитовых отходов для ремедиации торфяной почвы в импактной зоне Кольской ГМК / А. Г. Петрова, М. В. Слуковская, М. В. Корнейкова, Л. А. Иванова, И. П. Кременецкая // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2020. – № 17. – С. 437-441.
100. Slukovskaya, M. V. Serpentine Mine Wastes - Materials for Soil Rehabilitation in Cu-Ni Polluted Wastelands / M. V. Slukovskaya, I. P. Kremenetskaya, S. V. Drogobuzhskaya, L. A. Ivanova, I. A. Mosendz, A. I. Novikov // Soil Science. – 2018. – Vol. 183 (4). – P. 141–149.
101. Kremenetskaya, I. Vermiculite-lizardite ameliorants from mining waste. / I. Kremenetskaya, S. Tereshchenko, S. Alekseeva, I. Mosendz, M. Slukovskaya, L. Ivanova, I. Mikhailova // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science: International Conference on Key Concepts of Soil Physics: Development, Future Prospects and Current Applications 2019; Moscow; Russian Federation; 27 May 2019. – 2019. – Vol. 368 (1). – P. 012027.
102. Пора озеленять Арктику. Инновационные газонные технологии для создания травяного покрова различного назначения в условиях Заполярья: методические рекомендации / Л. А. Иванова, М. В. Слуковская, И. П. Кременецкая [и др.]. – Апатиты: Издательство ФИЦ КНЦ РАН, 2020. – 37 с. – ISBN 978-5-91137-428-0.
103. Nomenclature of Inorganic Chemistry. IUPAC Recommendations 2005 / N. G. Connelly, T. Damhus, R. M. Hartsborn [et al.]. – UK, Cambridge, RSC Publishing, 2005. – 377 pp. – ISBN: 0-85404-438-8.
104. Thomas, P. J. Rare earth elements (REEs): effects on germination and growth of selected crop and native plant species / P. J. Thomas, D. Carpenter, C. Boutin, J. E. Allison // Chemosphere. – 2014. – Vol. 96 (2). – P. 57-66.
105. Olmez, I. Rare earth elements in sediments off southern California: A new anthropogenic indicator / I. Olmez, E. R. Sholkovitz, D. Hermann, R. P. Eganhouse // Environmental Science and Technology. – 1991. – Vol. 25. – P. 310- 316.
106. Rare Earth Elements [Электронный ресурс]. Режим доступа: https://www.periodni.com/rare_earth_elements.html
107. Rim, K. T. Toxicological evaluations of rare earths and their health impacts to workers: A Literature Review / K. T. Rim, K. H. Koo, J. S. Park // Safety and Health at Work. – 2013. – Vol. 4. – P. 12-26.

108. Goodenough, K. M. The rare earth elements: demand, global resources, and challenges for resourcing future generation / K. M. Goodenough, F. Wall, D. Merriman // *Natural Product Research*. – 2018. – Vol. 27 (2). – P. 201–216.
109. Report: Mineral commodity summaries 2020 [Электронный ресурс]/U.S. Geological Survey. — U.S., Reston, VA: U.S. Geological Survey, 2020. 200 p. — Режим доступа: <https://doi.org/10.3133/mcs2020>.
110. Huang, X. Hydrogeochemical signatures and evolution of groundwater impacted by the Bayan Obo tailing pond in northwest China / X. Huang, H. Deng, C. Zheng, G. Cao // *Science of The Total Environment*. – 2016. – Vol. 543. – P. 357-372.
111. Schreiber, A. Environmental impacts of rare earth mining and separation based on eudialyte: a new European way / A. Schreiber, J. Marx, P. Zapp, J.-F. Hake, D. Voßenkaul, B. Friedrich // *Resources*. – 2016. – Vol. 5. – P. 32.
112. Wang, L. Rare earth element components in atmospheric particulates in the Bayan Obo mine region / L. Wang, T. Liang, Q. Zhang, K. Li // *Environmental Research*. – 2014. – Vol. 131. – P. 64-70.
113. Stille, P. Impact of atmospheric deposition, biogeochemical cycling and water-mineral interaction on REE fractionation in acidic surface soils and soil water (the Strengbach case) / P. Stille, M. C. Pierret, M. Steinmann, F. Chabaux, R. Boutin, D. Aubert, L. Pourcelot, G. Morvan // *Chemical Geology*. – 2009. – Vol. 264 (1e4). – P. 173-186.
114. Csavina, J. A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations / J. Csavina, J. Field, M. P. Taylor, S. Gao, A. Landázuri, E. A. Betterton, A. Eduardo Sáez // *Science of the Total Environment*. – 2012. – Vol. 43. – P. 58–73.
115. Маслобоев, В. А. Результаты оценки интенсивности пыления хвостохранилищ / В. А. Маслобоев, А. А. Бакланов, П. В. Амосов // *Вестник МГТУ*. – 2016. – Т. 19. – № 1. – С. 13-19.
116. Cheng, Z. Characteristics and health impacts of particulate matter pollution in China / Z. Cheng, J. Jiang, O. Fajardo, S. Wang, J. Hao // *Atmospheric Environment*. – 2013. – Vol. 65. – P. 186-194.
117. Grosjean, N. Accumulation and fractionation of rare earth elements are conserved traits in the *Phytolacca* genus / N. Grosjean, M. Le Jean, C. Berthelot, M. Chalot, E. M. Gross, D. Blaudez // *Scientific Reports*. – 2019. – Vol. 9. – P. 18458.
118. Nazreen, M. Bioaccumulation of Rare Earth Element by Water Lettuce (*Pistia stratiotes*) / M. Nazreen, A. Amalina, O. Muhammad // *Oriental Journal of Chemistry*. – 2017. – Vol. 33. – P. 1097-1102.

119. Mikołajczak, P. Phytoextraction of rare earth elements in herbaceous plant species growing close to roads / P. Mikołajczak, K. Borowiak, P. Niedzielski // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2017. – Vol. 24. – P. 1-13.
120. Carpenter, D. Uptake and Effects of Six Rare Earth Elements (REEs) on Selected Native and Crop Species Growing in Contaminated Soils / D. Carpenter, C. Boutin, J. Allison, J. Parsons, D. Ellis // *PloS one*. – 2015. – Vol. 10. – P. 0129936.
121. Hu, Z. Physiological and Biochemical Effects of Rare Earth Elements on Plants and Their Agricultural Significance: A Review / Z. Hu, H. Richter, G. Sparovek, E. Schnug // *Journal of Plant Nutrition*. – 2004. – Vol. 27 (1). – P.183-220.
122. Chen, Z. Y. The biological hormesis-effects of rare earths and potential effects of application of rare earths on agricultural eco-environment / Z. Y. Chen // *Rural Eco-Environment*. – 2004. – Vol. 20 (4). – P. 1-5.
123. Tai, P. Biological toxicity of lanthanide elements on algae / P. Tai, Q. Zhao, D. Su, P. Li, F. Stagnitti // *Chemosphere*. – 2010. – Vol. 80 (9). – P. 1031-1035.
124. Li, X. A human health risk assessment of rare earth elements in soil and vegetables from a mining area in Fujian Province, Southeast China / X. Li, Z. Chen, Z. Chen, Y. Zhang // *Chemosphere*. – 2013. – Vol. 93 (6). – P. 1240-1246.
125. Zhao, H. The suitability of rare earth elements for geographical traceability of tea leaves / H. Zhao, Q. Yang, // *Journal of the Science of Food and Agriculture*. – 2019. – Vol. 99 (14). – P. 6509-6514.
126. Li, J. Coherent toxicity prediction framework for deciphering the joint effects of rare earth metals (La and Ce) under varied levels of calcium and NTA / J. Li, E. He, A. Romero-Freire, X. Cao, L. Zhao, H. Qiu // *Chemosphere*. – 2020. – Vol. 254. – P. 126905.
127. Rasoulnia, P. A critical review of bioleaching of rare earth elements: The mechanisms and effect of process parameters / P. Rasoulnia, R. Barthen, A. Lakaniemi, // *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. – 2020. – Vol. 51 (4). – P. 378-427.
128. Волкова, М. В. К вопросу токсичности редкоземельных элементов / М. В. Волкова // В сборнике: *Фундаментальные и прикладные аспекты анализа риска здоровью населения. Материалы всероссийской научно-практической интернет-конференции молодых ученых и специалистов Роспотребнадзора с международным участием, Пермь, 05–09 октября 2020 года.* – Пермь: Пермский национальный исследовательский политехнический университет, 2020. – С. 223-226.
129. Harbison, R. D. *Hamilton & Hardy's Industrial Toxicology* / R. D. Harbison, M. Bourgeois, G. T. Johnson. – 6th Edition. – New York: Wiley, 2015. – 682 pp. – ISBN: 978-0-470-92973-5.

130. Zhang, H. Chronic toxicity of rare-earth elements on human beings. Implications of blood biochemical indices in REE-high regions, south Jiangxi / H. Zhang, J. Feng, W. Zhu, C. Liu, S. Xu, P. Shao, D. Wu, W. Yang, J. Gu // *Biological Trace Element Research*. – 1999. – Vol. 73. – P. 1-17.
131. Fan, G. Study on the effects of exposure to rare earth elements and health-responses in children aged 7-10 years / G. Fan, Z. Yuan, H. Zheng, Z. Liu // *Wei Sheng Yan Jiu*. – 2004. – Vol. 33. – P. 23-28.
132. USEPA. Integrated Risk Information System [Электронный ресурс]. Режим доступа: www.epa.gov/iris
133. Геология рудных районов Мурманской области: Посвящается 50-летию Геол. ин-та / В. И. Пожиленко, Б. В. Гавриленко, Д. В. Жиров [и др.]; Ред.: Ф. П. Митрофанов, Н. И. Бичук; М-во природных ресурсов РФ, Ком. природных ресурсов по Мурманской обл., Кольский науч. центр РАН, Геологический ин-т. – Апатиты: Изд-во Кол. науч. центра РАН, 2002. – 359 с.
134. Месяц, С. П. Методический подход к оценке интенсивности химического выветривания минерального сырья техногенных месторождений / С. П. Месяц, С. П. Остапенко // *Вестник МГТУ*. – 2013. – Т. 16. – №3. – С.566-572.
135. Атлас Мурманской области [Карты] / ред. коллегия: гл. ред. канд. геогр. наук А.Г. Дуров [и др.]. – Москва, 1971. – 1 атл. (33 с.): цв.: карты, текст; 25x33 см.
136. Каталог озер Мурманской области / Отв. ред. д-р техн. наук Ф. И. Быдин; Акад. наук СССР. Кольский филиал им. С. М. Кирова. – Москва; Ленинград: Акад. наук СССР, 1962. – 146 с.
137. Вельтищев, П. А. Материалы к изучению глубин и грунтов озера Ловозеро / П. А. Вельтищев, Н. С. Павлов // *Материалы к изучению вод Кольского полуострова. Сборник №1. Рукопись. Фонды КНЦ АН СССР* – М: Изд-во АН СССР, 1940. – С. 298-313.
138. ГОСТ 17.4.3.01-83. Охрана природы (ССОП). Почвы. Общие требования к отбору проб. — Введ. 1983-12-21. — М.: Стандартинформ, 2008.
139. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of the effects of air pollution on forest. Part VIII. Assessment of ground vegetation [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>
140. ГОСТ 5180-2015. Грунты. Методы лабораторного определения физических характеристик. — Введ. 2016-04-01. — М.: Стандартинформ, 2019.
141. Кузнецова Г. А. Качественный рентгенофазовый анализ: методические указания / Г. А. Кузнецова. – Иркутск: ГОУ ВПО ИГУ, 2005. – 28 с.
142. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного γ -спектрометра с программным обеспечением «ПРОГРЕСС». Свидетельство № 40090.3Н700 от 22.12.2003. – Менделеево, ГНМЦ ВНИИФТРИ. – 30 с.

143. Методические рекомендации по приготовлению счетных образцов для спектрометрических комплексов с программным обеспечением «ПРОГРЕСС». Разработана: Центром метрологии ионизирующих излучений ВНИИФТРИ, ООО «НТЦ Амплитуда». – 17 с.
144. ГОСТ 30108-94. Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов (с Изменениями N 1, 2). — Введ. 1994-06-30. — М.: Стандартиформ, 2007.
145. Кашулин, Н. А. Некоторые аспекты современного состояния пресноводных ресурсов Мурманской области / Н. А. Кашулин // Вестник Мурманского государственного технического университета. – 2013. – Т. 16. – № 1. – С. 98–107.
146. Виноградов, А. П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры / А. П. Виноградов // Геохимия. – 1962. – № 7. – С.555–571.
147. Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 N 552 "Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения" (Зарегистрировано в Минюсте России 13.01.2017 N 45203) [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://docs.cntd.ru/document/420389120>
148. Шабанов, В. В. Методика эколого-водохозяйственной оценки водных объектов: монография / В. В. Шабанов, В. Н. Маркин; М-во сельского хоз-ва Российской Федерации, Федеральное гос. образовательное учреждение высш. проф. образования Московский гос. ун-т природообустройства. – Москва: ФГОУ ВПО МГУП, 2009. – 154 с. – ISBN 978-5-89231-280-6.
149. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Саев, Б. А. Ревич, Е. П. Янин [и др.]. – М.: Недра, 1990. – 335 с. – ISBN 5-247-01127-9.
150. Рассеянные элементы в бореальных лесах: монография / В. В. Никонов, Н. В. Лукина, В. С. Безель [и др.]; Отв. ред. А. С. Исаев; Рос. акад. наук. Центр по проблемам и продуктивности лесов, Ин-т проблем пром. экологии Севера Кольского науч. центра. – М.: Наука, 2004 (С.-Петербург. тип. Наука). – 410 с. – ISBN 5-02-033044-2.
151. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: гигиенические нормативы. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. – 15 с.
152. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293828/4293828439.htm>
153. Авессаломова, И. А. Геохимические показатели при изучении ландшафтов: учебно-методическое пособие / И. А. Авессаломова. – М.: Изд-во МГУ, 1987. – 108 с.

154. Перельман, А. И. Геохимия: учебник для студентов геологических специальностей высших учебных заведений / А. И. Перельман. – Изд- 3-е. – Москва: ЛЕНАНД, 2016. – 531 с. – ISBN 978-5-9710-2354-8.
155. Reimann, C. Comparison of the element composition in several plant species and their substrate from a 1 500 000-km² area in Northern Europe / C. Reimann, F. Koller, B. Frengstad, G. Kashulina, H. Niskavaara, P. Englmaier // *Science of The Total Environment*. – 2001. – Vol. 278 (1-3). – P. 87-112.
156. Горячев, А. А. Оценка экологической опасности и возможности переработки хвостов обогащения лопаритовых руд / А. А. Горячев, Е. А. Красавцева, В. В. Лащук, П. В. Икконен, А. А. Смирнов, В. В. Максимова, Д. В. Макаров // *Экология и промышленность России*. – 2020. – Т. 24. – № 12. – С. 46-51.
157. Ломтадзе, В. Д. Инженерная геология. Инженерная петрология: Учебник для вузов, обучающихся по специальности "Гидрогеология и инж. геология" / В. Д. Ломтадзе. – 2-е изд., перераб. и доп. – Л.: Недра: Ленингр. отд-ние, 1984. – 511 с.
158. ГОСТ 25100-2011. Грунты. Классификация (с Поправками). — Введ. 2012-07-12. — М.: Стандартинформ, 2018.
159. СанПиН 2.6.1.2800-10. Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения: Санитарные правила и нормативы — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора», 2011.—40 с.
160. СанПиН 2.6.1.2523-09. «Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009» [Электронный ресурс]. Режим доступа: <https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293828/4293828132.htm>
161. СП 2.6.1.2612-10. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ 99/2010): Санитарные правила и нормативы — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010.— 83 с.
162. Красавцева, Е. А. Результаты исследований свойств и состава хвостов обогащения лопаритовых руд / Е. А. Красавцева, Д. В. Макаров, Е. А. Селиванова, П. В. Икконен, В. В. Максимова // *Физико-технические проблемы разработки полезных ископаемых*. – 2021. – №3. – С. 190-198.
163. Маркович, Т. И. Особенности гипергенного преобразования минералов в сульфидных отвалах / Т. И. Маркович // *Минералогия техногенеза*. – 2011. – Т.2. – С.62-76.
164. Кислотные выпадения: Долговрем. тенденции / Р. Б. Хьюзар, Р. С. Брэдли, Дж. Трайонис [и др.]; Пер. с англ. А. С. Ярнатовского, Л. Ф. Сальникова; Под ред. Ф. Я. Ровинского, В. И. Егорова. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 440 с. – ISBN 5-286-00001-0 (В пер.).

165. Смоляков, Б. С. Кислотность и ионный состав атмосферных осадков и аэрозолей в Новосибирской области / Б. С. Смоляков, Л. А. Павлюк, А. М. Немировский // Оптика атмосферы и океана. – 1996. – Т. 9. – № 6. – С. 773-779.
166. Крючков, В. В. Аэротехногенное воздействие на экосистемы Кольского Севера / В. В. Крючков, Т. Д. Макарова; АН СССР, Кол. науч. центр, Ин-т экон. пробл. – Апатиты: Кол. науч. центр АН СССР, 1989. – 96 с.
167. Раткин, Н. Е. Количественная оценка аэротехногенного загрязнения территории Мурманской области (часть 1) / Н. Е. Раткин, А. В. Шаблова // Теоретическая и прикладная экология. – 2008. – № 1. – С. 38-44.
168. Раткин, Н. Е. Количественная оценка аэротехногенного загрязнения территории Мурманской области (часть 2) / Н. Е. Раткин, А. В. Шаблова // Теоретическая и прикладная экология. – 2008. – № 3. – С. 27-34.
169. Луговская, А. С. Минералообразование при взаимодействии горнопромышленных отходов с кислотными дождями и кислыми поровыми растворами / А. С. Луговская, Д. П. Нестеров, Т. Н. Васильева, Д. В. Макаров, В. Н. Макаров // Минералогия техногенеза. – 2003. – Т.4. – С. 85-98.
170. Савенко, А. В. Влияние природных органических кислот на мобилизацию макро- и микроэлементов из горных пород / А. В. Савенко, В. С. Савенко // Доклады Академии наук. – 2019. – Т. 485. – № 3. – С. 351-355.
171. Dehaye, J. A laboratory study of the effects of acid rain on industrial waste and its impact on the physicochemical properties of groundwater / J. Dehaye, M. Badillo, L. Zikovsky // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry – 1988. – Vol. 127 (3). – P. 209-217.
172. Чантурия, В. А. Изменение нерудных минералов горнопромышленных отходов в процессе хранения под воздействием минеральных кислот / В. А. Чантурия, В. Н. Макаров, Д. В. Макаров // Инженерная экология. – 2000. – № 1. – С. 31-40.
173. Савенко, А. В. Кислотная мобилизация алюминия из минералов и горных пород / А. В. Савенко, В. С. Савенко // Вестник Московского университета. Серия 4: Геология. – 2018. – № 5. – С. 79-83.
174. Савенко, А. В. Мобилизация макро- и микроэлементов из горных пород при их взаимодействии с водой / А. В. Савенко, В. С. Савенко, А. В. Дубинин // Геологическая эволюция взаимодействия воды с горными породами : Матер. III Всерос. научн. конф. с международным участием. – Улан-Удэ: Бурятский научный центр Сибирского отделения РАН, 2018. – С. 165-169.
175. Соколова, Т. А. Минералогия и микроморфология почв процессы разрушения кварца, аморфных минералов кремнезема и полевых шпатов в модельных опытах и в почвах:

возможные механизмы, скорость, диагностика (анализ литературы) / Т. А. Соколова // Почвоведение. – 2013. – № 1. – С. 98-112.

176. Максимова, В. В. Моделирование химического выветривания хвостов обогащения апатитонепелиновых руд под действием атмосферных осадков / В. В. Максимова, Е. А. Красавцева, Д. В. Макаров, В. А. Маслобоев // Минералогия техногенеза. – 2013. – №14. – С. 203-209.

177. Маслобоев, В. А. Оценка экологической опасности хранения отходов добычи и переработки медно-никелевых руд / В. А. Маслобоев, С. Г. Селезнев, Д. В. Макаров, А. В. Светлов // Физико-технические проблемы разработки полезных ископаемых. – 2014. – № 3. – С. 138-153.

178. Красавцева, Е. А. Мобилизация экологически опасных элементов из хвостов обогащения лопаритовых руд под действием атмосферных осадков / Е. А. Красавцева, Д. В. Макаров, Е. А. Селиванова, В. В. Максимова, А. В. Светлов // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2021. – № 3. – С. 69-79.

179. РД 52.24.533-2017. "Массовая концентрация фторидов в водах. Методика измерений фотометрическим методом с лантан-ализаринкомплексом в присутствии ацетона" от 08 февраля 2017. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://docs.cntd.ru/document/456052426>

180. Горячев, А. А. Геоэкологическая оценка современного состояния разновозрастных хвостохранилищ рудника Карнасурт / А. А. Горячев, В. В. Лашук, Е. А. Красавцева, Н. Л. Алфертьев, Д. В. Макаров // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2020. – №17. – С. 128-132.

181. Красавцева, Е. А. Моделирование взаимодействия тонкой фракции хвостов обогащения лопаритовых руд с почвенными водами / Е. А. Красавцева, В. В. Максимова, В. А. Маслобоев, Д. В. Макаров, Т. Т. Горбачева // Экология и промышленность России. – 2021. – Т. 25. – № 4. – С. 28-33.

182. Krasavtseva, E. Conditions Affecting the Release of Heavy and Rare Earth Metals from the Mine Tailings Kola Subarctic / E. Krasavtseva, V. Maksimova, D. Makarov // Toxics. – 2021. – Vol. 9 (7). – P. 163.

183. ГОСТ 26423-85. Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки. — Введ. 1985-02-08. — М.: Стандартиформ, 2011.

184. Орлов, Д. С. Гуминовые вещества в биосфере / Д. С. Орлов // Почвоведение. – 2003. – №8. – С. 1019-1022.

185. Савенко, А. В. Выщелачивание микроэлементов из горных пород под действием органических кислот / А. В. Савенко, В. С. Савенко, А. В. Дубинин // Вестник Московского университета. Серия 4. Геология. – 2017. – №6. – С. 70-76.

186. Beckwith, R. Aspect of the chemistry of soil organic matter / R. Beckwith, J. Butler // *Soil, an Australian viewpoint*. – Vic CSIRO/Academic Press, 1993. – P. 561-581.
187. Wang, X. Sorption and desorption of Eu and Yb on alumina: mechanisms and effect of fulvic acid / X. Wang, W. Dong, X. Dai, A. Wang, J. Du, Z. Tao // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2000. – Vol. 52 (2). – P. 165-173.
188. Pourret, O. Organic complexation of rare earth elements in natural waters: Evaluating model calculations from ultrafiltration data / O. Pourret, M. Davranche, G. Gruau, A. Dia // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2007. – Vol. 71 (11). – P. 2718-2735.
189. Tang, J. Rare earth elements adsorption onto Carrizo sand: Influence of strong solution complexation / J. Tang, K. Johannesson // *Chemical Geology*. – 2010. – Vol. 279 (3-4). – P. 120-133.
190. Ramos, S. Rare Earth Elements in the Soil Environment / S. Ramos, G. Dinali, C. Oliveira, G. Martins, C. Moreira, J. Siqueira, L. Guilherme // *Current Pollution Reports*. – 2016. – Vol. 2 (1). – P. 28-50.
191. Панов, Е. Н. Поведение элементов-примесей при обработке микроклина раствором органических кислот / Е. Н. Панов // *Геохимия*. – 1980. – №10. – С. 1568-1572.
192. Hausrath, E. M. Elemental release from dissolving basalt and granite with and without organic ligands / E. M. Hausrath, A. Neaman, S. L. Brantley // *American Journal of Science*. – 2009. – Vol. 309. – P. 633-660.
193. Красавцева, Е. А. Состояние водных объектов в зоне влияния горно-перерабатывающих предприятий на примере ООО «Ловозерский ГОК» / Е. А. Красавцева, С. С. Сандимиров // *Вода и экология: проблемы и решения*. – №2. – С. 3-13.
194. Даувальтер, В. А. Гидрохимия озер в зоне влияния стоков производства железорудного сырья / В. А. Даувальтер // *Вестник Мурманского государственного технического университета*. – 2019. – Т. 22. – №1. – С. 167-176.
195. Даувальтер, В. А. Химический состав донных отложений озер в зоне влияния атмосферных выбросов комбината «Североникель» / В. А. Даувальтер, М. В. Даувальтер, Н. А. Кашулин, С. С. Сандимиров // *Геохимия*. – 2010. – № 48 (11). – С. 1224–1229.
196. Даувальтер, В. А. Химический состав поверхностных вод в зоне влияния комбината «Североникель» / В. А. Даувальтер, М. В. Даувальтер, Н. В. Салтан, Е. Н. Семенов // *Геохимия*. – 2009. – № 47 (6). – С. 628–646.
197. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / Т. И. Моисеенко, В. А. Даувальтер, А. А. Лукин [и др.]. Рос. акад. наук. Кол. науч. центр. Ин-т проблем пром. экологии Севера, Ин-т водных проблем. – М.: Наука, 2002 (СПб.: Тип. Наука). – 403 с. – ISBN 5-02-006436-X (в пер.)

198. Петрова, В. А. Состояние водных объектов в зоне влияния горно-перерабатывающих предприятий на примере ОАО "Ковдорский ГОК" / В. А. Петрова, М. А. Пашкевич // Научный вестник Московского государственного горного университета. – 2011. – № 9. – С. 67–71.
199. Kashulin, N. A. Selected aspects of the current state of freshwater resources in the Murmansk Region / N. A. Kashulin, V. A. Dauvalter, D. B. Denisov, S. A. Valkova, O. I. Vandysh, P. M. Terentjev, A. N. Kashulin // Russian Journal of Environmental Science and Health. Part: A. – 2017. – Vol. 52 (9). – P. 921-929.
200. Баранов, И. В. Лимнологические типы озер СССР / И. В. Баранов. – Л.: Гидрометеиздат, 1962. – 276 с.
201. Моисеенко, Т. И. Формы нахождения металлов в природных водах в зависимости от их химического состава / Т. И. Моисеенко, М. И. Дину, Н. А. Гашкина, Т. А. Кремлева // Водные ресурсы. – 2013. – № 40(4). – С. 375-385.
202. Изменение геоэкологического состояния арктического озера Куэтсьярви в постсоветское время / В. А. Даувальтер, Н. А. Кашулин, Д. Б. Денисов [и др.] // Сергеевские чтения: геоэкологические аспекты реализации национального проекта «Экология». Диалог поколений: Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии, Москва, 24 марта 2020 года. – Москва: Российский университет дружбы народов (РУДН), 2020. – С. 361-366.
203. ГОСТ 17.4.1.02-83. Охрана природы (ССОП). Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения. — Введ. 1983-12-17. — М.: Стандартинформ, 2008.
204. Никаноров, А. М. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах / А. М. Никаноров, А. В. Жулидов. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 312 с. – ISBN 5-286-00314-1.
205. Даувальтер, В. А. Геохимия редкоземельных элементов в озере Имандра, Мурманская область / В. А. Даувальтер, Т. И. Моисеенко, И. В. Родюшкин // Геохимия. – 1999. – № 37 (4). – С. 376-383.
206. Галахов, А. В. Петрология Хибинского щелочного массива / А. В. Галахов; АН СССР, Кольск. филиал им. С. М. Кирова, Геол. ин-т. – Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1975. – 256 с.
207. Никаноров, А. М. Правило Оддо-Гаркинса и распространенность химических элементов в пресноводных экосистемах / А. М. Никаноров // Доклады Академии Наук. – 2009. – Т. 426. – № 1. – С. 110-114.
208. Красавцева, Е. А. Оценка химического загрязнения грунтов и растений в зоне влияния хранилища отходов обогащения лопаритовых руд / Е. А. Красавцева, В. В. Максимова, Т. Т. Горбачева, Д. В. Макаров, Н. Л. Алфертьев // Маркшейдерия и недропользование. – 2021. – № 2 (112). – С. 52-58.

209. Suchara, I. The performance of moss, grass, and 1- and 2-year old spruce needles as bioindicators of contamination: A comparative study at the scale of the Czech Republic / I. Suchara, J. Sucharova, M. Hola, C. Reimann, R. Boyd, P. Filzmoser, P. Englmaier // *Science of the Total Environment*. – 2011. – Vol. 409. – P. 2281-2297.
210. Авдощенко, В. Г. Содержание свинца в почве и растительном покрове территорий г. Петропавловска-Камчатского / В. Г. Авдощенко, А. В. Климова // *Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промышленное и техническое использование. Материалы XI Национальной (всероссийской) научно-практической конференции*. – Петропавловск-Камчатский: КамчатГТУ, 2020. – С. 109-114.
211. Авдощенко, В. Г. Содержание цинка в почве и растительном покрове территорий г. Петропавловска-Камчатского / В. Г. Авдощенко, А. В. Климова // *Развитие теории и практики управления социальными и экономическими системами*. – 2020. – № 9. – С. 91-95.
212. Kończak, B. Assessment of the ability of roadside vegetation to remove particulate matter from the urban air / B. Kończak, M. Cempa, Ł. Pierzchała, M. Deska // *Environmental Pollution*. – 2021. – Vol. 268, Part B. – P. 115465.
213. Moosavi, S. G. Phytoremediation: a review / S. G. Moosavi, M. J. Seghatoleslami // *Advance in Agriculture and Biology*. – 2013. – Vol. 1 (1). – P. 5–11.
214. Abdelsalam, I. M. Utilization of Multi-Tasking Non-Edible Plants for Phytoremediation and Bioenergy Source-A Review / I. M. Abdelsalam, M. Elshobary, M. M. Eladawy, M. Nagah // *Phyton-International Journal of Experimental Botany*. – 2019. – Vol. 88 (2). – P. 69-90.
215. Горбачева, Т. Т. Биотестирование полимерных реагентов для пылеподавления поверхности хвостохранилищ нефелиновых песков / Т. Т. Горбачева, Л. А. Иванова, Д. В. Макаров, В. В. Максимова // *Обогащение руд*. – 2019. – № 5. – С. 52-56.
216. Красавцева, Е. А. Подбор оптимального расхода связующего реагента для закрепления поверхности хранилища хвостов обогащения лопаритовых руд / Е. А. Красавцева, Д. В. Макаров, В. В. Максимова, А. В. Светлов // *Маркшейдерия и недропользование*. – 2021. – № 4 (114). – С. 9-14.
217. ГОСТ 17.5.1.03-86. Охрана природы (ССОП). Земли. Классификация вскрышных и вмещающих пород для биологической рекультивации земель. — Введ. 1986-11-10. — М.: ИПК Издательство стандартов, 2002.
218. Начальные стадии формирования биогеоценозов на техногенных землях Европейского Севера / Н. Г. Федорец, А. И. Соколов, Г. В. Шильцова [и др.]; Кар. науч. центр Рос. акад. наук. Ин-т леса; Ред.: Н. Г. Федорец, Г. В. Шильцова. – Петрозаводск: Кар. науч. центр РАН: Ин-т леса, 1999. – 74 с.


219. ГОСТ Р 54534-2011. Ресурсосбережение. Осадки сточных вод. Требования при использовании для рекультивации нарушенных земель. — Введ. 1986-11-10. — М.: Стандартинформ, 2019.
220. Падалкин, Н. В. Модифицированные сорбенты на основе опоки для очистки вод / Н. В. Падалкин, П. Н. Евшин // Труды Кольского научного центра РАН. — 2019. — Т. 10. — № 1-3. — С. 262-269.
221. Горбачева, Т.Т. Повышение биогенности техногрунтов при создании растительного покрова как способа консервации хвостохранилищ горнопромышленных отходов / Т. Т. Горбачева, Л. А. Иванова, А. В. Румянцева, В. В. Максимова // Вестник СГУГиТ. — 2020. — Т. 25. — № 4. — С. 1-13.
222. Harder, R. Estimating human toxicity potential of land application of sewage sludge: the effect of modeling choices / R. Harder, G. M. Peters, M. Svanström, S. J. Khan, S. Malander // International Journal of Life Cycle Assess. — 2017. — Vol. 22 (5). — P. 731-743.
223. Кузнецов, В. В. Физиология растений: учебник для студентов высших учебных заведений по агрономическим специальностям / В. В. Кузнецов, Г. А. Дмитриева. — М.: Высш. шк.: Абрис, 2011. — 783 с. — ISBN 978-5-4372-0001-8.
224. Лукина, Н. В. Питательный режим почв северотаежных лесов / Н. В. Лукина, Л. М. Полянская, М. А. Орлова; Российская акад. наук, Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов, Московский гос. ун-т им. М. В. Ломоносова. — М.: Наука, 2008. — 342 с. — ISBN 978-5-02-035585-9.
225. Красавцева, Е. А. Коммунальные стоки в опытах по рекультивации отходов обогащения лопаритовых руд / Е. А. Красавцева, Т. Т. Горбачева, Л. А. Иванова, В. В. Максимова // Вода и экология: проблемы и решения. — 2021. — №3. — С. 44-55.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1. Акт испытаний пылеподавателя Dustbind NALCO

СОГЛАСОВАНО
 Директор
 ИППЭС КНЦ РАН, д.т.н.
 Д.В. Макаров
 « 5 сентября » 2021 г.



УТВЕРЖДАЮ
 Главный инженер
 ООО «Ловозерский ГОК»
 О.Н. Жуланов
 « 7 сентября » 2021 г.



АКТ

испытаний пылеподавателя Dustbind NALCO для закрепления участков хвостохранилища Карнасурт-2, пгт. Ревда, Мурманской области.

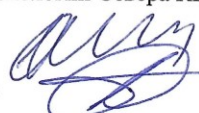
Сотрудники Института проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН в период с 5 июля по 3 сентября 2021 г. проводили испытания пылеподавателя Dustbind NALCO на действующем хвостохранилище Карнасурт-2, пгт. Ревда, Мурманской области.

Испытания заключались в нанесении 3%-го раствора реагента на три участка (площадь каждого составляла 4 кв.м) из расчета 1 л на кв.м обрабатываемой площади. Далее с периодичностью в две недели проводился визуальный осмотр участков.

По истечении двух месяцев проведения испытаний отмечено отсутствие видимых изменений обработанной реагентом поверхности, закрепленные участки не пылят.

По полученным в ходе испытаний результатам можно сделать вывод об эффективности пылеподавателя Dustbind NALCO для закрепления участков хвостохранилища Карнасурт-2.

От Института проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН:

Директор ИППЭС КНЦ РАН, д.т.н.  Д.В. Макаров
 Старший научный сотрудник, к.т.н.  А.В. Светлов
 Младший научный сотрудник  Е.А. Красавцева

От ООО «Ловозерский ГОК»
 Главный инженер, к.т.н.  О.Н. Жуланов

ПРИЛОЖЕНИЕ 2. Акт о внедрении

Общество с ограниченной ответственностью
«Ловозерский горно-обогатительный комбинат»
 (ООО «Ловозерский ГОК»)

184580, пгт. Ревда Мурманской обл., ул. Комсомольская, 23
 Телефон (815-38) 43134; fax: (815-38) 43529
 ОКПО 71899056; ОГРН 1055100090143; ИНН/КПП 5106800454/510601001

УТВЕРЖДАЮ

Генеральный директор

ООО «Ловозерский ГОК»

Матьцын А.В.

«11» ноября 2021 г.



ул. Комсомольская 23, пгт. Ревда,
 Ловозерский р-н, Мурманская область,
 184580

Акт о внедрении

Результаты диссертационной работы Красавцевой Евгении Андреевны на соискание ученой степени кандидата технических наук: применение связующего реагента Dustbind (Nalco) для пылеподавления хвостов обогащения на действующем хвостохранилище и мелиорантов на основе отходов регионального предприятия водопроводно-канализационного хозяйства для ремедиации выведенного из эксплуатации хвостохранилища – приняты к внедрению на ООО «Ловозерский ГОК» и будут использованы при разработке технических решений.

Главный инженер
 ООО «Ловозерский ГОК»

О.Н. Жуланов