Министерство науки и высшего образования Российской Федерации
Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт горного дела
Уральского отделения Российской академии наук

*На правах рукописи*



Наволокина Вера Юрьевна

# ФОРМИРОВАНИЕ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ ПРИРОДНО-ТЕХНИЧЕСКИХ СИСТЕМ ОТРАБОТАННЫХ МЕДНОКОЛЧЕДАННЫХ РУДНИКОВ (НА ПРИМЕРЕ ЛЕВИХИНСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ, СВЕРДЛОВСКАЯ ОБЛАСТЬ)

Специальность 1.6.21 Геоэкология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата геолого-минералогических наук

Научный руководитель:
доктор геолого-минералогических наук,
главный научный сотрудник
Рыбникова Людмила Сергеевна

Екатеринбург, 2026

# СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ ..... 4

1 ПОСТАНОВКА ПРОБЛЕМЫ, СОСТОЯНИЕ ЕЕ ИЗУЧЕННОСТИ ..... 13

1.1 Проблемы формирования кислых шахтных вод ..... 13

1.2 Современное состояние исследований по проблеме формирования химического состава кислых шахтных вод ..... 17

Выводы по разделу ..... 23

2 ПРИРОДНЫЕ И ТЕХНОГЕННЫЕ УСЛОВИЯ ТЕРРИТОРИИ ИССЛЕДОВАНИЙ ..... 24

2.1 Физико-географический очерк ..... 24

2.2. Геологическое строение ..... 32

2.3 Гидрогеологические условия ..... 38

2.4 Базовые объекты исследования и их история освоения ..... 41

3 ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ НАГРУЗКА НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ В РАЙОНАХ ЛИКВИДИРОВАННЫХ МЕДНОКОЛЧЕДАННЫХ РУДНИКОВ ..... 47

3.1 Гидрологическая характеристика малых рек бассейна р. Тагил: природные источники ..... 47

3.2 Загрязнение реки Тагил: техногенные источники ..... 52

3.3 Оценка состояния гидросферы верховьях бассейна реки Тагил ..... 59

Выводы по разделу ..... 70

4 ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ НА ЗАКРЫТЫХ И ЗАТОПЛЕННЫХ МЕДНОКОЛЧЕДАННЫХ РУДНИКАХ ..... 72

4.1 Эффективность очистки кислых шахтных вод на закрытых рудниках Свердловской области: сравнительный анализ ..... 72

4.2 Факторы, влияющие на формирование и химический состав воды на сбросе в гидросеть ..... 78

Выводы по разделу ..... 83

5 ГИДРОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА И МИГРАЦИЯ ЭЛЕМЕНТОВ В РАЙОНЕ ЛЕВИХИНСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ..... 86

5.1 Состав и особенности формирования подземных и поверхностных вод в районе ликвидированного Левихинского медноколчеданного месторождения. 86

5.1.1 Гидрохимическая характеристика шахтных и поверхностных вод ..... 87

5.1.2 Гидрохимическая характеристика подземных вод..... 94

5.1.3 Гранулометрический, минеральный и химический состав шлама в пруду-осветлителе ..... 98

5.2 Физико-химическое моделирование формирования состава вод и форм переноса компонентов в поверхностных и подземных водах..... 105

5.2.1 Формы миграции элементов и результаты расчетов индексов насыщения в подземных водах ..... 107

5.2.2 Формы миграции элементов и результаты расчетов индексов насыщения в шахтных и поверхностных водах ..... 113

5.3 Миграция химических элементов в водной среде и донных отложениях ... 119

5.3.1 Кларки концентраций в водных пробах и донных отложениях..... 119

5.3.2 Оценка уровня загрязнения водных проб..... 121

5.3.3 Оценка степени накопления тяжелых металлов в донных отложениях ... 122

5.4 Геохимические барьеры в природно-технической системе и их роль в миграции и аккумуляции элементов..... 124

Выводы по разделу..... 129

ЗАКЛЮЧЕНИЕ ..... 132

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ..... 135

ПРИЛОЖЕНИЕ А - Понятия и определения ..... 150

# ВВЕДЕНИЕ

*Актуальность темы исследований*. По результатам антирейтинга регионов с экстремальным загрязнением природных водных объектов в Свердловской области в последние годы фиксируется самое большое число загрязненных рек: более четверти всех выявленных высоких и экстремально высоких показателей загрязнения. Одним из источников загрязнения на Среднем Урале являются закрытые и затопленные медноколчеданные рудники, на которых продолжают формироваться и разгружаться на поверхность кислые шахтные воды (КШВ).

КШВ как основные источники загрязнения образуются на медноколчеданных рудниках после прекращения шахтного водоотлива и дальнейшего выхода их на поверхность. Основной причиной образования этих вод является наличие в породах сульфидных минералов [1, 47]. Во время добычи нарушается целостность горного массива, происходит окислительное растворение сульфидных минералов при взаимодействии с водой и воздухом, что приводит к образованию КШВ [27, 35, 99, 100, 113, 127]. Такие воды характеризуются низким pH, высокой минерализацией, повышенным содержанием сульфатов и различных металлов [49, 57, 98, 109]. При поступлении кислых вод в водные объекты происходит образование тонкого охристого осадка, который переносится речными водами на десятки км и приводит к изменению минерального и химического состава донных отложений и всей водной системы в целом [22, 73, 103]. Образовавшиеся донные осадки имеют низкую кристалличность, очень маленький размер частиц и высокую удельную площадь поверхности, что способствует эффективной сорбции металлов этими минералами [83]. Изменение физико-химических параметров, таких как pH, Eh, $T^0C$, могут приводить к растворению минеральных фаз и миграции химических элементов в воде определяя интенсивность растворения минеральных фаз и миграции химических элементов в водных системах [64, 67, 93].

Анализ опубликованных данных показал, что проблема кислых шахтных вод остается одной из наиболее значимых экологических угроз, связанных с горнодобывающей промышленностью. Их образование и длительное негативное воздействие на гидросферу после закрытия шахт подтверждается многочисленными исследованиями, проведенными как российскими, так и зарубежными учеными. Большой научный вклад в решение этих вопросов внесли такие известные ученые, как Б.А. Бачурин, С.Б. Бортникова, О.Л. Гаськова, О.М. Гуман, А.В. Докукин, С.Н. Елохина, Э.Ф. Емлин, О.В. Зотеев, Н.Г. Максимович, А.М. Плюснин, Л.С. Рыбникова, Б.Н. Рыженко, А.И. Семячков, Л.С. Табаксблат, И.А. Тарасенко R.T. Amos, B.G. Lottermoser, D.K. Nordstrom, C. Wolkersdorfer, P.L Younger и др.

Тем не менее, несмотря на значительный прогресс в изучении КШВ, проблема их полного устранения остается нерешенной, особенно в регионах с исторически накопленным экологическим ущербом.

*Цель работы*. Выявление закономерностей формирования геоэкологических условий природно-технических систем в районе закрытых медноколчеданных рудников Среднего Урала.

*Задачи исследования:*

1. Оценить состояние гидросферы природно-технических систем горнопромышленных районов (Свердловская область).

2. Выделить факторы и параметры, влияющие на эффективность действующих систем очистки, направленных на ликвидацию накопленного вреда в районе закрытых медноколчеданных рудников.

3. Выявить пространственные и временные закономерности изменения качества состава подземных и поверхностных вод.

4. Изучить закономерности миграции элементов в цепочке: от выхода кислых шахтных вод до сброса в гидросеть.

5. Разработать мероприятия по ликвидации накопленного вреда в районе закрытого Левихинского медноколчеданного рудника.

*Объект исследования.* Поверхностные и подземные воды на водосборах горнопромышленных территорий Среднего Урала.

*Предмет исследования.* Закономерности изменения химического состава вод гидросферы в районах ликвидированных медноколчеданных рудников Среднего Урала.

*Методы исследования* включают анализ материалов собственных полевых работ, систематизацию обширного фактического материала об изменении химического состава воды в районах влияния горнодобывающих объектов, а также обобщение гидрогеологической и геохимической опубликованной информации. Для проверки достоверности анализов, решения вопросов формирования химического состава вод, вторичных минералов, и геохимических процессов в системе «вода-порода» применялось физико-химического моделирование на основе программного кода Visual MINTEQ 3.1 [82, 87, 88, 89, 115].

*Обоснованность и достоверность научных результатов* обеспечивается применением современных методов и средств исследований для обработки большого массива данных, проведением химических анализов с привлечением аккредитованной лаборатории Института промышленной экологии УрО РАН (г. Екатеринбург), аналитического сертификационного испытательного центра института проблем технологии микроэлектроники и особочистых материалов РАН (г. Черноголовка) и лаборатории Государственного казенного учреждения Свердловской области «УралМонацит» (использовались: потенциометрический, фотометрический метод с сульфосалициловой кислотой, гравиметрический эмиссионный пламеннофотометрический, атомно-абсорбционный, атомно-эмиссионным и масс-спектральным методами с индуктивно-связанной плазмой ICP-MS).

*Научная идея работы*: геоэкологические условия на территориях с накопленным вредом определяются комбинацией техногенных, природных и технологических факторов, при этом количественная оценка вклада каждого из них

для разных водосборов позволяет научно обосновать методы реабилитации горнопромышленных территорий.

*Научная новизна работы:*

– установлено, что трансформация гидрохимического состава речных вод в бассейне р. Тагил имеет преимущественно техногенный генезис, вклад природных аномалий (Уральская металлогеническая зона) незначителен.

– впервые на основе сравнительного анализа двух отработанных медноколчеданных рудников Среднего Урала с идентичными геологическими условиями и историей отработки показано, что лимитирующим фактором достижения нормативного качества воды при сбросе с водосбора горнопромышленной территории является не только технология очистки (технологический фактор), а также параметры площади водосбора (природный фактор).

– выявлена пространственная эволюция и механизмы формирования геохимических барьеров в подземных и поверхностных водах затопленного Левихинского рудника: от зоны выхода кислых шахтных вод до сброса в гидросеть.

– обосновано, что реабилитация техногенно-нарушенной территории должна выполняться с использованием как активных, так и пассивных методов по трехступенчатой схеме: (1) нейтрализация с использованием аэротенков, (2) углубленная очистка и флокуляция с помощью радиального отстойника, (3) стабилизация металлов с использованием пассивной очистки в виде каскада прудов.

*Научные положения, выносимые на защиту:*

1. Трансформация гидрохимических показателей качества вод бассейна р. Тагил имеет преимущественно техногенный генезис: вклад природных аномалий металлогенической провинции Уральского рудного узла не превышает 4%, основной объем загрязняющих веществ ($Fe_{общ}$, $Cu^{2+}$, $Al^{3+}$, $Mn^{2+}$, $Zn^{2+}$) поступает с водосборов отработанных медноколчеданных месторождений.

2. Показатели качества воды в замыкающем створе зависят от сочетания ряда факторов (техногенный, технологический, природный). Различие в площади водосбора (в 11 раз) и свободном объёме пруда-осветлителя (в 11 раз) Дегтярского и Левихинского рудников обусловливает расхождение суммарного показателя загрязнения в 363 раза при исходно близких характеристиках кислых шахтных вод и идентичной технологии очистки. Продолжительность самореабилитации водосборов с накопленным вредом составляет десятки и сотни лет, даже если реализуются природоохранные мероприятия.

3. Процессы формирования состава вод и донных отложений природно-технической системы затопленного Левихинского рудника определяются наличием геохимических барьеров. На щелочном барьере (нейтрализация кислых шахтных вод, увеличение pH от ~3,8 до ~9,4) ключевым процессом является смена форм миграции компонентов от ионной формы к осаждению гидроксидов металлов: коэффициент распределения (CR) возрастает до $10^4$ л/кг (для $Zn^{2+}$, $Cu^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Al^{3+}$), коэффициент опасности снижается на 3-4 порядка. На сорбционном барьере (ближе к устью р. Левихи) ведущим процессом становится сорбция, что отражается на увеличении CR до $10^5$-$10^6$ л/кг (для $Cu^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Al^{3+}$), коэффициент опасности снижается на 1-2 порядка.

*Практическая значимость работы.* Результаты исследования позволили решить конкретные задачи территорий, нарушенных горными работами на Среднем Урале: оценить современное геоэкологического состояние компонентов окружающей среды, выявить основные факторы, которые влияют на формирование гидросферы, разработать «дорожную карту» для Министерства природных ресурсов Свердловской области по минимизации негативного воздействия на гидросферу в районе отработанного Левихинского рудника.

Практическая значимость определяется проведенной сравнительной оценкой эффективности существующих методов очистки кислых шахтных вод на конкретных объектах – Дегтярском и Левихинском рудниках, что формирует основу для выбора оптимальных природоохранных решений.

Результаты и методические подходы диссертации имеют непосредственное прикладное значение и могут быть использованы проектными и горнодобывающими организациями, а также экологическими службами для оценки рисков, мониторинга состояния окружающей среды и планирования реабилитационных работ на аналогичных объектах Уральского региона, что подчеркивает важную региональную значимость исследования, направленного на решение актуальной проблемы техногенного загрязнения от закрытых рудников.

*Личный вклад автора.* В работе представлены результаты теоретических и прикладных исследований, выполненных автором, в том числе; 1) в рамках фундаментальных научных исследований по программе РНФ: «Исследование физико-химических процессов накопления и миграции химических элементов на горнопромышленных территориях с целью разработки эффективных методов реабилитации» (конкурс 2022 года «Проведение фундаментальных научных исследований и поисковых научных исследований малыми отдельными научными группами» (региональный конкурс), № 22-27-20140); 2) при выполнении государственного контракта по заказу Министерства природных ресурсов и экологии Свердловской области и государственного казенного учреждения Свердловской области «УралМонацит» № 01622000118200011820001 от 29.07.2020 г. «Проведение оценки современного гидрогеоэкологического состояния компонентов окружающей среды и разработки рекомендаций по минимизации негативного воздействия на гидросферу в районе расположения отработанного Левихинского рудника».

Вклад автора состоит в обобщении полученных данных, в подготовке публикаций и обосновании выводов. Автором лично выполнен отбор проб в водных объектах, обработка и интерпретация анализов химического состава поверхностных и подземных вод, физико-химическое моделирование процессов в системе вода-порода, оценка состояния гидросферы природно-технических систем.

*Апробация работы.* Основные положения диссертации и результаты авторских исследований докладывались и обсуждались на международных, всероссийских и научных конгрессах, конференциях, в том числе:

- международных: XVII, XXI, XXII, XXIII Уральская горнопромышленная декада. Секция «Гидрогеология. Инженерная геология, мерзлотоведение и грунтоведение» (Екатеринбург, 2019, 2023, 2024, 2025); XXVIII Международный молодежный научный симпозиум имени академика М.А. Усова «Проблемы геологии и освоения недр» (Томск, 2024, 2025, 2026);

- всероссийских: Всероссийская научно-техническая конференция с международным участием "ГеоЭкоТех" (Екатеринбург, 2019); Всероссийская молодежная XIII, XV, XVI, XVII, XVIII, XIX научно-практическая конференция «Проблемы недропользования» (Екатеринбург, 2019, 2021, 2022, 2023, 2024, 2025, 2026); XXIII Всероссийское совещания по подземным водам востока России (Иркутск, 2021); V Всероссийская научная конференция с международным участием имени профессора С.Л. Шварцева (Томск, 2023); Всероссийская научно-практическая конференция студентов, аспирантов и молодых ученых «Строительство и техносферная безопасность» (Антрацит, 2024); Годичная сессия Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии. Двадцать третьи, Двадцать пятые и Двадцать шестые Сергеевские чтения (Санкт-Петербург, 2022, Дербент, 2024, Псков, 2025).

- специальных научных совещаниях: IX Уральский горнопромышленный форум Горное дело / Ural Mining 21. Научно-практическая конференция с международным участием GeoEchoTech (Екатеринбург, 2021); XII Конференция «Рудник Будущего» (Екатеринбург, 2022); XXI Уральская горнопромышленная декада. Круглый стол «Эко-специалисты 21-го века: понимание новых вызовов и готовность к профессиональной деятельности в меняющейся информационной и технологической среде» (Екатеринбург, 2023); VI конгресс Техноген–2023 «Фундаментальные исследования и прикладные разработки процессов переработки и утилизации техногенных образований» (Екатеринбург, 2023); XXII

Уральская горнопромышленная декада. Круглый стол «Техносферная безопасность горнопромышленных регионов в будущем - в руках молодых профессионалов: цифровые технологии, циркулярная экономика, информационный взрыв, энергосбережение, инновации. И не только…» (Екатеринбург, 2024); XXIII Уральская горнопромышленная декада. Круглый стол для студентов старших курсов, магистрантов и аспирантов экологических направлений, профилей и специальностей, а также для молодых ученых «Техносферная безопасность: вызовы времени и запрос на новое поколение профессионалов. Сбережение окружающей среды. Цифровизация и искусственный интеллект в промышленной экологии. Человеческий капитал как основной ресурс обеспечения экологической безопасности в меняющихся условиях» (Екатеринбург, 2025); VI Международная научно-техническая интернет-конференция памяти Н.В. Гревцева «Проектное управление природно-техногенными комплексами в условиях новых вызовов» (Екатеринбург, 2026).

*Публикации.* По теме диссертационной работы опубликовано 17 работ, из них 6 – статьи в рецензируемых журналах из перечня ВАК и входящих в Scopus/WoS. Соавторы статей не имеют возражений против защиты данной работы.

*Структура и объем работы*. Диссертационная работа состоит из введения, 5 глав, заключения, содержит 151 стр. текста, 40 рисунков, 24 таблицы. Список литературы включает 127 источников.

*Благодарности.* Автор считает обязательным выразить искреннюю признательность своему научному руководителю д.г.-м.н., г.н.с. Рыбниковой Л.С. За научные консультации, точные замечания и советы при работе над диссертацией автор благодарит к.г.-м.н. Рыбникова П.А. и д.т.н. Корнилкова С.В. Автор выражает благодарность коллективу лаборатории геоинформационных и цифровых технологий в недропользовании ИГД УрО РАН за оказанную поддержку и содействие в проведении исследований. Также автор искренне благодарен своей семье за моральную поддержку и безграничное терпение.

*Основное содержание работы*

*Во введении* представлена общая характеристика диссертационной работы: актуальность проблемы и проведенных исследований, сформулирована цель работы, которая определяет задачи, представлены защищаемые положения, а также научная новизна и практическая значимость полученных результатов.

*В первой главе* освещено современное состояние исследований по проблеме формирования химического состава кислых шахтных вод.

*Во второй главе* рассмотрено геологическое строение Урала, физико-географические и геолого-гидрогеологические условия расположения рассматриваемых объектов, в основу диссертационной работы положены результаты многолетних гидрогеохимических исследований шахтных и поверхностных вод на медноколчеданных рудниках Среднего Урала.

*В третьей главе* рассмотрена геохимия малых рек бассейна р. Тагил и дана оценка состояния гидросферы природно-технических систем (шахтных и поверхностных вод).

*В четвертой главе* выполнена оценка эффективности очистки кислых шахтных вод в районах Дегтярского и Левихинского рудников и определены три группы факторов, влияющих на качество воды: техногенные, технологические и природные. Каждый фактор характеризуется рядом параметров, значения которых позволяют провести сравнительный анализ экологической обстановки на объектах.

*В пятой главе* освещаются закономерности формирования химического состава шахтных, подземных и поверхностных вод и донных отложений в районе Левихинского рудника, приводятся результаты термодинамических расчетов, определены формы миграции и массового баланса компонентов в системе «вода-порода», рассчитаны индексы насыщения, установлены места локализации загрязняющих веществ и выделены геохимические барьеры в природно-технической системе (шахтные и поверхностные воды). Предложены мероприятия по реабилитации горнопромышленных территорий (на примере Левихинского рудника).

# 1 ПОСТАНОВКА ПРОБЛЕМЫ, СОСТОЯНИЕ ЕЕ ИЗУЧЕННОСТИ

## 1.1 Проблемы формирования кислых шахтных вод

Кислые шахтные воды, согласно классическому определению – это воды, образующиеся в результате горнодобывающих работ, характеризующиеся повышенной кислотностью (низким pH) и высоким содержанием сульфатов (> 1000 мг/л), железа и алюминия (> 100 мг/л), меди и цинка (> 10 мг/л) и других элементов [102].

Образование КШВ одна из наиболее серьезных экологических проблем горнодобывающей промышленности [27, 51, 65, 66, 72].Этот процесс связан, в основном, с разработкой рудных месторождений полезных ископаемых (металлических руд, угля), но может происходить и при других горных работах. Глобальный масштаб проблемы огромен: тысячи действующих и, особенно, заброшенных шахт и карьеров по всему миру являются источниками КШВ, загрязняющих поверхностные и подземные воды, почвы и экосистемы на площади в десятки тысяч гектаров.

Исторически проблема была осознана, начиная еще с 1556 г. Георгий Агрикола в своем труде «De Re Metallica» описал токсичность вод, связанных с горными работами [75]. Классическим примером является рудник и река Рио-Тинто в Испании, где в течение 5 тыс. лет периоды интенсивной добычи полезных ископаемых (меди, золота и серебра) сопровождались формированием КШВ [102]. Этот объект наглядно демонстрирует многовековую устойчивость процесса загрязнения после прекращения добычи и является первым задокументированным предприятием, на котором отмечено окисление сульфидов и их токсичность. В настоящее время научное сообщество достигло более детального понимания закономерностей формирования КШВ.

Формирование кислых шахтных вод при отработке медноколчеданных месторождений происходит в результате природного процесса окисления сульфидных минералов, который происходит после осушения пород при их

контакте с атмосферным воздухом и водой [18, 76, 79, 85, 108, 125]. К ключевым техногенным факторам, ускоряющим образование таких вод, относятся: нарушение целостности геологической среды; изменение гидродинамических процессов в связи с осушением породного массива при водоотливе, создающими окислительную обстановку в зонах, ранее бывших восстановительными. Особую проблему представляет период после закрытия шахты, когда прекращение водоотлива приводит к подъему уровня подземных вод и затоплению окисленных пород, вызывая резкий выброс накопленных загрязняющих веществ («first flush»). Усугубляет проблему неправильное размещение потенциально кислотообразующих пород на поверхности без изоляции или смешение их с нейтрализующими материалами.

Образующиеся дренажные (шахтные воды) могут иметь разную реакцию среды (от кислой до щелочной), содержать или не содержать тяжелые металлы.

Химическая сущность процесса заключается в окислении сульфидов, главным образом пирита ($FeS_2$), кислородом воздуха и ионами $Fe^{3+}$ в водной среде. Последовательность реакций выглядит следующим образом [79, 102]:

$$FeS_2 + 7/2\ O_2 + H_2O \leftrightarrow Fe^{2+} + 2\ SO_4^{2-} + 2\ H^+ \quad (1.1)$$

$$Fe^{2+} + ¼\ O_2 + H+ \leftrightarrow Fe^{3+} + ½\ H_2O \quad (1.2)$$

$$Fe^{3+} + 3H_2O \leftrightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+ \quad (1.3)$$

$$FeS_2 + 14\ Fe^{3+} + 8\ H_2O \leftrightarrow 15\ Fe^{2+} + 2\ SO_4^{2-} + 16\ H^+ \quad (1.4)$$

Начальным этапом (1.1) формирования кислых вод является прямое окисление пирита кислородом с образованием растворенных ионов двухвалентного железа ($Fe^{2+}$), сульфата ($SO_4^{2-}$) и ионов водорода ($H^+$). Растворенные ионы сульфата железа вызывают увеличение общего количества растворенных в воде твердых веществ, а выделение ионов водорода с сульфат-анионами приводит к формированию кислотного раствора. Второй этап представляет собой окисление $Fe^{2+}$ до $Fe^{3+}$ кислородом. Реакции (1.1) и (1.2) значительно ускоряются при участии бактерий, после того как pH снижается до 4, основным окислителем становится $Fe^{3+}$ (1.3). Гидролиз $Fe^{3+}$ приводит к

образованию нерастворимого гидроксида железа и выделению дополнительных ионов $H^+$ ($3H^+$ на 1 $Fe^{3+}$), что является основным источником кислотности. Наконец, четвертый этап (1.4) – окисление новой молекулы пирита уже не кислородом, а ионами $Fe^{3+}$, которые являются гораздо более сильным окислителем в кислой среде. Эта реакция замыкает автокаталитический цикл, так как генерирует дополнительные ионы $Fe^{2+}$, которые снова окисляются до $Fe^{3+}$ (реакции 1.2 и 1.3) [79, 102]. Таким образом, после достижения критически низкого pH и накопления $Fe^{3+}$ процесс окисления сульфидов становится самоподдерживающимся и лавинообразным.

Активным процессом образования кислоты в природных условиях является выветривание пирита [47, 119]. Он играет ведущую роль в производстве серной кислоты, что обусловлено высоким содержанием серы (53,6%), тем не менее значительный вклад в кислотообразование вносят и другие сульфиды, например, халькопирит ($CuFeS_2$):

$$4CuFeS_2 + 17O_2 + 2H_2O \rightarrow 4Cu^{2+} + 4Fe^{2+} + 4SO_4^{2-} + 4H^+ \quad (1.5)$$

Критическим фактором является доступность сульфидов для окисляющих агентов ($O_2$, $Fe^{3+}$, бактерий). Для начала и поддержания процесса часто достаточно наличия в породе 1–2% пирита, доступного для воды и кислорода: малые размеры частиц и большие площади поверхности увеличивают реакционную способность пирита, следовательно, быстрее происходит формирование кислых вод, например, вдоль ям, трещин, пор, твердых и жидких включений [119]. В естественных условиях образование кислых вод практически не происходит, но в результате изменения окислительно-восстановительных условий при осуществлении водоотлива и понижении уровня подземных вод процесс формирования кислых вод неизбежен [59].

Образование КШВ и соответствующие пути загрязнения гидросферы представлены на Рисунке 1.1.

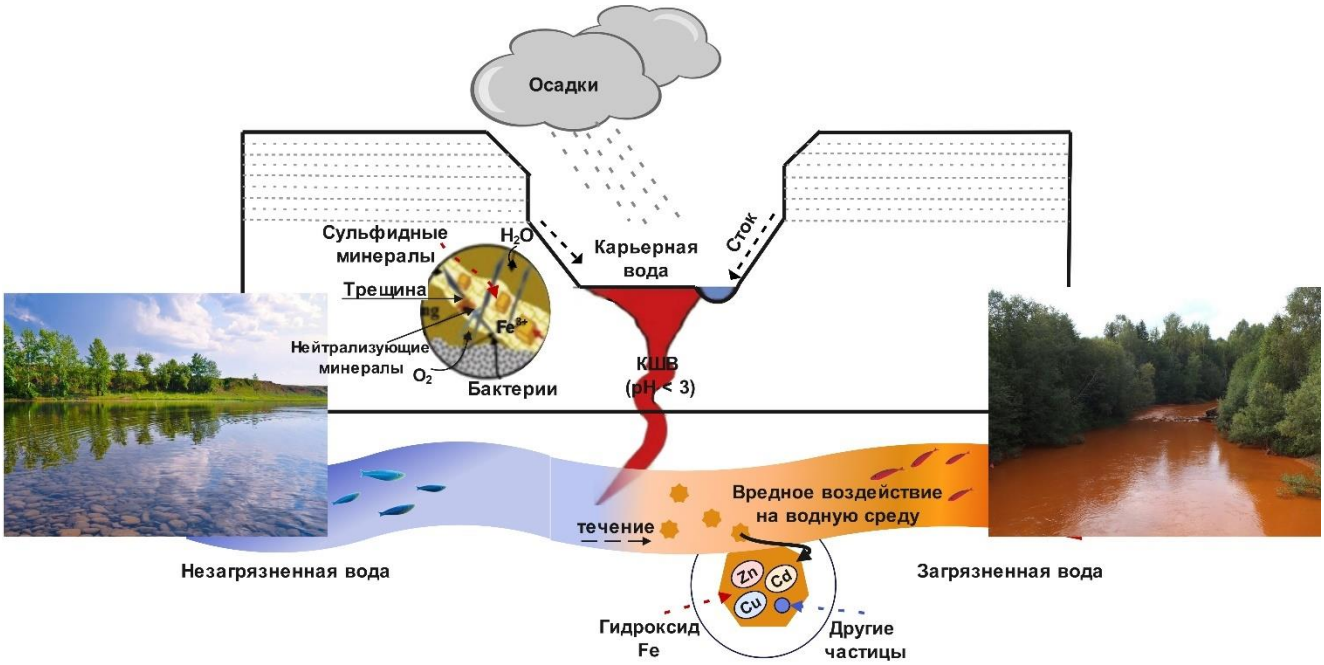



Рисунок 1.1. – Схема образования кислых шахтных вод и пути загрязнения гидросферы. На основе данных [127].

Ярким примером влияния горных работ являются условия на медноколчеданных рудниках Среднего Урала. Технологии подземной отработки с обрушением кровли, применяемые на таких объектах, как Левихинский, Карпушихинский, Ломовский, Дегтярский рудниках и др. приводят к образованию провалов, зон обрушения и сдвижения площадью в десятки и сотни гектаров. Здесь развивается техногенная трещиноватость, в результате чего увеличивается проницаемость, и полностью поглощаются атмосферные осадки. В процессе окисления, гидролиза и испарения минералы колчеданных месторождений становятся неустойчивы, что приводит к формированию и вторичных минералов (неосульфатов), которые характеризуются кристаллогидратами сульфатных солей (ярозит $KFe_3[SO_4]_2(OH)_6$, мелантерит $Fe[SO_4]\cdot 7H_2O$, бутит $Cu[SO_4]\cdot 7H_2O$, госларит $Zn[SO_4]\cdot 7H_2O$) [11; 91]. Именно растворение неосульфатов является причиной формирования кислых шахтных вод с большим количеством железа и невысоким содержанием меди после прекращения рудничного водоотлива и подъема уровня подземных вод [59].

## 1.2 Современное состояние исследований по проблеме формирования химического состава кислых шахтных вод

Влияние добычи полезных ископаемых на водные объекты, в частности при образовании кислых шахтных вод, рассмотрено в работах А.В. Докукина [10], Н.Г. Максимовича [19, 20], Л.С. Рыбниковой [40], П.Л. Янгера с соавторами [125, 126], Б.Г. Лоттермозера [101, 102], Д.К. Нордстрома с соавторами [109], Р.Т. Амоса с соавторами [78]. Фундаментальные исследования процессов формирования КШВ заложили основу для использования метода гидрогеохимического моделирования.

В настоящее время наиболее распространенными и используемыми программными кодами в России, в том числе, для решения задач, связанных с формированием подземных вод в горнопромышленных районах, являются отечественные разработки Селектор, HydroGeo, HCh (GIBBS), а также зарубежные продукты PHREEQC, Visual MINTEQ, GWB (Geochemist's Workbench) и др. Обычно используется два подхода к моделированию: расчет минимизации энергии Гиббса (этот принцип реализован в программных кодах Селектор, HCh) и решение системы уравнений констант равновесия химических реакций с учетом баланса масс (программные коды HydroGeo, PHREEQC, Visual MINTEQ и др.). Эти модели способны прогнозировать эволюцию состава КШВ в пространстве и времени с высокой детализацией, учитывая кинетику окисления различных сульфидов (пирит, пирротин, халькопирит, сфалерит) под влиянием различных физически и химических показателей, а также процессы растворения и осаждения вторичных минералов (гидроксиды Fe/Al, гипс, неосульфаты, основные сульфаты), играющих роль критически важных «кислотных резервуаров». Основные характеристики и возможности гидрогеохимического моделирования представлены в Таблице 1.1.

Таблица 1.1 – Характеристики и возможности систем гидрогеохимического моделирования

| Название | Описание | Возможности | Результаты | Ограничения |
|---|---|---|---|---|
| PHREEQC, [111] | Моделирование химических реакций и процессов переноса (транспорт) вещества в природных или загрязненных водах, в лабораторных экспериментах или в промышленных процессах. | ➢ Позволяет рассчитать индексы насыщения растворов, термодинамическое моделирование обратимых и необратимых реакций с учетом кинетики процессов в широком диапазоне термобарических условий (температур и давлений).<br>➢ Открытый исходный код.<br>➢ Интуитивное задание входной информации. | ➢ Экспорта данных в Excel нет.<br>➢ Встроенная возможность построения графиков на языке Basic. | ➢ Только водные растворы.<br>➢ Необходимо написание скрипта для работы с полученными данными. |
| Visual MINTEQ [77] | Бесплатная модель химического равновесия для расчета состава металлов, равновесия растворимости, сорбции и т. д. Моделирование химического состава растворов, контактирующих с газами, твердыми соединениями и поверхностями частиц. | ➢ Позволяет рассчитать состав неорганических ионов в воде;<br>оценить влияние растворения или осаждения твердых фаз на химический состав воды; моделировать изменение химического состава проб воды во время титрования;<br>оценить связывание ионов с (гидр) оксидными поверхностями и органическими веществами, используя современные модели комплексообразования. | ➢ Импорт и экспорт данных в/из Excel | ➢ Невозможно оценить скорость переноса металлов от источника загрязнения в водоем.<br>➢ Рассчитывает химический состав только в одной точке.<br>➢ Оптимизирован для использования с водой с температурой 0-40$^0$C и давлением около 1 атм. |
| Geochemist's Workbench GWB [108] | Интегрированный пакет геохимического моделирования, используемый для уравновешивания химических реакций, расчета диаграмм устойчивости и состояний равновесия природных вод, отслеживания процессов реакции, | ➢ Автоматическое сбалансирование химических реакций, расчет константы равновесия, расчет индексов насыщений, моделирование сорбции. | ➢ Перенос данных из Excel в GSS (база данных)<br>➢ Построение графиков (Piper, диаграмма растворимости, Eh-pH и т.д.) на основе выходных данных GWB. | Платная версия |

| Название | Описание | Возможности | Результаты | Ограничения |
|---|---|---|---|---|
| | моделирования реактивного переноса, построения графиков результатов этих расчетов и хранения связанных данных | | | |
| Программный комплекс Селектор [68] | Компьютерная технология имитации и моделирования физико-химических процессов в природных и технологических системах | ➢ Расчеты сложных химических равновесий в изобарно-изотермических, изохорических и адиабатических условиях в мультисистемах, где одновременно могут присутствовать водный раствор электролита, газовая смесь, жидкие и твердые углеводороды, минералы в виде твердых растворов и однокомпонентных фаз, расплавы и плазма.<br>➢ Изучение метастабильных, неполных и промежуточных равновесий с включением дополнительных ограничивающих условий.<br>➢ Моделирование физико-химической динамики взаимодействующих между собой резервуаров с обменными и сквозными потоками вещества в виде групп подвижных фаз, в том числе модели проточных и последовательных реакторов. | ➢ Позволяет произвести сборку физико-химических моделей различного типа, включая многорезервуарные мегасистемы, с заданием необходимых сценариев моделирования. | - |
| HCh (GIBBS) [70] | Программный комплекс для термодинамического моделирования | ➢ Рассчитывает равновесное состояния сложных многокомпонентных гетерогенных гидрогеохимических систем и | ➢ Определении равновесного состава геохимической системы. | ➢ Ограничена формализация процесс решения некоторых типов обратных |

| Название | Описание | Возможности | Результаты | Ограничения |
|---|---|---|---|---|
| | | динамических геохимических процессов. | | термодинамических или геохимических задач. |
| AquaChem [80] | Комплексное решение для управления данными о качестве воды | ➢ Обширный набор часто используемых геохимических графиков для представления химических характеристик данных о качестве воды.<br>➢ Статистические и общие графики.<br>➢ Преобразование единиц измерения.<br>➢ Энтальпия воды (жидкости или пара) в зависимости от температуры или растворенного кремнезема.<br>➢ Анализ подобия для вычисления линейной регрессии между одним образцом и всеми другими образцами списка записей.<br>➢ Геотермометрические расчеты могут быть выполнены для оценки исходной температуры на глубине отобранной воды. | ➢ Экспорт таблиц данных в готовые к печати шаблоны Excel.<br>➢ Производит печатные отчеты для каждой записи или для всей базы данных, содержащие общую информацию об образцах, сводки изотопов и список образцов. | ➢ Платная версия.<br>➢ Возникают проблемы с добавлением баз данных. |

В последние десятилетия исследования формирования кислых шахтных вод и разработка методов очистки активно развиваются в разных странах. Работы ведутся как в Европе, США [74, 112], так и в Китае [94, 95], Южной Африке [105] и др. странах. Это связано с ужесточением экологических норм и необходимостью разработки эффективных методов предотвращения загрязнения гидросферы и окружающей среды.

Прогнозирование процессов кислотообразования и анализ данных по КШВ вышли на новый уровень благодаря современным технологиям. Мониторинг дополнился дистанционными методами: применение мульти- и гиперспектральной съемки, тепловой инфракрасной съемки и ГИС-технологии позволяют эффективно выявлять и моделировать зоны окисления, термальные аномалии и оценивать объемы или качество шахтных вод на обширных территориях.

Многие частные задачи геоэкологии и, конкретно, задачи формирования и очистки шахтных вод от загрязняющих веществ, объективно требуют поиска новых технических решений, базирующихся на теоретических и экспериментальных исследованиях. Большой научный вклад в решение этих вопросов внесли такие известные ученые как К. Волкерздорфер [122-124], Н.Г. Максимович [20-22], Б.Г. Лоттермозер [101, 102].

Одним из ключевых направлений работ Б.Г. Лоттермозера является изучение гидрогеохимических аспектов формирования состава шахтных и дренажных вод. В работе «Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts» [102] проанализированы основные реакции окисления сульфидов и нейтрализации кислотности минералами вмещающих пород, кинетика выветривания и формирование вторичных твердых фаз, регулирующих подвижность металлов. Дан детальный обзор поведения Fe, Al, As, Hg в условиях переменных Eh-pH, а также характеристика карбонатной и сульфатной систем.

В монографии Кристиана Волкерздорфера «Управление водными ресурсами на закрытых затопленных подземных рудниках» (Water Management at Abandoned Flooded Underground Mines) [123] представлен комплексный анализ проблем, связанных с затоплением отработанных рудников. В специальной главе,

посвященной гидрогеохимии шахтных вод, детально рассмотрены теоретические основы гидрохимии затопленных выработок: механизмы окисления сульфидных минералов, мобилизация металлов, изменение кислотно-основных и окислительно-восстановительных условий. Проанализированы гидродинамические и гидрохимические факторы, контролирующие долгосрочную миграцию компонентов-загрязнителей в водоносные горизонты и их воздействие на окружающую среду. Эти теоретические положения закладывают геохимическую основу для понимания долгосрочной эволюции кислых шахтных вод.

Одной из ключевых работ, посвященных экологическим и гидрогеологическим проблемам Кизеловского угольного бассейна (Пермский край, Россия), является монография Н.Г. Максимовича и С.В. Пьянкова «Кизеловский угольный бассейн: экологические проблемы и пути решения» [20]. Авторы детально исследовали состав КШВ, проанализировали причины формирования их, геохимический состав воды и воздействие на гидросферу. Особое внимание уделено опыту очистки КШВ с применением местных материалов (отходы углеобогащения, известняки). Тем не менее, до настоящего времени вопрос с изливом кислых шахтных вод и их минимизацией остается открытым.

Следовательно, современное состояние исследований проблем кислых шахтных вод характеризуется активным внедрением дистанционных методов мониторинга и ГИС-технологий для выявления миграции химических загрязнений и пространственного моделирования, а также глубокой теоретической проработкой гидрогеохимических механизмов, определяющих формирование состава вод (кислотное растворение сульфидов, pH и Eh равновесия, образование вторичных минеральных фаз). Понимание ключевой роли микробиоты и вторичных минералов как долговременных источников загрязнения стало общепризнанным.

Региональные исследования, в частности на примере Кизеловского угольного бассейна, свидетельствуют о том, что, несмотря на достигнутый прогресс в понимании гидрогеохимической эволюции кислых шахтных вод, проблема многолетнего излива остаётся нерешённой. Таким образом, изучение самих

процессов формирования КШВ и геоэкологических условий сохраняет острую актуальность и является необходимым фундаментальным и прикладным направлением для предотвращения загрязнения окружающей среды.

## Выводы по разделу

Проблемы формирования кислых шахтных вод и современное состояние исследований позволяет сделать следующие выводы:

1. Образование кислых шахтных вод – это сложный геохимический процесс, обусловленный окислением сульфидных минералов, в первую очередь пирита ($FeS_2$), при их контакте с водой и кислородом.

2. К ключевым факторам, способствующим формированию КШВ, относятся: наличие в породе не менее 1–2% пирита (особенно при его высокой дисперсности); техногенное нарушение геологической среды; растворение вторичных минералов (ярозит, мелантерит и др.).

3. Проведенный литературный поиск и анализ показал, что проблема кислых шахтных вод остается одной из наиболее значимых экологических угроз, связанных с горнодобывающей промышленностью. Их образование и длительное негативное воздействие на гидросферу после закрытия шахт подтверждается многочисленными исследованиями, проведенными как российскими, так и зарубежными учеными. Несмотря на значительный прогресс в изучении КШВ, проблема их полного устранения остается нерешенной, особенно в регионах с исторически накопленным экологическим ущербом.

Дальнейшие исследования должны быть направлены на анализ геоэкологических особенностей конкретных природно-технических систем, учитывающих, в частности, геологические, гидрогеологические, географические и климатические условия.

# 2 ПРИРОДНЫЕ И ТЕХНОГЕННЫЕ УСЛОВИЯ ТЕРРИТОРИИ ИССЛЕДОВАНИЙ

## 2.1 Физико-географический очерк

В административном отношении Ломовская, Карпушихинская и Левихинская группа медноколчеданных месторождений расположены на территории Кировградского городского округа Свердловской области, в 16 км (Ломовский рудник), в 20 км (Карпушихинский рудник) и в 30 км (Левихинский рудник) северо-западнее г. Кировград, на восточной окраине поселков Ломовка, Карпушиха и Левиха, соответственно. Город Екатеринбург находится на юго-западе в 130-150 км от месторождений (рис. 2.1).




Рисунок 2.1 – Схема расположения базовых объектов исследования

Район долгое время являлся горнопромышленным. Главным видом полезных ископаемых были медноколчеданные руды, добыча которых открытым и

подземным способами велась. В настоящее время рудники ликвидированы, прекращен водоотлив на Ломовском руднике в 1995 г., на Карпушихинском в 1954 г., на Левихинском в 2003 г.

*Рельеф.* Район расположения рудников характеризуется низкогорным рельефом Среднего Урала в пределах Уральской складчатой системы (Уральского подвижного пояса). Медноколчеданные рудники связаны с интрузивными массивами и вулканогенными толщами палеозойского возраста, что является характерным для рудных районов Урала (рис. 2.2).

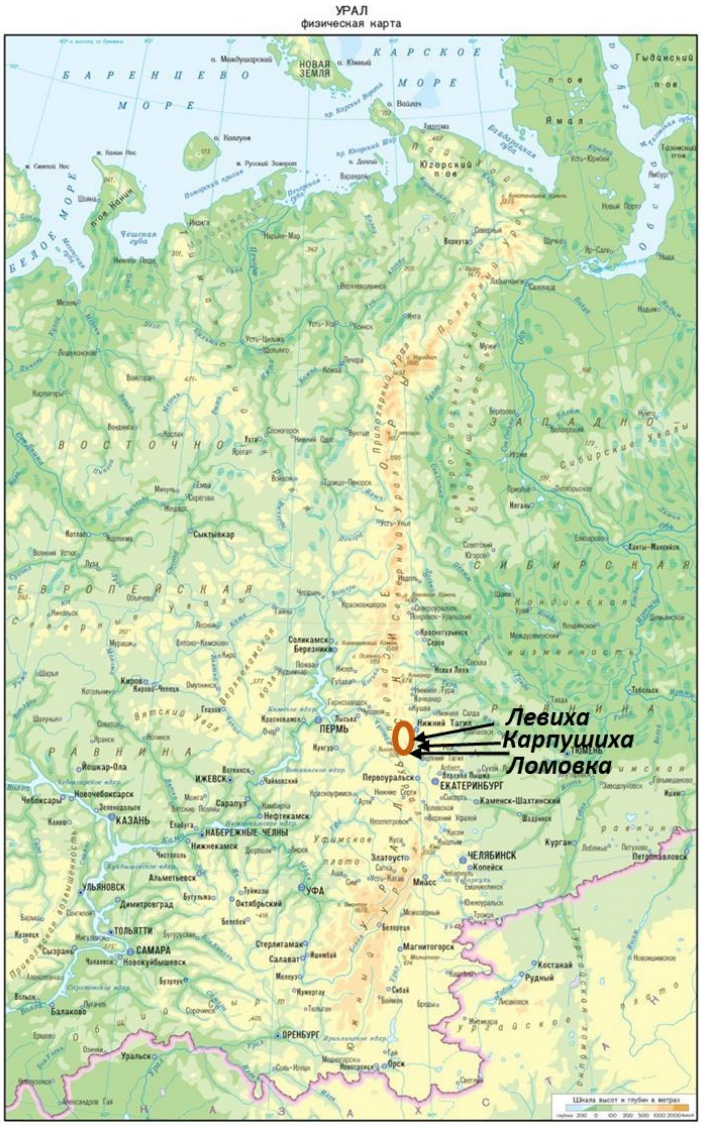



Рисунок 2.2 – Физическая карта Урала

В орографическом отношении район относится к области низких гор на Восточном склоне Среднего Урала с преимущественно массивными плоскими

формами рельефа и неглубоким расчленением. Гребни невысоких гор (холмов) и их цепи вытянуты в субмеридиональном направлении и разделены широкими, обычно заболоченными долинами. На западе от р. Тагил располагается гряда невысоких холмов и увалов с абсолютными отметками поверхности 550-700 м. К востоку гряда сменяется депрессией, приуроченной к долине р. Тагил и ее притокам. Еще восточнее наблюдается зона горно-холмистого рельефа, отвечающего Тагило-Невьянскому интрузивному комплексу с абсолютными отметками до 550 м. Для обеих гряд характерным является большая крутизна склонов, обрамляющих долину р. Тагил.

*Гидрография.* Главной водной артерией является р. Тагил, протекающая в субмеридиональном направлении, она берет начало на восточном склоне Среднего Урала, южнее г. Верхний Тагил, в хребте Красные горы [28]. Течение реки преимущественно северо-восточное, она является правым притоком р. Туры (Тобол-Иртыш, бассейн Северного Ледовитого океана). Длина реки Тагил составляет 414 км, площадь водосбора – 10,1 тыс. км². Расход 40 м$^3$/с, средний модуль поверхностного стока 4 л/с/км$^2$ (рис. 2.3).




Рисунок 2.3 – Гидрографическая сеть и расположение базовых объектов исследования

Река имеет небольшие уклоны и течет сравнительно медленно. На перекатах и в узких участках долин течение усиливается, а после продолжительных ливней

оно принимает характер бурных потоков (рис. 2.4). Колебания уровня воды в реке за год составляют порядка 3,3 м. Средний расход воды 40 м³/с.



Рисунок 2.4 – Река Тагил во время паводка

Гидрографическая сеть в районе представлена многочисленными притоками р. Тагил: это реки Крестьянка, Шайтанка, Левиха, Кузька, Аблей. По характеру водного режима реки относятся к восточно-европейскому типу, для которого характерны сравнительно низкая устойчивая зимняя межень, весеннее половодье, летне-осенняя межень, перемежающаяся с дождевыми паводками с хорошо выраженным половодьем, устойчивой летней меженью, низким зимним стоком. Питание рек, смешанное с преобладанием снегового, которое в среднем составляет 40-70% от годового стока. Остальная часть стока формируется за счет дождевых осадков и подземных вод.

Вблизи Ломовского рудника протекает река Крестьянка малая водная артерия Свердловской области, правый приток реки Тагил. Длина реки до устья – 12,5 км, площадь водосбора - около 35,2 км$^2$, высота водосбора – 255 м. Бассейн реки сильно залесен – до 90%, с преобладанием хвойно-лиственных массивов,

пойма частично заболочена, дно песчано- илистое, с включениями гравия. Ширина русла 1,2 м, глубина на плесовых участках 0,8-1,2 м, на перекатах 10-20 см.

Вблизи Карпушихинского рудника протекает Река Шайтанка - малая река в восточной части Свердловской области, правый приток реки Пышмы (бассейн реки Туры → Тобола → Оби). Относится к типичным малым рекам Среднего Урала с выраженным сезонным режимом стока. Длина реки до устья – 15 км, площадь водосбора - около 48 км$^2$, высота водосбора – 280 м. Бассейн реки сильно заселен – до 85%, с преобладанием сосны и березы, пойма частично заболочена, дно песчано-галечное, местами илистое (рис. 2.5). Ширина русла 2-4 м, глубина на плесовых участках 0,3-1,2 м.



Рисунок 2.5 – Река Шайтанка

Река Аблей - малая река в восточной части Свердловской области (бассейн реки Туры → Тобола → Оби). Протекает в муниципальном образовании «город Нижний Тагил» и Кировградском муниципальном округе. Исток реки находится в болоте под горой Аблей хребта Весёлые горы, близ посёлка Левиха. Устье реки находится в 360 км по левому берегу реки Тагил (рис. 2.6). Длина реки Аблей составляет 11 км. Река пересекает дорогу Кировград — Левиха и протекает по

Красному болоту. На северном берегу реки расположен выработанный Аблейский медный рудник, где до революции велась добыча медной руды. Бассейн реки сильно залесен – до 95%. Пойма заболочена. Дно песчано-гравелистое. Ширина русла 1,5м. Глубина на плесовых участках 1м, на перекатах –10-15см.



Рисунок 2.6 – Река Аблей во время паводка

Река Левиха, в пределах бассейна которой расположены шахты и карьеры Левихинского рудника, является левобережным притоком р. Тагил. Длина реки до устья – 18 км, площадь водосбора - около 9 км$^2$, высота водосбора – 237 м. Бассейн реки залесен на 70%, с преобладанием хвойных растений, пойма частично заболочена, дно песчано-галечное, местами илисто-песчаное (рис. 2.7). Ширина русла 2-6 м. Часть русла р. Левихи в процессе отработки месторождения была отведена южнее отвала Южный.



Рисунок 2.7 – Верховья р. Левихи

Река Кузька относится к типичным малым рекам восточного склона Среднего Урала с выраженным сезонным режимом стока. Длина реки до устья 10 км, площадь водосбора - около 29,5 км$^2$, средняя высота водосбора – 230 м. Бассейн реки на 90% покрыт хвойным лесом, 10% занято лугами. Пойма болотистая (рис. 2.8). Ширина русла 1-2 м, глубина – 10 см на перекатах, глубина на плесовых участках 70-80 см. Русло реки слабоизвилистое, дно песчано-галечное, песчано-илистое. Скорость течения в межень 0,04-0,1м/с. Берега кочковатые, заросшие кустарником. Вода в жаркую летнюю межень холодная, что косвенно указывает на родниковое питание. Однако притоки в глубокую летнюю межень пересыхают.



Рисунок 2.8 – Река Кузька

*Климат. Р*айон расположен в зоне достаточного увлажнения, имеет черты резко континентального климата, который характеризуется теплым коротким летом и холодной продолжительной зимой. По данным многолетних наблюдений Уральского управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (УГМС) на метеостанции г. Нижний Тагил среднегодовая многолетняя температура воздуха составляет 1,7$^0$С. Наиболее холодный месяц – январь со среднемесячной температурой –14,5$^0$С, наиболее теплый – июль со средней температурой +18,1$^0$С [63].

Среднемноголетняя годовая сумма осадков составляет 601 мм, причем 75% осадков (350 мм) выпадает в теплое время года. Устойчивый снежный покров появляется в ноябре месяце и сходит во второй декаде апреля. Число дней со снегом 163. Высота снежного покрова к концу зимы по многолетним данным составляет 35 см, запасы воды в снеге – 77 мм. Промерзание почвы в среднем составляет 1,0-2,0 м, максимальная глубина сезонного промерзания не превышает 1,5 м.

Относительная влажность воздуха в среднем за год составляет 75%, увеличиваясь зимой и уменьшаясь летом. Преобладающее направление ветров западное, юго-западное [63].

## 2.2. Геологическое строение

Кировградский рудный район относится к Западно-Тагильской структурно-металлогенической подзоне. Согласно схеме тектонического районирования район расположен в пределах Восточно-Тагильской зоны Тагильской мегазоны и относится к Западно-Тагильской структурно-металлогенической подзоне [32].

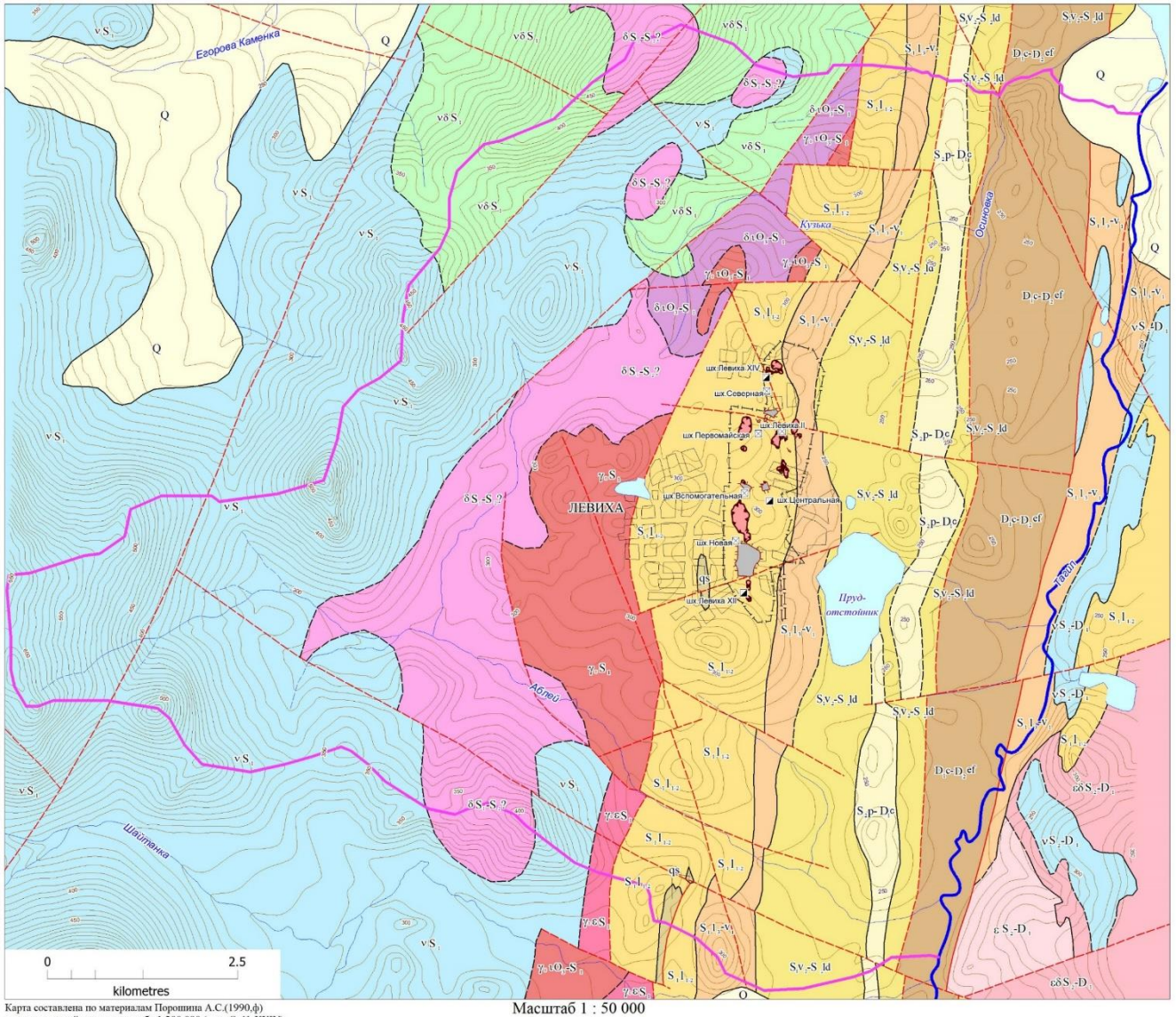
В стратиграфическом разрезе района выделяются формации (снизу-вверх): терригенно-базальтовая, диабаз-спилит-кварц-альбитофировая, андезит-базальтовая, базальт-трахитовая.

Терригенно-базальтовая позднеордовикско-раннесилурийская формация, развитая в западном экзоконтакте Верхисетского массива, представлена слюдисто-кварцитовыми, филлитовыми и углисто-кварцитовыми сланцами с прослоями базальтовых порфиритов и диабазов. Диабаз-спилит-кварцальбитофировая формация нижнего силура известна под наименованием Красноуральской, Кировградской или рудоносной свит. Она представлена комплексом вулканогенных пород: базальтами, андезитами, спилитами, диабазами. Андезит-базальтовая формация венлок-лудловского возраста (силурийская система) соответствует порфиритовой свите, отличающейся однообразным характером разреза, представленного лавовыми, реже пирокластическими фациями. Базальт-трахитовая формация объединяет туфогенные, вулканогенные и вулканогенно-осадочные отложения верхнего силура – среднего девона. Вулканогенно-осадочные отложения представлены ритмично-слоистыми пачками туфоалевролитов, туфопесчаников, туфоконгломератов. Вулканогенные породы представлены потоками плагиоклазовых базальтовых порфиритов, лавами и туфами порфиритов (рис. 2.9).

Интрузивные образования в районе представлены разнообразными формациями пород. Габбро, габбро-диабазы, габбро-диориты, диориты, относящиеся к дунит-пироксенитгаббровой формации, слагают ордовикско-силурийский Тагильский массив.

В тектоническом плане наиболее удовлетворительно структура района объясняется представлением о моноклинальных блоках, разделенных как меридиональными, так и субширотными нарушениями. Блоки осложнены приразломной складчатостью и зонами слияния и рассланцевания. В западной части района располагается Тагильский интрузивный массив (рис. 2.10). Предполагается, что этот массив фиксирует сбросовое нарушение с крутым восточным падением, по которому западное крыло Тагильского погружения опущено. В то же время это и крупный раздвиг с многократными унаследованными выводами производными базальтоидной магмы вдоль глубинного разлома.

К Тагильскому массиву с востока примыкает Левихинская моноклинальная структурная зона, сложенная вулканитами липарит-базальтовой формации, вмещающей многие колчеданные месторождения района. Восточнее Левихинской зоны находится Верхнетагильский прогиб, заполненный андезитобазальтами, слоистыми вулканогенно-осадочными отложениями, трахибазальтами. В верхней части разреза появляются известняки. В западной части прогиба породы падают на восток под углом 60-70$^0$. Восточный контакт, по-видимому, тектонический и прослеживается по южному продолжению Туринского разлома.




Карта составлена по материалам Порошина А.С.(1990,ф)
и геологической карты масштаба 1:200 000 (лист О-41-XXIV)
под редакцией Шалагинова В.В.(1986,ф)

Рисунок 2.9 – Схематическая геологическая карта района работ [32]

Условные обозначения к рисунку 2.9

### Четвертичная система

**Q** — Элювиальные, делювиальные, элювиально-делювиальные, аллювиальные, озерные, болотные, пролювиально-делювиальные отложения

### Девонская система

**$D_1c$-$D_2ef$** — Коблецкий ярус нижнего отдела - эйфельский ярус среднего отдела.Туфы базальтовых, андезито-базальтовых порфиритов; туфопесчаники, туфогравелиты, туфоконгломераты спрослоями туфоалевролитов, кремнистых и углисто-кремнистых сланцев, известняков

### Силурийская и девонская системы

**$S_2p$- $D_1c$** — Пржидольский ярус верхнего отдела силурийской системы - жединский ярус нижнего отдела девонской системы. Порфиры трахитовые, порфириты трахибазальтовые, трахиандезитобазальтовые, туфы трахитовые, андезито-трахитовые с прослоями туфоалевролитов,туфопесчаников, туфоконгломератов, реже известняков

### Силурийская система

**$S_1v_2$-$S_2ld$** — Средний подъярус венлокского яруса нижнего отдела - лудловский ярус верхнего отдела. Порфириты, лавы и туфы андезито-базальтового состава; туфоконгломераты, туфопесчаники, туфоалевролиты с примесью обломков кислых пород и прослоями известняков

**$S_1l_3$-$v_1$** — Верхний подъярус лландоверийского яруса - нижний подъярус венлокского яруса нижнего отдела. Порфириты и афириты андезито-базальтовые; туфы смешанного состава, туффиты, туфопесчаники, туфоалевролиты; вулканомиктовые песчаники, гравелиты,конгломераты с прослоями углистых и углисто-кремнистых сланцев

**$S_1l_{1-2}$** — Нижний и средний подъярусы лландоверийского яруса нижнего отдела. Дацитовые порфиры, андезито-дацитовые порфириты, кислые лавы, лавобрекчии, туфы, туфопесчаники, туфоалевролиты; андезито-базальтовые, базальтовые микропорфириты и афириты,спилиты, диабазы, их лавы, лавобрекчии, туфы

### Плутонические образования

| $S_2$-$D_1$ | | |
|---|---|---|
| $\varepsilon$ | $\varepsilon\delta$ | $\nu$ |

Позднесилурийско-раннедевонские. Сиениты ($\varepsilon$); диориты, сиенито-диориты, редко - граносиениты ($\varepsilon\delta$); габбро, габбро-диабазы ($\nu$)

| $S_1$ | | | | $S_1$-$S_2$? |
|---|---|---|---|---|
| $\gamma_0\varepsilon$ | $\gamma_0$ | $\nu\delta$ | $\nu$ | $\delta$ |

Раннесилурийские. Плагиограниты ($\gamma_0\varepsilon$), плагиограниты ($\gamma_0$), габбо-диориты ($\nu\delta$), габбро-нориты ($\nu$), диориты ($\delta$)

| $O_3$-$S_1$ | |
|---|---|
| $\delta\iota$ | $\gamma_0\iota$ |

Позднеордовикско-раннесилурийские. Метадиориты ($\delta\iota$), метаплагиограниты ($\gamma_0\iota$)

| O-$S_1$ |
|---|
| $\varphi\nu$ |

Ордовикско-раннесилурийские магмо-метаморфические ассоциации. Габброидный комплекс ($\varphi\nu$)

### Метасоматические породы

**qs** — Сланцы кварц-серицитовые, хлорит-кварц-серицитовые

### Геологические границы

а) ——— б) – – – – Границы между разновозрастными геологическими образованиями: а) достоверные; б) предполагаемые

а) ——— б) – – – – Разрывные нарушения: а) достоверные; б) предполагаемые



Карьеры и существующие на поверхности обрушения



Отвалы



Граница горного отвода



Шахты закрытые



Шахты действующие



Граница поверхностного водосбора

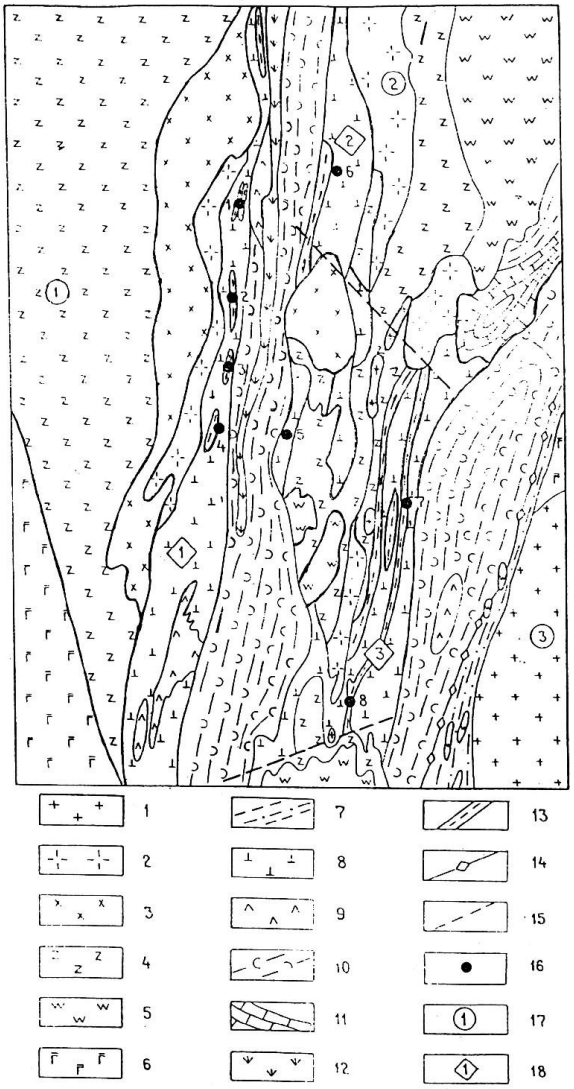


Рисунок 2.10 – Схема геолого-тектонического строения Кировградского рудного района [33]. 1 – граниты; 2 – плагиограниты; 3 – диориты; 4 – габбро; 5 – серпентиниты; 6–9 – вулканогенные и метаморфические формации: 6 – спилит- диабазовая; 7 – зеленосланцевая (параметаморфические сланцы); 8 – липарит-базальтовая; 9 – андезит-базальтовая; 10 – вулканомиктовые отложения; 11 – известняки; 12 – трахибазальты (ортофледы); 13 – зоны рассланцевания; 14–15 – разрывные нарушения: 14 – субмеридиональные; 15 – субширотные; 16 – колчеданные месторождения: 1 – Левихинское, 2 – Шайтанское, 3 – Карпушинское, 4 – Ломовско-Тепловское, 5 – Ежовское, 6 – Хабунинское, 7 – Калатинское, 8 – Белореченское; 17 – интрузивные массивы: 1 – Тагильский, 2 – Тагильско-Невьянский, 3 – Верхнейвинский; 18 – рудоносные зоны: 1 – Левихинская, 2 – Хабунинская, 3 – Кировградская

Следующая к востоку структура – Хабунинская или Центральная рудоносная зона – представляет моноклинальную блок-пластину с почти вертикальным падением, сложенную породами липарит-базальтовой формации. К востоку от Хабунинской зоны выделена Ежовско-Кировградская горст-антиклинальная структура, представленная в основном Ежовским интрузивным массивом габбро-диоритов-плагиогранитов.

К востоку от интрузива прослеживается Кировградская рудоносная зона, также сложенная породами дифференцированной липарит-базальтовой формации, моноклинально падающими на восток. Еще далее на восток располагается Шуралинская грабен-синклинальная структура, заполненная туфами, вулканогенно-осадочными отложениями и известняками. Эти отложения трансгрессивно налегают на вулканогенные отложения рудоносной формации. На востоке района прослеживается Невьянская горстовая приразломная зона, в которой на поверхности в крутопадающих тектонических пластинах появляются более древние

Важным структурным элементом являются зоны смятия и рассланцевания, проявляющиеся на фоне массивных или слабо рассланцованных пород. Зоны рассланцевания фиксируют тектонические нарушения преимущественно субмеридионального простирания

В породах рудоносной липарит-базальтовой формации зоны интенсивного рассланцевания являются рудоконтролирующими структурами. Все колчеданные месторождения и рудопроявления района расположены в пределах этих зон. В районе выделяются рудоносные зоны регионального рассланцевания: западная – Левихинская, центральная – Ежовская, восточная – Калатинская. В Левихинской рудоносной полосе с севера на юг расположены рудопроявления Кушново, Накипень, Юрьевское, месторождения Левихинское, Шайтанское, Карпушинское и Ломовское. Месторождения и рудопроявления пространственно приурочены к зонам рассланцевания. Последние разобщены интервалами нерассланцованных массивных пород, но располагаются кулисообразно в пределах одной полосы. В южном направлении эти кулисы смещаются к западу. Протяженность зон рассланцевания, представляющих отдельные колчеданные рудные поля, составляет 4-6 км, ширина 250-750 м. Рудные поля приурочены к более крупным зонам интенсивного рассланцевания. Рудные зоны и рудные тела в них залегают согласно со сланцеватостью пород и падают на восток под углом 50-80$^0$. Наиболее крупное Левихинское рудное поле протяженностью около 6 км приурочено к

западному крылу Тагильской синклинали и сложено вулканитами и метасоматитами кировградской свиты, которые с запада ограничиваются плагиогранитами Тагильского интрузивного массива, а с востока перекрываются более молодыми отложениями шуралинской свиты.

Для медноколчеданного рудного поля характерна приуроченность рудных тел к грубообломочным жерловым фациям, имеющим локальное распространение и близкую к изометричной форму. Рудовмещающие зоны рассланцевания развиваются в различных по составу породах. Размещение рудных тел наравномерно прерывистое. Морфлогия, размеры и склонение рудных тел определяются сочетанием следующих факторов: элементами залегания горизонтов рудовмещающих туфов, ориентировкой зон смятия и рассланцевания, наклоном секущих дорудных даек.

Геохимический тип месторождений – медно-цинковый. Минералогический состав руд: пирит, халькопирит, сфалерит, борнит, блеклые руды, пирротин, магнетит, галенит, халькозин, ковеллин, самородное золото [3, 56].

По содержанию попутных компонентов руды являются комплексными, содержащими селен, теллур, индий, золото, серебро, галлий, кадмий, германий, мышьяк и другие элементы.

В современной классификации месторождения относятся к вулканогенным (колчеданно-полиметаллическим) месторождениям вулканических дуг или, более узко, к уральскому типу колчеданных месторождений [61].

## 2.3 Гидрогеологические условия

Кировградская группа медноколчеданных месторождений расположена в пределах орографически выраженного Уральского горноскладчатого сооружения, которое переживает длительный континентальный период при господстве эрозионных процессов. В пределах Свердловской области Уральская сложная гидрогеологическая складчатая область (СГСО) простирается в субмеридиональном направлении, занимая площадь 64,6 тыс. км$^2$ (33% от площади

области) [46]. В пределах Кировградского рудного района выделяются два типа подземных вод – воды рыхлых отложений и воды, приуроченные к зонам трещиноватости в породах нижнего и среднего палеозоя. Оба типа вод имеют между собой тесную гидравлическую связь и образуют единый водоносный горизонт [39].

Воды рыхлых отложений приурочены к аллювиальным отложениям долин рек, которые представлены суглинками, маломощными линзами песка и глинами, и к элювиальным отложениям коры выветривания, сложенным глинами и суглинками. Мощность рыхлых отложений не превышает 5 м. Они характеризуются слабой обводненностью и существенного влияния на водоприток в горные выработки не оказывали.

Основная часть подземных вод сосредоточена в зоне трещиноватости коренных пород палеозоя. В вертикальном разрезе выделяются две зоны различной обводненности пород. Наиболее обводненной является верхняя трещиноватая часть пород, включающая кору выветривания и распространяющаяся в различных участках до глубины 50-80 м. Вторая зона менее трещиноватая, и обводненность ее носит локальный характер, так как в большинстве случаев приурочена к зонам тектонических нарушений и литологических контактов.

Трещиноватость водовмещающих пород весьма незначительна и неравномерна. Если рассматривать Левихинскую группу месторождений, то в ней отчетливо отмечаются две системы трещин [32, 39]:

- трещины с простиранием около 350º и углом падения 70-85º на восток. Эта система трещин характеризуется доминирующим положением, залегает параллельно простиранию комплекса пород, отличается значительными размерами и протяженностью и является основным путем циркуляции подземных вод;

- трещины с простиранием 90º и углом падения до 50º на юг развиты вкрест простирания пород и отмечаются небольшой протяженностью и шириной.

Воды зоны трещиноватости и формируют водопритоки в горные выработки. Наибольшее влияние на обводнение рудных тел оказывают трещиноватые зоны,

развитые по контактам пострудных даек порфиритов, секущих рудные тела, с вмещающими породами. Большая часть горных выработок Левихинского рудника обводняется за счет трещинно-жильных вод, развитых до глубины 120-200 м, реже 400 м. Наиболее сосредоточенные выходы их отмечаются в местах пересечения широтных и меридиональных разломов.

Питание подземных вод происходит, в основном, за счет инфильтрации атмосферных осадков. Атмосферные осадки проникают в горные выработки в местах выхода коренных пород на поверхность, по зонам обрушения, а также через многочисленные заброшенные разведочные скважины, пробуренные в пределах рудного поля. Наиболее активно инфильтрация атмосферных осадков происходит в пределах зон сдвижения, где в результате вертикальных подвижек отмечается нарушение сплошности пород [32].

Движение подземных вод происходит в водоносном горизонте зоны региональной трещиноватости от водораздела к региональной дрене – р. Тагил, часть потока поступает в горизонт техногенной трещиноватости в пределах зон обрушения и сдвижения и разгружается в провал, формируя техногенный водоем. Коэффициенты фильтрации верхней части горизонта техногенной трещиноватости составляют 5–10 м/сут и на 2–3 порядка больше, чем коэффициенты фильтрации водоносного горизонта региональной трещиноватости. Инфильтрационное питание в пределах зон обрушения формируется в результате практически полного поглощения осадков на этой площади (модуль питания 10 л/с*км$^2$ при величине регионального модуля 0,5–2,0 л/с*км$^2$). Расход шахтных вод в техногенном водоеме зоны разгрузки на 60% обеспечивается инфильтрационным питанием, поступающим в пределах нарушенной зоны (рис. 2.11). Некондиционные подземные воды на участках ликвидированных рудников являются источником скрытого (латентного) загрязнения поверхностной гидросферы: массовый расход, поступающий с подземными водами в поверхностные водотоки, может достигать по основным загрязняющим компонентам (меди и цинку) 1–30 тонн в год [46].

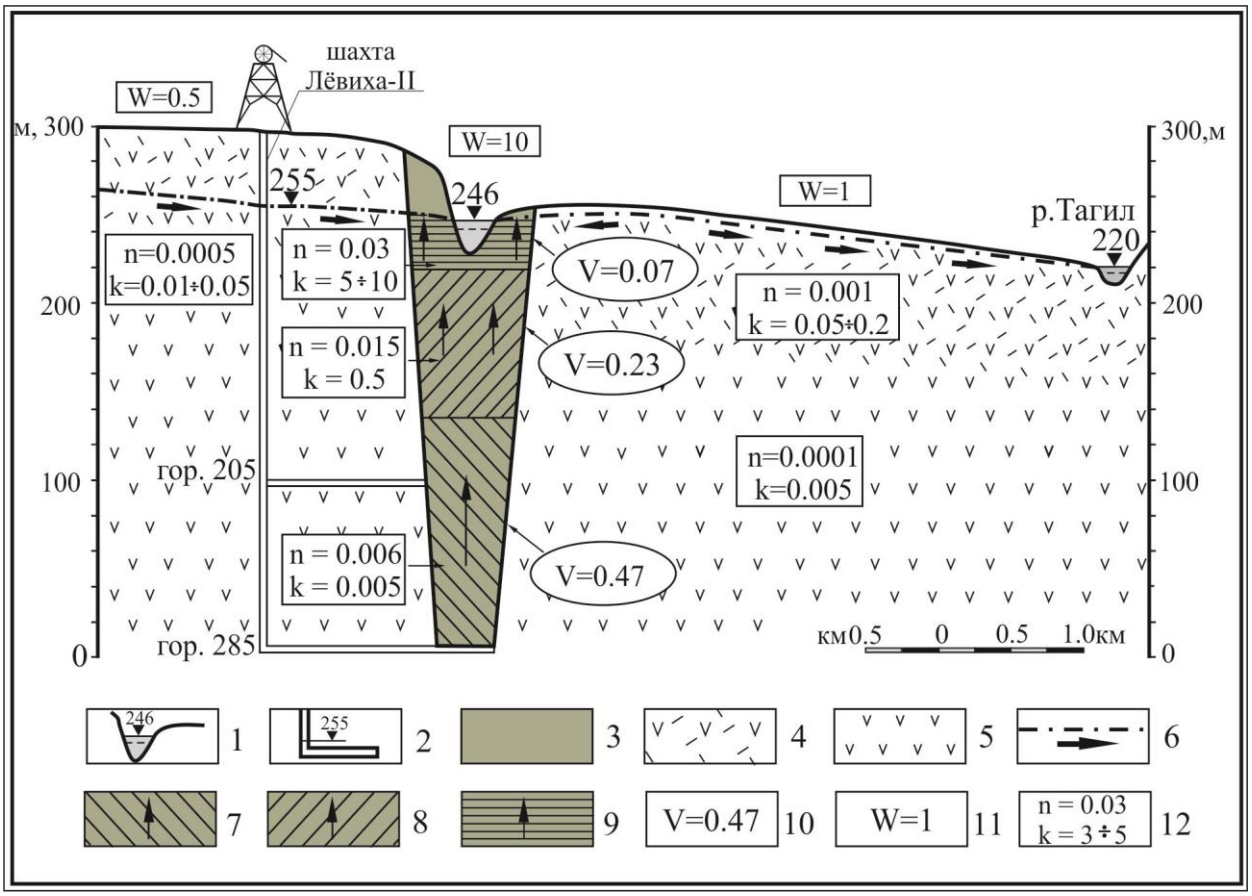



Рисунок 2.11 – Концептуальная гидрогеологическая модель района Левихинского рудника: 1 - провал (зона сосредоточенной разгрузки, техногенный водоем) и абсолютная отметка уровня воды в нем; 2 – шахтный ствол и абсолютная отметка уровня воды в нем; 3 – зона сдвижения и обрушения (зона развития техногенной трещиноватости); 4, 5 – вулканогенно-осадочные породы (4 – зона развития региональной трещиноватости); 6 – уровень подземных вод и направление движения подземных вод после затопления; 7, 8, 9 – затопление зоны сдвижения и обрушения от горизонта 285 м (7 – в течение первого года, 8 – второго года; 9 – третьего года); 10 – скорость подъема воды, м/сут; 11 – инфильтрационное питание (л/с*км$^2$); 12 – параметры пласта (*n* – емкость, *k* - коэффициент фильтрации, м/сут)

## 2.4 Базовые объекты исследования и их история освоения

*История эксплуатации рудников на Среднем Урале.* Ломовское медноколчеданное месторождение расположено в 6 км к западу от г. Кировград на склоне хребта Весёлые Горы. Добыча руды проводилась с 1950-х годов. В 1994 г. Ломовский рудник был закрыт на консервацию, при этом был оставлен значительный охранный целик. С течением времени над старыми выработками образовалась зона обрушения глубиной от 2 до 5 м.

Построенная на руднике в 1959 г. станция нейтрализации в настоящее время разрушена. Шахтные воды из скважины и зоны обрушения самотеком поступают в

канаву, в которой проводится их нейтрализация (известковым молоком), после чего они сливаются в пруд-осветлитель и далее – в реку Крестьянка, левый приток р. Тагил.

Карпушихинское медноколчеданное месторождение расположено на северо-запад от г. Кировград, на расстоянии 20 км, у подножия горы Карпушихи. Рудник отрабатывался с 1927 по 1954 г. После отработки над старыми выработками двух шахт образовались зоны обрушения глубиной от 5 до 10 м, которые заполняются шахтными водами. После нейтрализации они самотеком по канавам поступают в пруд-осветлитель, затем сбрасываются в р. Ильинка и далее по руслу р. Шайтанки попадают в р. Тагил.

Самый крупный источник загрязнения р. Тагил - Левихинская группа медноколчеданных месторождений. Рудник отрабатывался с 1927 по 2003 гг. открытым и подземным способом с подэтажным обрушением до глубины 618 м. Было добыто более 10 млн т. медной руды.

Геохимический тип Левихинских месторождений – медно-цинковый. Минералогический состав руд: пирит, халькопирит, сфалерит, борнит, блеклые руды, пирротин, магнетит, галенит, халькозин, ковеллин, самородное золото. Особенность Левихинских месторождений – большое количество рудных тел (около 800, отработано около 100) и обилие вкрапленных руд, которые окружают тела массивного колчедана.

По содержанию попутных компонентов руды являются комплексными, содержащими селен, теллур, индий, золото, серебро, галлий, кадмий, германий, мышьяк и другие элементы [34]. Основные типы рудовмещающих пород – диабазы (5 %), альбитофиры (10 %), порфириты (10 %), кварц-серицитовые и кварц-хлоритовые сланцы (75 %). Породообразующие минералы представлены плагиоклазом, альбитом, хлоритом, серицитом, кварцем.

Левихинское рудное поле имеет протяженность 6 км, приурочено к западному крылу Тагильской синклинали и сложено вулканитами и метасоматитами кировградской свиты. С запада они ограничиваются

плагиогранитами Тагильского интрузивного массива, а с востока перекрываются более молодыми отложениями шуралинской свиты (рис. 2.12). Видимая мощность рудоносной формации достигает около 2 км.

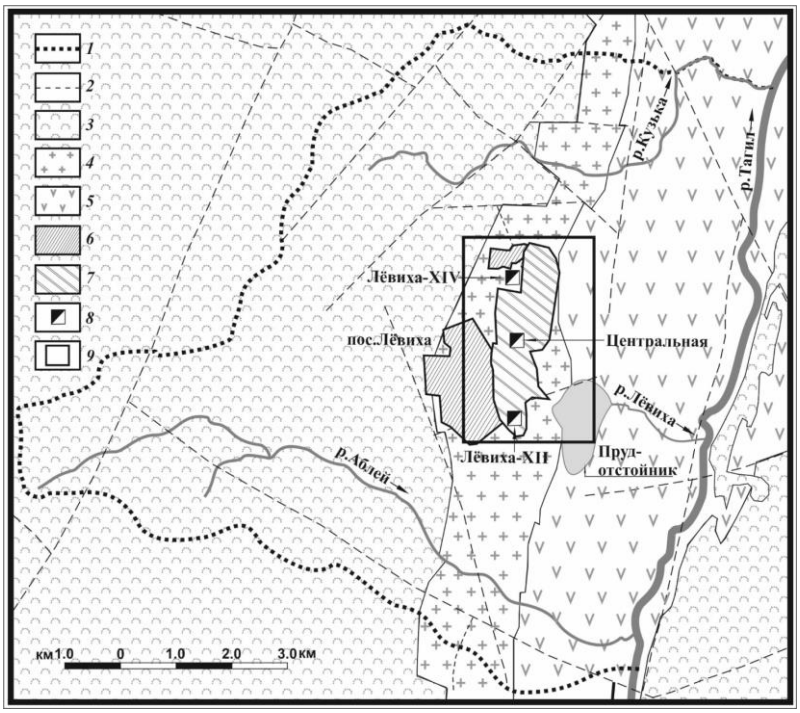



Рисунок 2.12 – Схематическая гидрогеологическая карта Левихинского района: 1 – граница водосборной площади; 2 – разломы; 3 – плутонические образования; 4 – вулканогенные образования; 5 – вулканогенно-осадочные породы; 6 – селитебная зона; 7 – горный отвод; 8 – шахты; 9 – контур врезки (рис. 2.13). Авторы Рыбникова Л.С., Рыбников П.А.

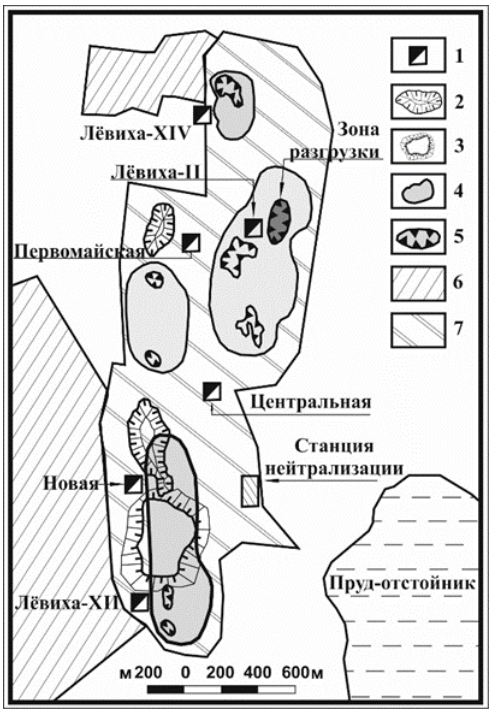



Рисунок 2.13 – Схема расположения техногенных объектов, определяющих экологическую и гидродинамическую обстановку в районе Левихинского рудника: 1 – шахта и ее наименование; 2 – карьер; 3 – отвал; 4 – зона обрушения и сдвижения; 5 – провал; 6 – селитебная зона; 7 – горный отвод

При эксплуатации месторождения гидродинамическую обстановку определяли техногенные объекты: карьеры, шахтный водоотлив, провалы, зоны обрушения и сдвижения, отвалы пустых пород и некондиционных руд, пруд-осветлитель (рис. 2.13). Шахтный водоотлив формировался преимущественно за счет инфильтрации атмосферных осадков, проникавших в горные выработки в местах выхода коренных пород на поверхность, по зонам обрушения и через многочисленные заброшенные разведочные скважины, пробуренные в пределах

рудного поля. Наиболее активно инфильтрация атмосферных осадков происходила в пределах зон сдвижения и обрушения, где в результате вертикальных подвижек отмечается нарушение сплошности пород. Профильтровавшиеся осадки по трещинам и приконтактовым зонам поступали в горные выработки в виде рассредоточенного капежа и реже струйчатых выходов.

Химический состав подземных вод территории изменялся неравномерно. Воды верхней трещиноватой зоны выветривания (по данным исследований 1960-х г.) имели гидрокарбонатный кальциево-магниевый состав с минерализацией до 0,3 г/л [6]. На глубоких горизонтах в зоне затрудненного водообмена были развиты высокоминерализованные сульфатные воды с очень кислой реакцией (pH = 2.5) и повышенным содержанием меди, цинка, железа, алюминия и других микрокомпонентов. Содержание компонентов увеличивалось в зависимости от продолжительности эксплуатации горных выработок и от глубины отработки. Наиболее высокая минерализация шахтных вод в 60-е годы наблюдалась по шахте Левиха XII, где она достигала 32-36 г/л (табл. 2.1).

Таблица 2.1 – Химический состав шахтных вод Левихинского медноколчеданного месторождения при эксплуатации [6]

| Наименование шахт и горизонтов | Сухой остаток, г/л | Химические компоненты, мг/л | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $Na^{+}+K^{+}$ | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Fe_{общ}$ | $Cu^{2+}$ | $Zn^{2+}$ | $Al^{3+}$ | $SO_4^{2-}$ | $Cl^{-}$ |
| Левиха VII, горизонт 85 м | 1.2 | - | 84 | 38 | 86 | 125 | - | - | 816 | 55 |
| Левиха XII, горизонт 145 м | 7.1 | - | 415 | 353 | 546 | 133 | - | 294 | 5293 | 34 |
| Левиха XII, горизонт 205 м | 24.8 | - | 384 | 856 | 3516 | 214 | - | 1805 | 13785 | 202 |
| Левиха XII, горизонт 205 м | 36 | 1045 | 938 | 735 | 4688 | 2548 | 1177 | - | 23411 | 232 |

Примечание. – нет данных.

До создания пруда-осветлителя в 1959 г. неочищенные шахтные воды сбрасывались на рельеф в болото Пороховое (к северо-востоку от шахтного поля) - эта территория до сих пор не вернулась в исходное состояние.

В настоящее время, после прекращения активного водоотлива и затопления рудника, гидрохимическую и геоэкологическую обстановку определяют

затопленные шахтные стволы, карьеры, зона сосредоточенной разгрузки шахтных вод (техногенный водоем в провале), отвалы, подотвальные воды и пруд-осветлитель.

На территории Левихинского рудника образовано 11 отвалов общей площадью 30 га, объемом 1,7 млн м$^3$. Самый большой из них находится в южной части (отвал «Южный») возле шахты «Лёвиха XII», он имеет площадь 22,6 га и объем 1,45 млн м$^3$.

Состав подотвальных вод сульфатный, хлор-ион обнаружен в количестве 9- 20 мг/л, гидрокарбонат-ион 6,1 мг/л. Среди катионов на первом месте трехвалентное железо и алюминий. Воды кислые, водородный показатель равен 2,1-2,4. Минерализация 13032-52060 мг/л.

В карьерных пространствах и зонах обрушения сформировано 14 водоемов площадью 10 га (4 га карьеры и 6 га провалы и зоны обрушения). Суммарный полный объем карьеров «Левиха IX» и «Левиха X» по контуру верхнего борта составляет 3 753 тыс. м$^3$, из них затопленная часть около 15%.

Состав подземных вод в карьере «Левиха IX» сульфатный, хлор обнаружен в количестве 11-35 мг/л, гидрокарбонат-ион 6,1 мг/л. Среди катионов на первом месте кальций и алюминий. Воды кислые, водородный показатель равен 2,6-2,9. Минерализация 537-2057 мг/л [52].

Основным участком выхода подземных вод на поверхность с апреля 2007 г. является провал (зона обрушения) в районе шахты Левиха II, где в результате сосредоточенной разгрузки подземных вод сформировался техногенный водоем глубиной порядка 20 м, объемом порядка 45000 м$^3$. Шахтные воды из провала перекачиваются на станцию нейтрализации, после обработки известковым молоком эти воды поступают в пруд-осветлитель и далее самотеком по старому руслу р. Левихи попадают в р. Тагил (долина р. Тагил находится в 4 км к востоку от рудника). Инструментальный учет расхода откачиваемой из провала воды не ведется, примерный объем оценивается по производительности насосного оборудования. Расход откачки варьирует от 15 л/с в межень до 30 л/с в паводок (в

среднегодовом разрезе около 20 л/с, что в 2 раза меньше величины шахтного водоотлива при отработке) (рис. 2.14).

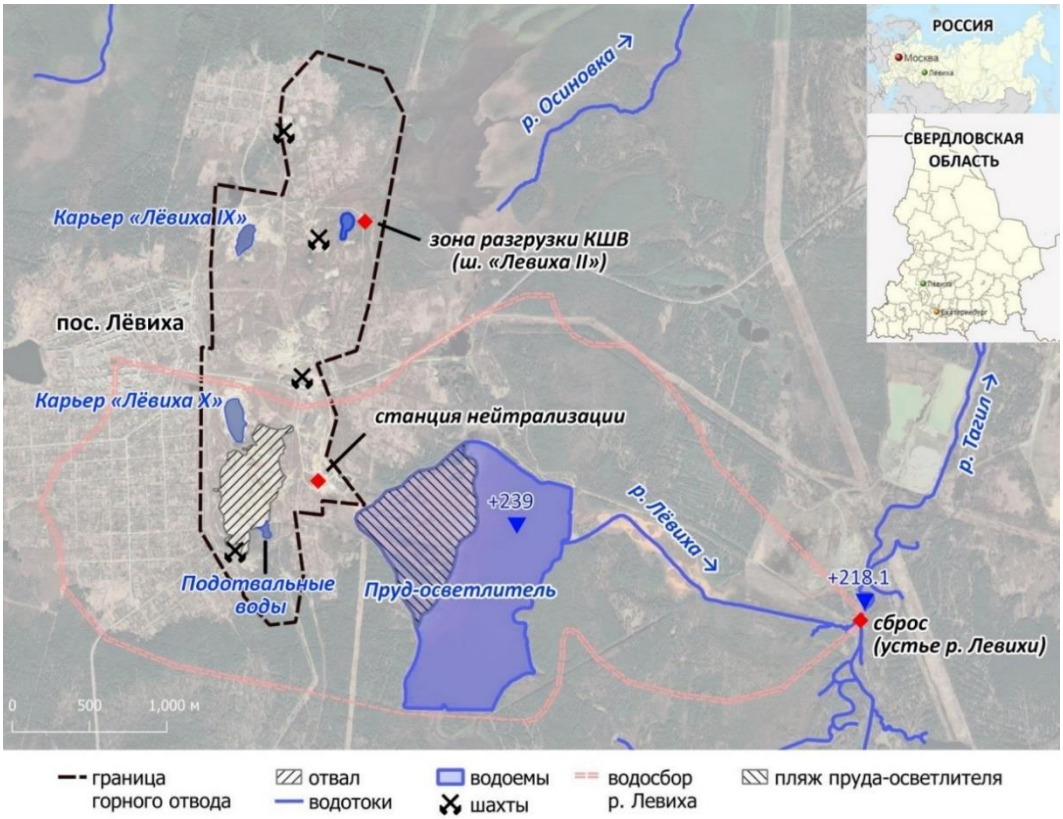



Рисунок 2.14 – Обзорная карта-схема расположения объектов на Левихинском руднике

Несмотря на неудовлетворительное качество вод в карьерах «Левиха IX», «Левиха X» и подотвальных водах, эти техногенные объекты были исключены и не рассматриваются в диссертационной работе. Данное решение обусловлено их гидродинамической обособленностью от главного вектора фильтрационного переноса. В то время как провал шахты «Левиха II» является зоной сосредоточенной активной разгрузки КШВ, откуда они принудительно откачиваются со среднегодовым расходом 20 л/с на очистку и последующий сброс, карьеры и подотвальные воды функционируют как относительно локальные емкости. Кроме того, минерализация карьерных вод (537–2057 мг/л) на один-два порядка ниже минерализации шахтных и подотвальных вод. Таким образом, в масштабах Левихинского рудника основными объектами определяющими геоэкологическую обстановку выступают зона сосредоточенной разгрузки шахтных вод (техногенный водоем в провале) и пруд-осветлитель.

# 3 ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ НАГРУЗКА НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ В РАЙОНАХ ЛИКВИДИРОВАННЫХ МЕДНОКОЛЧЕДАННЫХ РУДНИКОВ

## 3.1 Гидрологическая характеристика малых рек бассейна р. Тагил: природные источники

Бассейн реки Тагил, являющийся важнейшей составляющей гидрографической сети Восточного склона Среднего Урала, характеризуется высокой плотностью и разнообразием малых водотоков. Малые реки наиболее уязвимы к воздействию хозяйственной деятельности, выступая индикаторами и аккумуляторами антропогенных изменений. Изучение их современного состояния является необходимым условием для разработки научно обоснованных мер по охране и рациональному использованию водных ресурсов всего бассейна.

Река Тагил берёт начало на горе Перевал в западных отрогах хребта Красные Горы, в 7 км к западу от г. Новоуральска. Течёт преимущественно на северо-восток, впадает в Туру в 643 км от её устья. Тагил в верховье – горная порожистая река шириной 15–35 м. До г. Нижнего Тагила имеет уклоны 1–5‰. В половодье (до середины июня) у реки большая скорость течения (0,9–2 м/с). В верховье долина реки ящикообразная, шириной 0,5–1,5 км, со скальными крутоярами и уступами высотой 70–80 м, фрагментарной поймой; долина ориентирована с юга на север. В среднем течении реки пологоизвилистое русло расширяется до 40–70 м; глубины возрастают до 1,5–2,5 м, но остаются многочисленные мелководные каменистые перекаты. До места впадения притока Мугай долина имеет вид лесистого каньона; ниже она расширяется до 6–7 км, склоны становятся пологими террасированными. Пойма (лугово-лесная, песчаная) имеет ширину 100–700 м, высоту 3–4 м, затопляется редко. В низовье река – типичная равнинная, свободно меандрирующая, местами сильно извилистая, шириной 50–70 м (иногда до 150 м). Донные отложения илисто-песчаные. Глубина на плёсах до 5 м, на перекатах 0,4–1 м. Уклоны уменьшаются до 0,1‰, скорости течения – до 0,6–1 м/с в половодье и до 0,2–0,4 м/с в межень. Верхняя часть бассейна – таёжное низкогорье. Средняя и

нижняя части (от устья р. Утки) лежат в пределах Зауральского плато и Туринской равнины, покрытой сосновыми и хвойно-мелколиственными лесами. Лесистость бассейна 70%, заболоченность 15%. Климат бассейна умеренный континентальный с продолжительной холодной зимой и тёплым влажным летом. Годовая сумма осадков 450–550 мм, толщина снежного покрова 35–50 см. Питание смешанное, с преобладанием снегового. Западносибирский тип водного режима с относительно коротким половодьем в конце апреля – начале июня (продолжительность 25–60 суток) и длительной маловодной меженью, прерываемой короткими летне-осенними паводками. Диапазон сезонных колебаний уровня воды 2,5–3,3 м, в многоводные годы в низовье – до 5,5 м. Замерзает река в начале ноября, вскрывается во второй половине апреля. Средняя продолжительность ледостава 160 суток, весеннего ледохода 5–11 суток; толщина льда достигает 50 см, в суровые зимы – 80 см.

Долина Тагила – старый горнопромышленный район Урала; здесь разрабатываются месторождения железной руды, никеля, хрома, марганца, меди, асбеста, бокситов, талька, россыпного золота, платины. В верховье реки есть многочисленные карьеры, рудники, отвалы, горнодобывающие предприятия. На реке сооружены Верхнетагильское, Леневское и Нижнетагильское водохранилища, которые являются источниками питьевого водоснабжения г. Екатеринбурга (с населением более 1,5 млн человек) и г. Нижнего Тагила (с населением 330 тыс. человек).

Для анализа условно-фонового химического состава р. Тагил выбран участок реки в районе деревни Тепловая. Основным критерием для выбора данного створа послужило его расположение выше по течению от крупных промышленных центров (прежде всего, г. Нижний Тагил). Пункт наблюдения находится на значительном удалении от закрытых и затопленных медноколчеданных рудников, расположенных ниже по течению: расстояние по прямой до устья р. Левихи (Левихинский рудник) составляет примерно 25-30 км вниз по течению, до Карпушихинского рудника – более 40-50 км. Такое формальное расположение

выше крупных антропогенных источников позволяет считать его точкой, характеризующей состояние реки до сброса загрязняющих веществ.

Химический анализ показал, что воды р. Тагил в условно-фоновом створе относятся к хлоридно-сульфатно-гидрокарбонатным. Среди катионов на первом месте кальций, затем магний (табл. 3.1, рис. 3.1). Воды нейтральные (pH=7,3-8,1), с минерализацией 0,2 г/л. Тем не менее, в воде зафиксировано устойчивое превышение предельно допустимых концентраций рыбохозяйственного значения ПДКрх [31] для меди и марганца в 7 раз и железа в 10 раз. Ионный состав характеризуется аномально высоким содержанием сульфат-иона ($SO_4^{2-}$ 25%-экв) и значительной долей хлорид-иона ($Cl^-$ 14-21%-экв), что нехарактерно для истинно фоновых рек в регионах без существенного антропогенного влияния (табл. 3.1, 3.2., рис. 3.2). Такой состав воды в условно фоновом створе объясняется несколькими факторами: во-первых, весь район находится в пределах Уральского рудного пояса, и естественное окислительное растворение сульфидов в коренных породах вносит вклад в региональный фон; во-вторых, бассейн верхнего течения р. Тагил выше створа д. Тепловая исторически подвергается интенсивному воздействию от Верхнетагильской ГРЭС [43, 45, 47, 50, 54].

Таблица 3.1 – Состав воды в опробованных реках

| Дата опробования | Объект | Формула Курлова |
|---|---|---|
| 13.10.2020 | р. Тагил, д. Тепловая (т.21) | $M0{,}22\ \frac{HCO_3\ 53\ SO_4\ 25\ Cl\ 21}{Ca\ 67\ Mg\ 22}\ pH\ 8{,}06$ |
| 14.04.2021 | | $M0{,}2\ \frac{HCO_3\ 61\ SO_4\ 25\ Cl\ 14}{Ca\ 71\ Mg\ 18}\ pH\ 7{,}27$ |
| 14.04.2021 | р. Шайтанка (т. 26) | $M0{,}04\ \frac{HCO_3\ 50\ Cl\ 26\ SO_4\ 24}{Ca\ 45\ Mg\ 43}\ pH\ 6{,}5$ |
| 14.04.2021 | р. Аблей (т. 27) | $M0{,}05\ \frac{HCO_3\ 46\ \ SO_4\ 28\ Cl\ 26}{Ca\ 55\ Mg\ 28}\ pH\ 6{,}53$ |
| 13.10.2020 | Верховья р. Левихи (т.22) | $M0{,}3\ \frac{HCO_3\ 36\ SO_4\ 35\ Cl\ 29}{Ca\ 47\ Mg\ 25\ \ Na\ 23}\ pH\ 7{,}89$ |
| 14.04.2021 | | $M0{,}2\ \frac{SO_4\ 50\ Cl\ 26\ HCO_3 24}{Ca\ 43\ Mg\ 35\ \ Na\ 13}\ pH\ 6{,}53$ |
| 22.06.2021 | | $M0{,}3\ \frac{SO_4\ 37\ HCO_3 35\ Cl\ 28}{Ca\ 57\ Mg\ 22\ \ Na\ 17}\ pH\ 7{,}2$ |
| 13.10.2020 | р. Кузька (т. 23) | $M0{,}12\ \frac{HCO_3\ 75\ \ \ Cl\ 14\ SO_4\ 11}{Ca\ 48\ Mg\ 26\ \ Na\ 21}\ pH\ 8{,}05$ |
| 14.04.2021 | | $M0{,}08\ \frac{HCO_3\ 47\ \ SO_4\ 30\ Cl\ 23}{Ca\ 59\ Mg\ 20\ \ Na\ 11}\ pH\ 6{,}69$ |
| 24.09.2021 | | $M0{,}2\ \frac{HCO_3\ 72\ \ SO_4\ 20}{Ca\ 53\ Mg\ 32\ \ Na\ 10}\ pH\ 6{,}6$ |

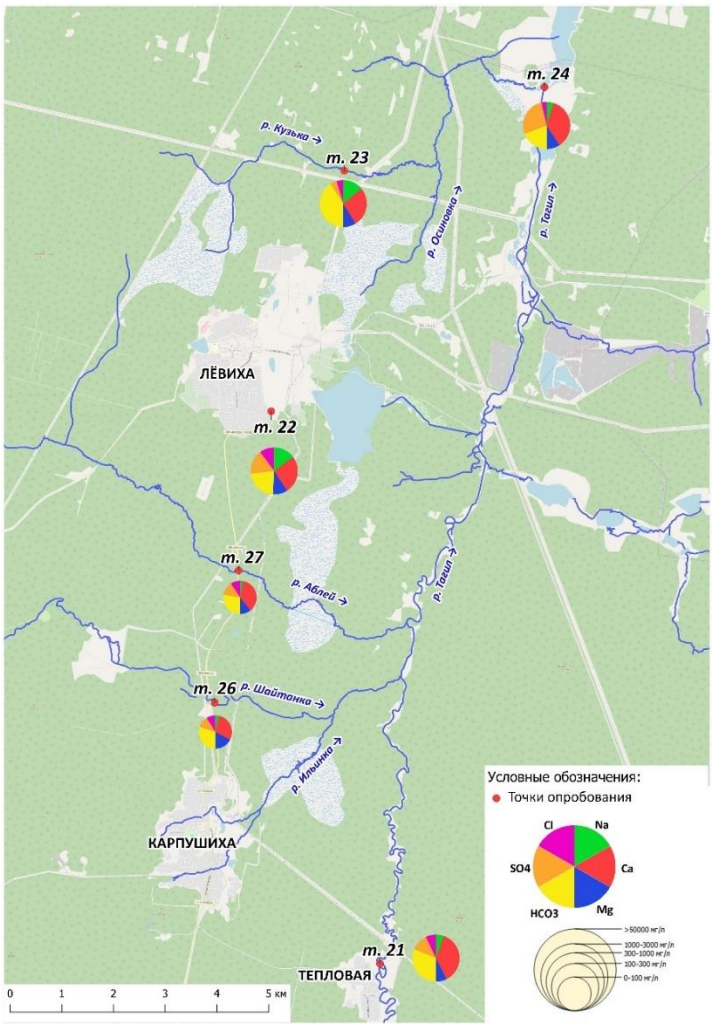



Рисунок 3.1 – Схема размещения точек опробования по речкам и состав воды в них: т. 21 – р. Тагил, деревня Тепловая, т. 26 – р. Шайтанка, т. 27 – р. Аблей, т. 22 – Верховья р. Левихи, т. 23 – р. Кузька

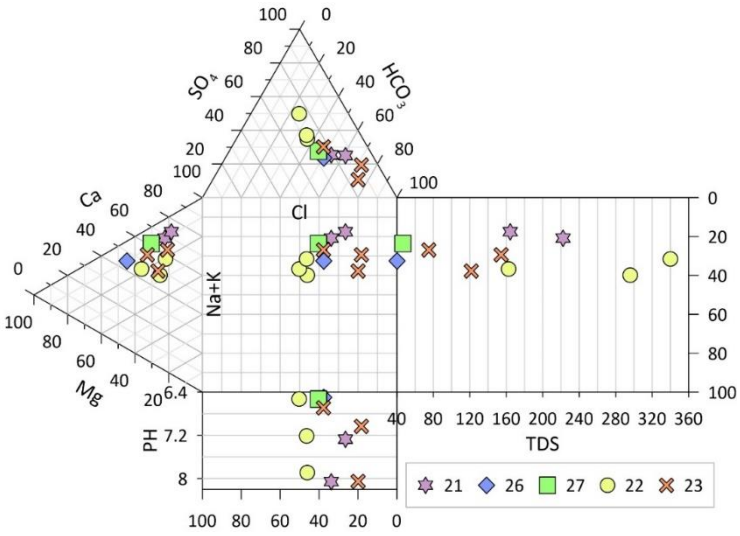



Рисунок 3.2 – Диаграмма С.А. Дурова (%-экв/л): 21 – р. Тагил, деревня Тепловая, 26 – р. Шайтанка, 27 – р. Аблей, 22 – Верховья р. Левихи, 23 – р. Кузька

Таблица 3.2 – Концентрации загрязняющих веществ в поверхностных водных объектах

| Компонент | Класс опасности | Значения, мг/л | Превышения ПДК |
|---|---|---|---|
| р. Тагил, д. Тепловая (т.21) | | | |
| $Fe_{общ}$ | 4 | 0,98 | 10 |
| $Cu^{2+}$ | 3 | 0,007 | 7 |
| $Mn^{2+}$ | 4 | 0,067 | 7 |
| р. Шайтанка (т. 26) | | | |
| $Fe_{общ}$ | 4 | 0,32 | 3 |
| Р. Аблей (т. 27) | | | |
| $Fe_{общ}$ | 4 | 0,58 | 6 |
| Верховья р. Левихи (т. 22) | | | |
| $Cu^{2+}$ | 3 | 0,017 | 17 |
| $Fe_{общ}$ | 4 | 1,07 | 11 |
| р. Кузька (т. 23) | | | |
| $Mn^{2+}$ | 4 | 0,174 | 17 |
| $Fe_{общ}$ | 4 | 1,08 | 11 |
| $Cu^{2+}$ | 3 | 0,007 | 7 |
| $Al^{3+}$ | 4 | 0,106 | 3 |

Ниже по течению в р. Тагил впадает р. Шайтанка. Состав воды в верховьях р. Шайтанка сульфатно-хлоридно-гидрокарбонатный. Среди катионов преобладают кальций и магний. Водородный показатель равен 6,5, что соответствует нейтральным водам (табл. 3.1, рис. 3.2). Зафиксированы превышения ПДКрх для железа (в 3 раза) (табл. 3.2).

Состав воды в верховьях р. Аблей хлоридно-сульфатно-гидрокарбонатный. Среди катионов на первом месте кальций и магний. Водородный показатель равен 6,5, что соответствует нейтральным водам (табл. 3.1, рис. 3.2). Зафиксированы превышения ПДКрх для железа (в 6 раз) (табл. 3.2).

Состав воды в верховьях р. Левихи в осенний период (как и в р. Аблей), хлоридно-сульфатно-гидрокарбонатный. В весенний период состав воды гидрокарбонатно-хлоридно-сульфатный. В летний период состав воды хлоридно-гидрокарбонатно-сульфатный. Среди катионов на первом месте: кальций, магний (табл. 3.1, рис. 3.1, 3.2). Зафиксированы превышения ПДКрх для меди (в 17 раз) и железа (в 11 раз) (табл. 3.2).

Состав воды р. Кузьки в осенний период сульфатно-хлоридно-гидрокарбонатный; в весенний хлоридно-сульфатно-гидрокарбонатный. Среди

катионов на первом месте кальций, магний и натрий (табл. 3.1, рис. 3.1, 3.2). В отличие от верховьев р. Левихи в р. Кузьке максимальные превышения ПДКрх для марганца (в 17 раз), минимальные для алюминия (в 3 раза).

Таким образом, в фоновых створах (природных) отмечаются превышения ПДКрх, наибольшие из которых характерны для р. Кузьки (марганец 17 ПДК, железо 11 ПДК, медь 7 ПДК и алюминий 3 ПДК) и верховьев р. Левихи и р. Тагил, д. Тепловая (медь 7-17 ПДК, железо 10-11 ПДК) (табл. 3.2).

Гидрографическая сеть района исследований, ключевым элементом которой является река Тагил, дренирует территорию с длительной историей освоения медноколчеданных месторождений. Данные гидрохимического мониторинга выявили, что в условно-фоновых створах, расположенных в верховьях рек и на основном русле р. Тагил, д. Тепловая, фиксируются устойчивые превышения ПДКрх по железу (до 11 раз) и меди (до 17 раз).

## 3.2 Загрязнение реки Тагил: техногенные источники

Качество и количество данных, полученных в ходе исследования, во многом определяются исходной информационной базой, используемой в процессе работы.

В основу диссертационной работы положены результаты многолетнего гидрогеохимического мониторинга на Ломовском, Карпушихинском и Левихинском медноколчеданных рудниках. По перечисленным выше рудникам имеется большой массив режимной информации, уникальный по продолжительности наблюдений, полноте опробования и достоверности их результатов: около 1000 анализов на сокращенный перечень компонентов. Кроме того, на Левихинком руднике имеется около 100 анализов на полный перечень компонентов за 20-летний период.

Начиная с 2007 г. наблюдение проводится организацией, производящей нейтрализацию шахтных вод. Регулярно (1 раз в неделю) определяются наиболее характерные для кислых шахтных вод показатели загрязнения: pH, $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Mn^{2+}$, $SO_4^{2-}$, $Cl^-$, сухой остаток, взвешенные вещества, нефтепродукты.

Детальные гидрохимические работы выполнялись раз в 3-5 лет, в том числе в 2020–2022 гг. проведено посезонное опробование (табл. 2.1).

Таблица 2.1 – Характеристика химико-аналитических исследований на объектах

| Точка отбора (пн) | Дата, периодичность отбора (рудник) | Компоненты | Лаборатория | Метод |
|---|---|---|---|---|
| Зона разгрузки КШВ | 2007 – н. в., 1-2 раза в месяц (Ломовский, Карпушихинский, Левихинский) | pH, $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Mn^{2+}$, As, $Cl^-$, $SO_4^{2-}$, взвешенные вещества, общая минерализация (сухой остаток) и нефтепродукты | Государственное казенное учреждение Свердловской области «УралМонацит» | • потенциометрический метод ПНД Ф 14.1:2:3:4. 121-97 (pH)<br>• фотометрический метод с сульфосалициловой кислотой ПНД Ф 14:1:2:4.50-96 (Fe)<br>• гравиметрический метод ФР 1.31.2005.01523 (TDS)<br>• гравиметрический метод РД 52.24.483-2005 (SO4)<br>• эмиссионный пламеннофотометрический метод ПНД Ф 14:1:2:4.138-98 ($Na^+$, $K^+$)<br>• метод атомно-абсорбционной спектрометрии ПНД Ф 14:1:2:4.137-98 ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$)<br>• фотометрический метод ПНД Ф 14:1:2:215-06 (SiO2)<br>• фотометрический метод с дитизоном ПНД Ф 14.1:2.60-96 ($Zn^{2+}$)<br>• метод атомно-абсорбционной спектрометрии ПНД Ф 14.1:2:4.139-98 (Co, Ni, $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, Cr, $Mn^{2+}$, Fe, Cd и Pb) |
| Пруд-осветлитель | | | | |
| Устье р. Левихи | | | | |
| Зона разгрузки КШВ | 2008-2022 1 раз в 3-5 лет (Левихинский)<br>2020-2022 посезонное (Левихинский) | pH, $Na^+$, $K^+$, $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Al^{3+}$, $Fe^{3+}$, $Fe^{2+}$ $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, $Mn^{2+}$, Si, Be, Cd, Co, As, Ni, Pb, Se, $Cl^-$, $SO_4^{2-}$, $HCO_3^-$, минерализация | Институт промэкологии УрО РАН, г. Екатеринбург; Институт проблем технологии микроэлектроники и особочистых материалов РАН, г. Черноголовка | |
| Станция нейтрализации | | | | |
| Пруд-осветлитель | | | | |
| Устье р. Левихи | | | | |

Дополнительно было проведено опробование воды по течению р. Тагил, начиная с фонового створа, в качестве которого был выбран участок, находящийся выше г. Верхний Тагил, недалеко от истока реки и был учтен створ ниже г. Верхний Тагил. Далее опробование проводилось на каждом участке реки, где вблизи расположены закрытые отработанные рудники (Ломовский, Карпушихинский и

Левихинский), пробы отбирались как минимум в двух створах, один из которых располагался выше (условный фоновый створ), другой – ниже сбросов очищенных сточных вод ликвидируемых шахт (контрольные створы). Расположение створов показано на рисунке 2.12.

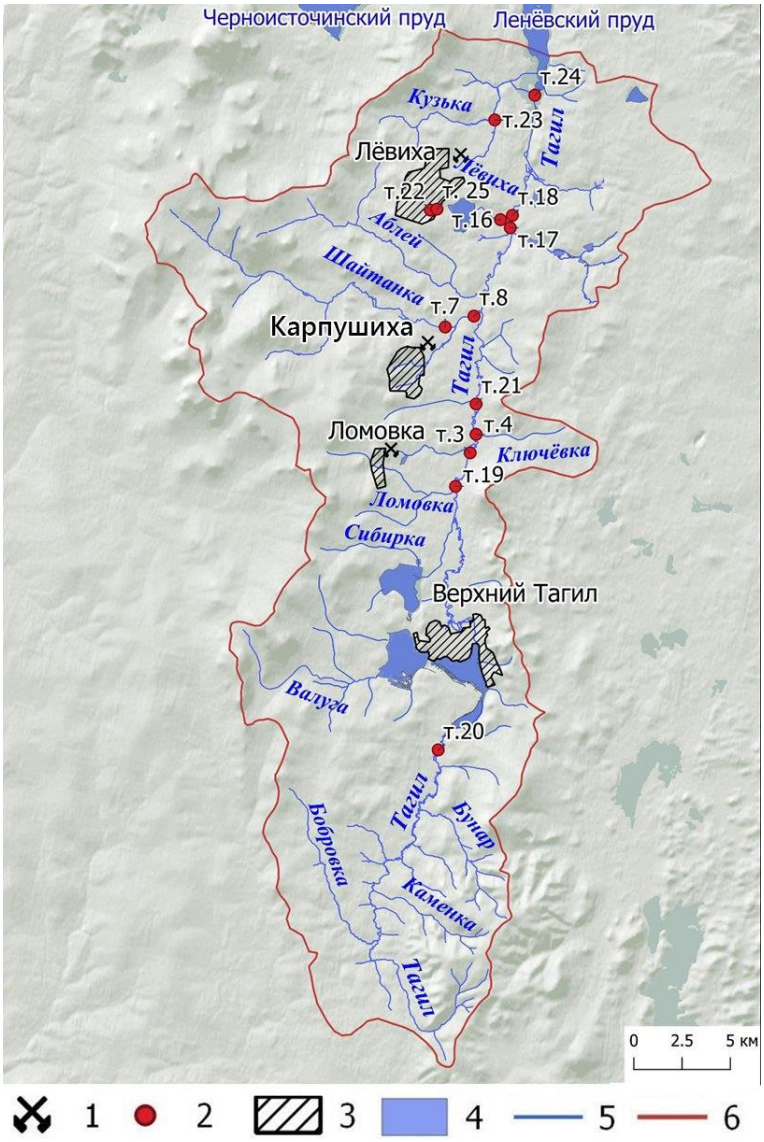



Рисунок 2.12 – Схема расположения горно-геологических объектов и точки гидрохимического мониторинга в бассейне р. Тагил. 1 – отработанные рудники, 2 – объекты мониторинга гидросферы, 3 – населенные пункты, 4 – водоемы, 5 – реки, 6 – граница водосбора

Пробы отбирались согласно ГОСТ 31861-2012, вода фильтровалась непосредственно в полевых условиях с помощью современных фильтров. Пробы нейтрального состава для анализа катионов подкислялись до pH<2 сверхчистой

азотной кислотой ($HNO_3$). Все пробы доставлялись автотранспортом в контейнере с хладагентами при температуре 4°С в бутылках емкостью 1,5 л. Анализы проводились в сертифицированной лаборатории в химико-аналитическом центре Института промышленной экологии УрО РАН (г. Екатеринбург) с использованием подготовленных калибровочных растворов и методов пламенно-эмиссионной спектрометрии (определение $Na^+$, $K^+$), пламенно атомно-абсорбционной спектрометрии ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$), атомно-адсорбционной спектрометрии ($Fe_{общ}$), масс-спектрометрией с ионизацией в индуктивно связанной плазме ($Al^{3+}$, Be, Cd, Co, $Mn^{2+}$, $Cu^{2+}$, As, Ni Pb, Se, $Zn^{2+}$), метода определения азотсодержащих веществ ($NO_2^-$), потенциометрического метода с ионоселективным электродом ($NO_3^-$), гравиметрического ($SO_4^{2-}$) и аргентометрического метода ($Cl^-$), фотометрического метода в виде желтой кремнемолибденовой гетерополикислоты (Si), метода определения щелочности и массовой концентрации карбонатов и гидрокарбонатов (табл. 2.1).

На месте определяли t ($^0$C), Eh (мВ), pH (ед.), TDS (общее количество растворенных в воде частиц, ppt) с помощью портативных измерительных приборов (pH-метр/ОВП-метр/термометр карманный водонепроницаемый HI 98121, HI 98312 DIST 6, преобразователь ионометрический Иономер И-510).

При анализе химического состава воды бассейна реки Тагил были выявлены следующие закономерности. В верховьях реки концентрации компонентов заметно превышены по ПДКрх для алюминия (в 7 раз), железа (в 5 раз), меди (в 4 раза) и марганца (в 3 раза) (табл. 3.3) [43, 45]. Аналогичная картина наблюдается во многих реках Свердловской области. Например, в воде р. Туры зафиксированы превышения ПДКрх по фоновым концентрациям для марганца (в 3 раза), железа (в 6 раз) [24]. В р. Чусовой также отмечаются превышения по фоновым концентрациям для меди (в 20 раз), марганца (в 13 раз), алюминия (в 7 раз), железа (в 6 раз) [26]. Это связано с климатом местности и географическим положением (широта, высота над уровнем моря, равнинные пространства и горные массивы,

растительный и снежный покров), состав горных пород, их выщелачивание, подземные воды, температурный режим и рельеф.

Таблица 3.3 – Содержание компонентов в водных объектах бассейна р. Тагил, (мг/л)

| №№ пунктов | Место отбора пробы (рис. 2.12) | Компоненты | | | | | | | Zc |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | pH | $Cu^{2+}$ | $Zn^{2+}$ | $Fe_{общ}$ | $Mn^{2+}$ | $Al^{3+}$ | $SO_4^{2-}$ | |
| | | ПДКрх [31] | | | | | | | |
| | | 6,5-8,5 | 0,001 | 0,01 | 0,1 | 0,01 | 0,04 | 100 | |
| 20 | р. Тагил, верховье | 7,3 | 0,004 | 0,01 | 0,5 | 0,03 | 0,29 | 18 | 16 |
| 19 | р. Тагил, ниже г. Верхний Тагил | 7,5 | 0,009 | 0,01 | 0,4 | 0,1 | 0,15 | 38 | 19 |
| 3 | р. Тагил, выше сброса с Ломовского рудника | 7,6 | 0,02 | 0,08 | 0,7 | 0,12 | - | 43 | 41 |
| 4 | р. Тагил, ниже сброса с Ломовского рудника | 7,7 | 0,02 | 0,03 | 0,7 | 0,01 | - | 38 | 36 |
| 21 | р. Тагил, деревня Тепловая | 8,1 | 0,007 | 0,01 | 0,4 | 0,07 | 0,04 | 40 | 15 |
| 7 | р. Шайтанка, выше сброса с Карпушихинского рудника | 7,3 | 0,01 | 0,02 | 0,4 | 0,04 | - | 2,8 | 17 |
| 8 | р. Шайтанка, ниже сброса с Карпушихинского рудника | 7,1 | 0,02 | 0,02 | 0,4 | 0,04 | - | 5,4 | 20 |
| 22 | Верховья р. Левихи | 7,9 | 0,01 | 0,01 | 0,5 | 0,06 | 0,02 | 70 | 19 |
| 17 | р. Тагил, выше сброса с Левихинского рудника | 7,8 | 0,01 | 0,01 | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 31 | 22 |
| 16 | р. Левиха, устье | 7,1 | 5,7 | 85,1 | 58,1 | 35 | - | 2596 | 10172 |
| 18 | р. Тагил, ниже сброса с Левихинского рудника | 7,1 | 0,12 | 1,64 | 2,0 | 0,6 | 0,04 | 46 | 364 |
| 23 | р. Кузька | 8,1 | 0,01 | 0,001 | 0,3 | 0,00 | 0,02 | 17 | 7 |
| 24 | р. Тагил, Леневское водохранилище | 7,8 | 0,03 | 0,39 | 0,3 | 0,74 | 0,67 | 82 | 159 |

Вследствие естественного поступления загрязняющих веществ, повышенные концентрации ряда компонентов фиксируется в верховьях р. Тагил. В створе р. Тагил, ниже г. Верхний Тагил содержания элементов превышают ПДКрх для марганца (в 10 раз), для меди (в 9 раз) и для алюминия и железа (в 4 раза). В условиях малых уклонов русла и, как следствие, низких скоростей течения водной массы, река характеризуется слабой способностью к самоочищению. Это обуславливается формированием устойчивого загрязнения вод на всем участке реки от истоков (выше г. Верхний Тагил) до створа г. Нижний Тагил [43, 45]. Основными источниками загрязнения р. Тагил выступают отработанные Ломовский, Карпушихинский и Левихинский медноколчеданные рудники. На этих объектах в пределах шахтных полей после отработки сформировались обширные зоны сдвижения и обрушения пород с воронкообразными провалами. В результате отработки при понижении уровня подземных вод произошло формирование кислых минерализованных шахтных вод [114]. Химический состав шахтных вод в период отработки может быть охарактеризован формулой М.Г. Курлова:

$$M_{24,8}\frac{SO_4\ 96}{Al33\ Mg23\ Fe21}pH_{2,5}$$

После прекращения отработки и затопления медноколчеданных рудников в результате подъема уровня воды сформировались участки разгрузки шахтных вод на поверхность, которые стали источником загрязнения поверхностных и подземных вод (табл. 3.4). Состав шахтных вод на рудниках сульфатный, при полном отсутствии гидрокарбонат-иона; среди катионов преобладают железо, алюминий, цинк и марганец. Минерализация на всех участках варьирует, тем не менее pH не выше 4. При поступлении КШВ в естественные водотоки, при повышении значений pH инициируется окисление двухвалентного железа ($Fe^{2+}$) до трехвалентного ($Fe^{3+}$). Данный процесс приводит к образованию гидроокислов железа и алюминия с высоким содержанием микроэлементов [43, 45].

Таблица 3.4 – Состав шахтных вод в техногенных водоемах на затопленных медноколчеданных рудниках

| Объект | Химический состав шахтных вод |
|---|---|
| Ломовский рудник | $M_{1,18}\frac{SO_4\ 100}{Fe\ 43\ Mn\ 24\ Zn\ 23}pH_{3,58}$ |
| Карпушихинский рудник | $M_{0,7}\frac{SO_4\ 100}{Fe\ 77\ Zn\ 16}pH_{3,64}$ |
| Левихинский рудник | $M_{10,1}\frac{SO_4\ 99}{Al\ 31\ Fe\ 27\ Ca\ 23\ Mg\ 19}pH_{3,62}$ |

До сброса очищенных шахтных вод в реку превышения ПДК отмечаются по алюминию и железу (в 4 раза), по меди (в 9 раз) и по марганцу (в 10 раз) (табл. 3.3). После впадения в р. Тагил реки Крестьянки с очищенными сточными водами от Ломовского медноколчеданного рудника кратность превышения ПДК по цинку возрастает в 3 раза, а также увеличиваются превышения по железу и меди. Несмотря на превышения содержания ионов металлов, вода ниже по течению реки, около деревни Тепловой, самоочищается.

Перед сбросом шахтных вод от закрытого Карпушихинского рудника в р. Шайтанку выявлены существенные превышения ПДКрх по ряду приоритетных элементов: по меди (в 10 раз), по марганцу и железу (в 4 раза) и цинку (в 2 раза). При поступлении очищенных шахтных вод с рудника в гидросеть отмечается интенсификация загрязнения медью, сопровождающаяся ростом кратности превышения ПДКрх до 20 раз.

В замыкающем створе (устьевой части) р. Левихи фиксируется экстремально высокий уровень полиметалического загрязнения. Кратность превышения ПДКрх в данном месте отбора пробы составляет: для цинка (в 8,5 тыс. раз), для меди (в 5,7 тыс. раз), марганца (в 3,5 тыс. раз) и для железа (в 581 раз). Формирование данной масштабной техногенной геохимической аномалии обусловлено сочетанием двух основных факторов. Во-первых, речной сток претерпевает деградацию уже в верхнем течении, где природный гидрохимический фон превышен по меди в 17 раз и по железу в 3 раза. Во-вторых, ключевым фактором выступает специфика химического состава кислых шахтных вод затопленного Левихинского рудника.

Исходные концентрации компонентов в шахтных водах этого месторождения кратно превышают аналогичные показатели сопредельных объектов Кировградской группы: по цинку (в 35 раз) и по железу (в 159 раз) относительно шахтных вод Ломовского и Карпушихинского рудников [41, 42, 44].

Река Тагил на участке от г. Верхний Тагил до Леневского водохранилища подвержена значительному химическому загрязнению, обусловленному как природными, так и техногенными факторами. Ключевую роль в загрязнении играют закрытые медноколчеданные рудники (Ломовский, Карпушихинский, Левихинский), после затопления которых образовались кислые высокоминерализованные шахтные воды с экстремально высокими концентрациями загрязняющих веществ. Загрязнение носит ярко выраженный очаговый характер, достигая наиболее критических масштабов в устье р. Левихи, где превышения ПДКрх исчисляются тысячами раз. После сброса с Левихинского рудника очищенные шахтные воды продолжают вносить значительный вклад в загрязнение, увеличивая концентрации металлов. При этом на некоторых участках река проявляет способность к частичному самоочищению.

## 3.3 Оценка состояния гидросферы верховьях бассейна реки Тагил

Методологической базой геоэкологического анализа исследуемой территории служит концепция природно-технической системы (ПТС), развиваемая в трудах Л.П. Рихванова [2009], О.Н. Грязнова [2015] и др. Согласно Л.П. Рихванову, под природно-технической системой понимается динамический комплекс природных и техногенных объектов, оказывающих непрерывное взаимное влияние друг на друга и функционирующих как единая пространственно-экологическая система [15]. В рамках данного подхода техногенный компонент (зона обрушения и с выходом шахтных вод, пруд-осветлитель) и природная среда (подземные воды, речная сеть р. Левихи и р. Тагил) рассматриваются не как изолированные элементы, а как единый контур миграции, трансформации и аккумуляции загрязняющих веществ. Опора на теоретические положения Л.П.

Рихванова позволяет дать комплексную геоэкологическую оценку устойчивости исследуемой ПТС.

Горнодобывающая деятельность приводит к формированию ПТС, жизненный цикл которых от разведки до ликвидации составляет десятки и сотни лет. Закрытие рудников как на Среднем Урале, так и по всему миру, выявило специфические проблемы, связанные с медленными процессами самореабилитации горнопромышленных районов и высоким уровнем загрязнения гидросферы на значительных площадях [41, 42, 44]. Накопленный вред окружающей среде определяет неблагоприятную экологическую обстановку в непосредственной близости от селитебных территорий и обуславливает необходимость выполнения оздоровительных мероприятий в течение десятков лет после завершения отработки. Анализ степени загрязнения гидросферы выполняется на основе химического состава воды с использованием системы индикаторов состояния, которые дают характеристику физических, биологических, химических параметров для конкретной территории. Использование таких индикаторов позволяет оценить состояние компонентов окружающей среды (металлов в почвах, донных отложениях, поверхностных и подземных водах и т.д.) [101].

Для оценки техногенной нагрузки на гидросферу природно-технических систем используются различные подходы (табл. 3.5).

Таблица 3.5 – Методы оценки техногенной нагрузки на гидросферу

| Название метода | Формула | Преимущества | Ограничения |
|---|---|---|---|
| Масса накопленного вещества, т/год | $M_i = \frac{C_i * Q}{1000}$, *где $C_i$ – концентрация загрязняющего вещества (мг/л), $Q$ – расход воды (тыс. м$^3$/год)* | Простота расчета (сумма загрязняющих веществ (ЗВ) за период); прямая связь с техногенной деятельностью (объемы сбросов); определяет локальные показатели в отдельных точках наблюдений. | Не учитывает токсичность; не отражает реальную концентрацию в воде, не разделяет естественные и антропогенные компоненты; отсутствует интегральная оценка состояния всего водосборного бассейна, подходит для поверхностных вод. |
| Модуль гидрохимической нагрузки, т/год*км$^2$ | $G_i = \frac{M_i - M_{i-1}}{F_i}$, *где $M_i$ – масса загрязняющего вещества (т/год), $F_i$ – площадь (км$^2$)* | Учитывает размер водосборного бассейна; связывает нагрузку с территорией водосбора; обеспечивает сопоставимость данных между различными точками наблюдений. | Не учитывает токсичность; зависит от расхода; отсутствует идентификация ключевых индикаторов загрязнения; сложность расчета для больших бассейнов; отсутствует дифференцированная оценка значимости отдельных загрязняющих веществ, подходит для поверхностных вод. |
| Индекс загрязнения воды | $\text{ИЗВ} = \left(\sum_{i=1}^{n} \frac{C_i}{\text{ПДК}_i}\right) / 6$, *где $C_i$ – концентрация загрязняющего вещества (мг/л), $ПДК_i$ – предельно допустимая концентрация загрязняющего вещества (мг/л)* | Учитывает фактическую концентрацию нескольких ЗВ в воде; простота расчета; позволяет ранжировать створы по уровню загрязнения; дает интегральную оценку состояния воды по набору компонентов, применим для поверхностных и подземных вод. | Не учитывает токсичность; расчет проводится только по строго ограниченному количеству элементов; число анализов для определения среднеарифметического значения должно быть не менее 4; высокое превышение по одному веществу может быть нивелировано концентрациями по другим) |

Продолжение Таблицы 3.5

| Название метода | Формула | Преимущества | Ограничения |
|---|---|---|---|
| Удельный комбинаторный индекс загрязненности воды | УКИЗВ = $\sum_{i=1}^{n}\left(k_i * \left(\frac{c_i}{\text{ПДК}_i}\right)\right)$ *где $C_i$ – концентрация загрязняющего вещества (мг/л), $ПДК_i$ – предельно допустимая концентрация загрязняющего вещества (мг/л), $k_i$- коэффициент относительной опасности (эколого-токсикологический коэффициент), зависящий от класса опасности вещества.* | Учитывает фактическую концентрацию в воде и класс опасности; дает интегральную оценку загрязнения; позволяет сравнивать загрязненность по разным створам и объектам. | Ограниченность контролируемых показателей; необходимость длинных рядов наблюдений; трудозатратность по расчетам; необходим там, где производится регулярный контроль надзорных органов, подходит для поверхностных вод. |
| Суммарный показатель загрязнения | $Z_c = \sum_{i=1}^{n}\frac{C_i}{C_{\text{пдк}}} - (n-1),$ *где $C_i$ – концентрация загрязняющего вещества (мг/л), $C_{пдк}$ – предельно допустимая концентрация загрязняющего вещества (мг/л), n - общее количество веществ, включенных в расчет.* | Учитывает весь комплекс компонентов, характеризующих неблагоприятную экологическую обстановку; позволяет вычленить природный и техногенный характер загрязнения; чувствителен к критическим загрязнениям; обеспечивает комплексную оценку антропогенного воздействия на водную систему и удобен для ранжирования и выявления приоритетных загрязнителей, применим для поверхностных и подземных вод. | Может быть чувствителен к большому количеству веществ с малыми превышениями. |

*Масса накопленного вещества* основывается на прямом учете общей массы загрязняющих веществ, поступивших в водный объект за определенный временной интервал. Основное достоинство данного подхода заключается в его концептуальной простоте и прямой связи с объемами сбросов, что делает его незаменимым инструментом для инвентаризации источников загрязнения и контроля соблюдения установленных лимитов.

В работах Рыбниковой Л.С. и ее соавторах [41] оценивалась техногенная нагрузка на речные воды по суммарной массе накопленных загрязняющих веществ при известных значениях расходов и концентраций. Данный подход позволил определить локальные показатели в отдельных точках наблюдений, но не обеспечил получения интегральной оценки состояния всего водосборного бассейна. К недостаткам данного метода также относятся: полное игнорирование токсикологической опасности загрязняющих веществ; равные массы высокотоксичных соединений (например, тяжелых металлов 1-2 класса опасности) и относительно малоопасных компонентов 4 класса опасности вносят одинаковый вклад в итоговый показатель. Метод не учитывает процессы, происходящие в водном объекте после сброса: разбавление, физико-химическую трансформацию, седиментацию, что делает его нерепрезентативным для характеристики фактических загрязняющих компонентов в воде. Кроме того, метод не позволяет дифференцировать природный и антропогенный компоненты нагрузки и абсолютно непригоден для сравнения уровня воздействия на водные объекты различного объема и гидрологического режима, так как не учитывает их ассимиляционный потенциал и применим только для поверхностных вод. Таким образом, расчеты массы накопленного вещества предоставляют информацию исключительно о величине антропогенного вклада, но не отражают последствий этого вклада для состояния гидросферы.

*Расчет модуля гидрохимической нагрузки* [36] представляет собой попытку преодолеть одно из ограничений расчета массы накопленного вещества, а именно зависимость от размера водного объекта. Гидрохимическая нагрузка рассчитывается как масса загрязняющих веществ, приходящаяся на единицу

площади водосборного бассейна за определенный период. Ключевым преимуществом этого метода является обеспечение сопоставимости данных между различными точками наблюдения разных бассейнов, что способствует более объективной оценке вклада отдельных источников загрязнения. Однако практическое применение сопряжено с серьезными трудностями, связанными с необходимостью сбора полных и достоверных данных о всех источниках сбросов на всей территории водосбора; зависимость результатов от изменчивости расхода; невозможность однозначной идентификации ключевых индикаторов загрязнения и отсутствие дифференцированной оценки значимости отдельных загрязняющих веществ. Как и в методе расчета массы загрязняющего вещества не учитывается токсичность загрязняющих веществ, оценивается лишь их масса. Модуль гидрохимической нагрузки также не отражает процессов, происходящих в самом водном объекте (миграция, накопление), не дает информации о фактическом качестве воды в конкретных точках мониторинга и применим только для поверхностных вод.

*Индекс загрязнения воды (ИЗВ)* [37] относится к группе интегральных показателей, оценивающих непосредственно состояние водной среды по результатам гидрохимического анализа. Основными достоинствами ИЗВ являются его ориентация на фактические концентрации загрязняющих компонентов в воде, простота вычисления, возможность интегральной оценки состояния по комплексу показателей и удобство для ранжирования водных объектов или контрольных створов по уровню загрязнения, а также применим для поверхностных и подземных вод. Тем не менее, метод обладает существенными недостатками. Наиболее важным из них является отсутствие учета класса опасности (токсичности) загрязняющих веществ. Выбор перечня загрязняющих веществ стандартизирован, что снижает возможность выбрать свой перечень компонентов характерный для определенного места исследования. Принцип усреднения приводит к эффекту "сглаживания": экстремально высокое загрязнение по одному

или нескольким веществам может быть нивелировано нормальными или низкими концентрациями по другим показателям, включенным в расчет.

*Удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ)* [37] был разработан как попытка преодолеть основной недостаток индекса загрязняющего вещества – игнорирование токсичности. Введение весовых коэффициентов является ключевым преимуществом метода, так как позволяет дифференцировать вклад различных загрязнителей в интегральную оценку: более токсичные вещества (с более низкими предельно допустимыми концентрациями (ПДК) или высшим классом опасности) получают больший вес ($K_i$), и их превышения ПДК сильнее влияют на итоговое значение индекса. Это обеспечивает повышенную чувствительность УКИЗВ к присутствию высокоопасных загрязнителей и лучше отражает потенциальный экологический риск. Как и ИЗВ, УКИЗВ основан на фактических концентрациях и позволяет сравнивать загрязненность различных водных объектов. Однако метод не лишен существенных ограничений. Хотя весовые коэффициенты обосновываются ПДК и классом опасности, сам выбор конкретной формулы расчета $K_i$ является предметом научных дискуссий и может вносить субъективность в результаты. Расчеты по данному методу сложнее расчетов по сравнению с другими рассматриваемыми методами. Кроме того, УКИЗВ может давать завышенные оценки при наличии большого количества веществ с незначительными (но все же превышающими ПДК) концентрациями, так как все они вносят свой взвешенный вклад в загрязнение гидросферы и применим для поверхностных вод.

Суммарный показатель загрязнения (Zc) [60] представляет собой простую сумму коэффициентов концентраций химических элементов-загрязнителей к их предельно допустимым концентрациям с учетом числа определяемых суммируемых вещества. Именно эта простота расчетов в сочетании с рядом концептуальных преимуществ делает Zc одним из наиболее информативных и широко применяемых методов интегральной оценки состояния водной среды и техногенной нагрузки.

Ключевым преимуществом метода является учет всего комплекса компонентов, характеризующих неблагоприятную экологическую обстановку. Возможность вычленения природного и техногенного характера загрязнения и обеспечивание комплексной оценки антропогенного воздействия на водную систему в целом. Отмечается объективный учет токсикологической опасности загрязняющих веществ через строго регламентированные нормативные показатели. Возможно применение как для поверхностных, так и для подземных вод.

Недостатки метода, в основном, характерны и для других интегральных показателей, основанных на ПДК. Результат Zc существенно зависит от полноты перечня контролируемых нормируемых показателей и может быть чувствителен к большому количеству веществ с малыми превышениями.

Таким образом, сравнительная оценка рассмотренных методов (см. Таблицу 3.5) позволяет четко определить их области рационального применения. Масса накопленного вещества и модуль гидрохимической нагрузки незаменимы для оценки объема поступления загрязняющих веществ с территории водосбора, инвентаризации источников и контроля сбросов, но не предназначены для характеристики фактического состояния водной среды в точках наблюдения. ИЗВ, УКИЗВ и Zc являются интегральными показателями, оценивающими качество воды по результатам химического анализа.

Среди этих методов суммарный показатель загрязнения демонстрирует наиболее обоснованный набор характеристик для комплексной оценки техногенной нагрузки. Zc обеспечивает надежную основу для ранжирования водных объектов по степени загрязнения, выявления приоритетных загрязнителей и зон экологического бедствия.

Тем не менее применение суммарного показателя загрязнений должно сопровождаться осознанием его ограничений, главным образом, зависимости от репрезентативности перечня контролируемых веществ и адекватности действующих нормативов ПДК. Оптимальные результаты достигаются при

использовании метода в комплексе с анализом пространственно-временной динамики концентраций загрязняющих веществ и учетом специфики водного объекта. Тем не менее, суммарный показатель загрязнения, благодаря своему сбалансированному сочетанию научной обоснованности и практической применимости, представляет собой наиболее универсальный и надежный метод интегральной оценки техногенной нагрузки на гидросферу по данным гидрохимического мониторинга. Таким образом, в работе в качестве индикатора степени загрязнения гидросферы используется суммарный показатель загрязнения (Zc).

Экологическое состояние гидросферы может быть охарактеризовано несколькими классами [62]:

1) удовлетворительного (благоприятного) состояния. Значения прямых критериев нормируемых компонентов ниже предельно-допустимых концентраций (ПДК) или фоновых значений[1];

2) условно удовлетворительного состояния или относительно неблагоприятного состояния коррелируется с зоной экологического риска. Значения показателей незначительно (до $10^2$ раз) превышают ПДК или фон;

3) неудовлетворительного (весьма неблагоприятного) состояния коррелируется с зоной экологического кризиса. Значения критериев существенно (до $10^3$ раз) превышают ПДК или природный фон;

4) катастрофического состояния коррелируется с зоной экологического бедствия. Значения прямых критериев значительно (более чем в $10^3$) раз превышают ПДК или природный фон.

Анализ степени загрязнения гидросферы выполнен на основе данных химического состава воды (анализировались результаты по 6 компонентам, которые являются наиболее характерными для водных объектов в районе медноколчеданных месторождений Среднего Урала: $Cu^{2+}$, Zn, $Mn^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Al^{3+}$, $SO_4^{2-}$) с использованием индикатора Zc и характера загрязнения выполнена оценка

[1] За исключением природных аномалий

влияния затопленных медноколчеданных рудников на загрязнение поверхностных водных объектов бассейна р. Тагил (табл. 36)

Таблица 3.6 – Характер загрязнения гидросферы реки Тагил в результате воздействия горнопромышленной деятельности

| Показатель | Характер загрязнения | | | |
|---|---|---|---|---|
| | природное | техногенное | | |
| | | умеренное | высокое | экстремальное |
| Zc | <20 | $20<Zc<10^2$ | $10^2<Zc<10^3$ | $>10^3$ |
| индикаторы | $Cu^{2+}$, $Mn^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Zn^{2+}$ | $Cu^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Mn^{2+}$, $Zn^{2+}$ | $Zn^{2+}$, $Cu^{2+}$, $Mn^{2+}$, $Fe_{общ}$ | $Zn^{2+}$, $Cu^{2+}$, $Mn^{2+}$, $Fe_{общ}$ |
| Класс экологического состояния* | 1 | 2 | 3 | 4 |

Примечания: *1 – благоприятное, 2 – неблагоприятное, 3 – весьма неблагоприятное, 4 – катастрофическое

При анализе гидрохимического режима бассейна р. Тагил принципиально важно разделять естественную геохимическую зональность и локальные техногенные аномалии. Металлогеническая провинция Уральского рудного узла характеризуется повышенным природным фоном рудных элементов (в первую очередь меди, марганца, железа и цинка) за счет процессов естественного выщелачивания и выветривания коренных пород Тагило-Магнитогорской складчатой области. Тем не менее, масштабы естественного поступления металлов в речную систему несопоставимы с объемами их антропогенного выноса со сточными водами закрытых медноколчеданных рудников.

В условно фоновых створах, отражающих естественную региональную гидрохимическую норму и не испытывающих прямого антропогенного воздействия (т. 20, 7, 22, 23), значения Zc минимальны и варьируют в узком диапазоне от 7 (р. Кузька) до 19 (верховья р. Левихи и р. Тагил ниже г. Верхний Тагил). Данные величины соответствуют классу экологического состояния по В.Т. Трофимову и др. как благоприятные. В то же время, приуроченные к горнопромышленным объектам техногенные аномалии превосходят природный фон на несколько порядков, переводя водные объекты в техногенные загрязнения умеренного, высокого и экстремального экологического состояния.

В бассейне р. Тагил значения Zc поверхностных вод изменяются от 16 в верховьях (т. 20) до 364 ниже сброса очищенных шахтных вод Левихинского рудника (т. 18). Самые высокие значения Zc (без учета техногенного водоема, т.25) фиксируются на сбросе с пруда-осветлителя (т. 15, $Zc=21*10^3$) и в устье р. Левихи (т. 16, $Zc=10*10^3$). В устье р. Левихи ведущим загрязняющим веществом становится цинк и это положение сохраняется до впадения в Леневское водохранилище. На некоторых участках отчетливо прослеживается самоочищение речной воды за счет поступления поверхностных стоков с незагрязненных водосборов, например, между т. 4 и 21. На участке после сброса сточных вод Левихинского рудника до Леневского пруда происходит двукратное очищение воды р. Тагил, тем не менее в Леневском пруду суммарный показатель загрязнения Zc равен 159, причем на первом месте по вкладу марганец (табл. 3.3, рис. 3.3).

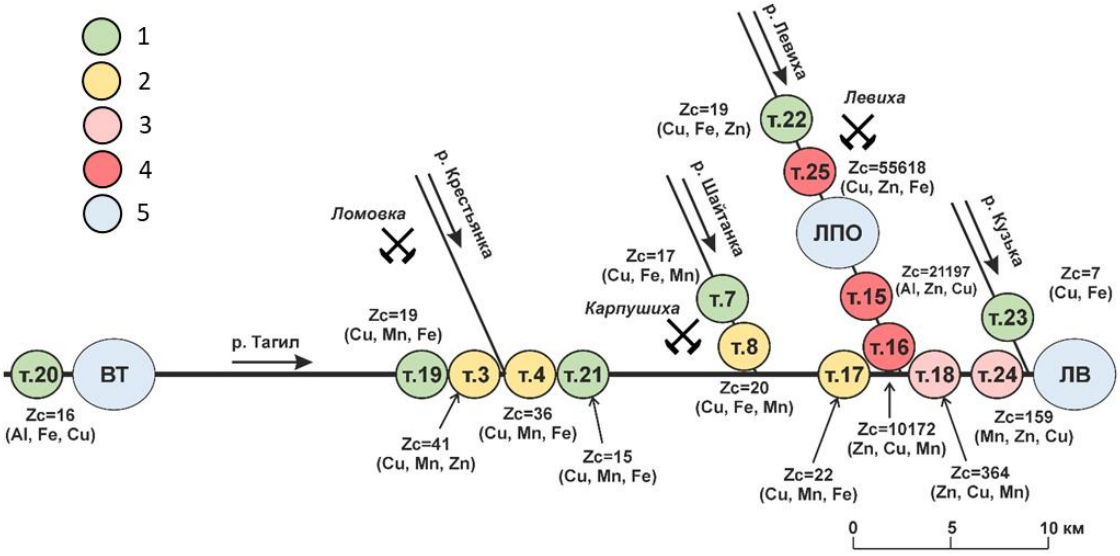



Рисунок 3.3 – Суммарный показатель загрязнения в точках мониторинга бассейна р. Тагил (верховья). Характер загрязнения: 1 – природное, 2 – умеренное техногенное, 3 – высокое техногенное, 4 – экстремальное техногенное; 5 – водные объекты. Наименования водных объектов: ВТ – Верхнетагильское водохранилище; ЛПО – Левихинский пруд-осветлитель; ЛВ – Леневское водохранилище. В скобках приведен ранжированный ряд основных загрязняющих компонентов (в порядке убывания)

Для количественного определения вклада природных и техногенных факторов в загрязнение гидросферы бассейна р. Тагил использован метод нормирования суммарного показателя загрязнения (Zc). За природную составляющую было принято максимальное фоновое значение Zc,

зафиксированное на незагрязненных участках (Zc=19). Техногенная составляющая была дифференцирована на два основных источника: влияние малых рудников (Ломовский, Карпушихинский) и влияние основного загрязнителя - Левихинского рудника.

Согласно полученным данным Левихинский рудник оказывает наибольшее воздействие на загрязнение поверхностных вод в бассейне р. Тагил. Его вклад составляет 86% от общего объема загрязнения; небольшие рудники (Ломовский и Карпушихинский) вносят суммарный вклад в размере 10%; фоновое загрязнение (природные источники) составляет 4% (табл. 3.7).

Таблица 3.7 – Оценка вклада факторов по суммарному показателю загрязнения

| Объект | Zc | Zc/ Σ | (Zc/ Σ)*100, % |
|---|---|---|---|
| Фон | 19 | 0,04 | 4 |
| Ломовский и Карпушихинский рудники | 41 | 0,10 | 10 |
| Сброс с р. Левихи | 364 | 0,86 | 86 |
| Σ | 424 | 1 | 100 |

Таким образом, основным источником загрязнения гидросферы исследуемого бассейна выступает Левихинский рудник, что определяет необходимость детального изучения геоэкологических условий природно-технической системы в пределах его водосборной площади.

## Выводы по разделу

В результате проведенных исследований гидрохимического состояния верховьев бассейна р. Тагил в пределах Уральского рудного пояса установлены ключевые закономерности формирования качества поверхностных вод и количественно разграничен вклад природных и техногенных источников:

1. Бассейн р. Тагил характеризуется природным повышенным геохимическим фоном, обусловленным процессом естественного выщелачивания и выветривания коренных пород Тагило-Магнитогорской складчатой области. В условно-фоновых створах, удалённых от крупных техногенных источников,

фиксируются устойчивые превышения ПДКрх по железу (до 11 раз), меди и марганцу (до 17 раз). Количественная оценка с использованием суммарного показателя загрязнения (Zc), демонстрирует, что вклад природной составляющей в общее загрязнение гидросферы бассейна минимальная и не превышает 4% ($Zc_{фон}$ максимальное значение = 19).

2. Основной объём геоэкологической нагрузки на бассейн р. Тагил формируется за счёт техногенных источников, среди которых резко доминирует Левихинский медноколчеданный рудник, на долю которого приходится 86% суммарного показателя загрязнения.

3. Выход высокоминерализованных кислых шахтных вод сульфатного состава из зоны обрушения Левихинского рудника, с высокими концентрациями Fe, $Al^{3+}$, Zn и $Mn^{2+}$, приводит к резкому росту показателя Zc до $10^4$ в устье р. Левихи. Высокий уровень загрязняющих веществ по Zn, $Cu^{2+}$, $Mn^{2+}$ и Fe и Zc до 364 отмечается в реке Тагил непосредственно после впадения сточных вод с Левихинского рудника и прослеживается на значительном протяжении вплоть до Леневского водохранилища.

Таким образом, несмотря на наличие природной геохимической аномалии, экологическое состояние и качество вод бассейна р. Тагил определяются техногенным факторами и прежде всего воздействием Левихинского рудника. Это обуславливает необходимость первоочередного и детального изучения именно данной природно-технической системы для раскрытия механизмов формирования, миграции, трансформации и аккумуляции загрязняющих веществ.

Обобщая результаты, полученные в третьей главе, можно сформулировать первое защищаемое положение: ***Трансформация гидрохимических показателей качества вод бассейна реки Тагил имеет преимущественно техногенный генезис: вклад природных аномалий металлогенической провинции Уральского рудного узла не превышает 4%, основной объем загрязняющих веществ ($Fe_{общ}$, $Cu^{2+}$, $Al^{3+}$, $Mn^{2+}$, $Zn^{2+}$) поступает с водосборов отработанных медноколчеданных месторождений.***

# 4 ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ НА ЗАКРЫТЫХ И ЗАТОПЛЕННЫХ МЕДНОКОЛЧЕДАННЫХ РУДНИКАХ

## 4.1 Эффективность очистки кислых шахтных вод на закрытых рудниках Свердловской области: сравнительный анализ

Закрытие и затопление отработанных медноколчеданных рудников вызывает серьезные гидрогеоэкологические проблемы. Дефицит ресурсов подземных вод на горноскладчатом Урале приводит к тому, что основным (а иногда и единственным) источником водоснабжения (особенно для больших городов) являются водохранилища. Так, в Свердловской области на многих ликвидированных медноколчеданных рудниках (в их числе Левихинский, Карпушихинский, Ломовский, Дегтярский и др.) после прекращения водоотлива сформировались сосредоточенные выходы кислых шахтных вод, как правило, в наиболее низкой части горнопромышленного ландшафта (в провалах, карьерах). Хотя их расход ниже, чем в период отработки и шахтного водоотлива, он может достигать несколько тысяч кубометров в сутки и без очистки приводит к недопустимому загрязнению гидросферы на значительных площадях [55].

В целях минимизации антропогенного воздействия на окружающую среду, в том числе на гидросферу, на перечисленных выше объектах с начала 2000-х годов реализуются мероприятия по нейтрализации кислых шахтных вод за счет средств областного бюджета. Для выполнения данных задач было создано Государственное казенное учреждение Свердловской области «УралМонацит». Очищенные сточные воды с Левихинского рудника сбрасываются в р. Тагил (Иртышский бассейновый округ), ниже сбросов расположено Леневское водохранилище, которое является одним из источников водоснабжения г. Нижний Тагил (население 330 тыс. человек) [2].

Очищенные сточные воды с Дегтярского рудника сбрасываются в р. Ельчевку (Камский бассейновый округ), откуда поступают в Волчихинское

водохранилище, которое является основным источником питьевого водоснабжения г. Екатеринбурга (с численностью населения свыше 1,5 млн человек) [30]. Степень очистки шахтных вод после сброса в гидросеть достигает нормативов ПДКрх.

Гидрографически Волчихинское водохранилище расположено в бассейне р. Чусовой. При этом г. Екатеринбург локализован на р. Исеть (Иртышский бассейновый округ). Таким образом, в рамках системы водообеспечения фактически осуществляется межбассейновая переброска стока рек через Главный Уральский водораздел. Вода из Волчихинского водохранилища подается в г. Екатеринбург, обеспечивая основную долю хозяйственно-бытового водоснабжения города, поэтому состояние поверхностных вод в водосборе Волчихинского водохранилища является предметом пристального внимания и надзорных органов, и общественности.

Несмотря на одинаковую систему очистки на Дегтярском и Левихинском рудниках, это нейтрализация известковым молоком и отстаивание в пруду-осветлителе, качество очищенных шахтных вод, сбрасываемых в речную систему Тагила от Левихинского рудника, не достигает нормативных показателей, превышение достигают сотен и тысяч по марганцу, меди, цинку, алюминию [116]. Для оценки эффективности очистки КШВ были выбраны два объекта – Дегтярский и Левихинский рудники. Это позволит определить ключевые параметры, способствующие достижению более высоких показателей качества очищенной воды.

Дегтярское и Левихинское месторождения находятся в идентичных геологических условиях, они имели одинаковую технологию и историю отработки (открытым способом и системами с обрушением кровли выработанного пространства, глубина отработки около 600 м, период отработки 80 лет). После прекращения водоотлива и заполнения депрессионной воронки на каждом из них сформировались сосредоточенные выходы КШВ, в наиболее низкой части горнопромышленного ландшафта (в провалах). Для нейтрализации КШВ здесь используется известковое молоко, затем происходит отстаивание в прудах-

осветлителях, которые были построены еще в середине прошлого века (рис. 4.1). Однако качество очищенных шахтных вод на этих объектах принципиально различается: в районе Дегтярского рудника практически все показатели на сбросе в речную сеть соответствуют нормативным требованиям, в районе Левихинского рудника содержания марганца, меди, цинка, алюминия превышают нормативы на 2-3 порядка [47, 48].

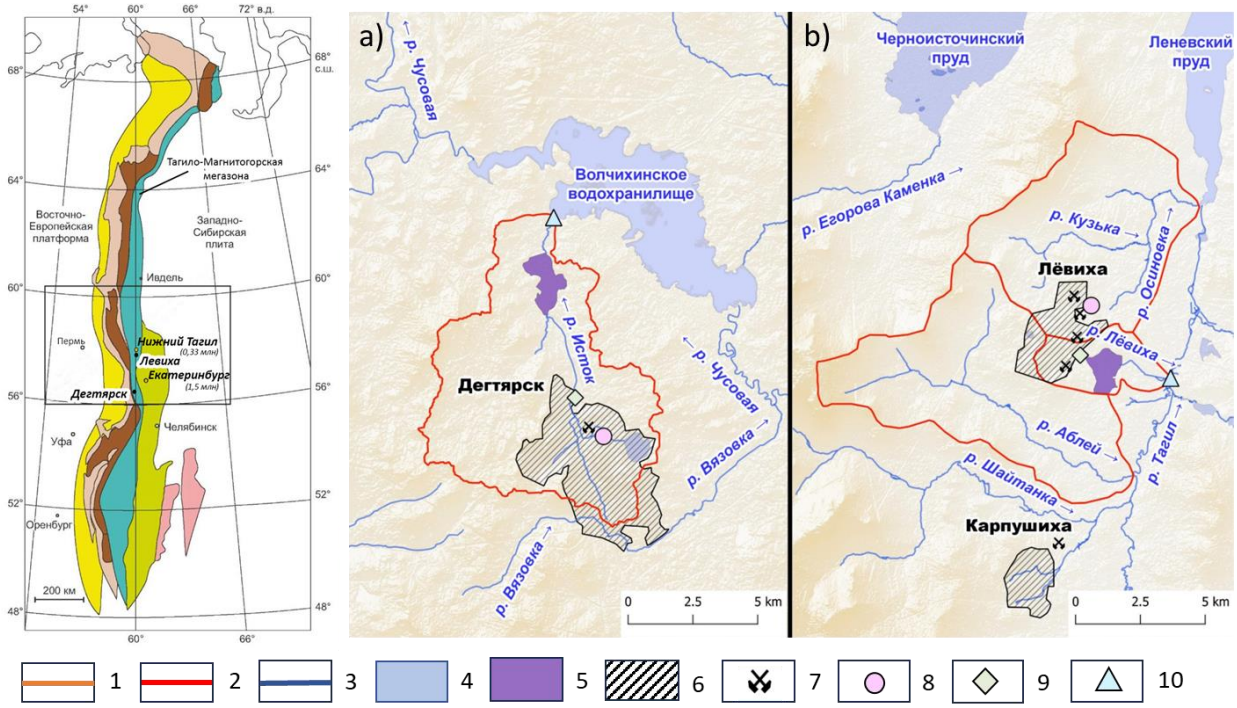



Рисунок 4.1 – Схема расположения объектов исследования: a) Дегтярский рудник, b) Левихинский рудник. 1 – граница Свердловской области, 2 – границы частных водосборов, 3 – реки, 4 –водохранилище, 5 – пруд-осветлитель, 6 – населенные пункты, 7 – шахты, 8 – выход КШВ, 9 – станция нейтрализации, 10 – сброс в р. Ельчевка и р. Тагил

Для проведения корректной сравнительной оценки эффективности очистки шахтных вод на постэксплуатационном этапе взяты сопоставительные периоды: 2003-2004 гг. для Дегтярского и 2015-2016 гг. для Левихинского рудников. Данные временные интервалы соответствуют завершению десятилетнего цикла после остановки водоотлива и затопления горных выработок, что отражает установившийся гидрогеохимический режим [118].

Гидрогеохимический мониторинг выявил выраженную пространственную трансформацию состава шахтных вод на Дегтярском руднике. В зоне выхода они

(зона обрушения ш. «Колчеданная») классифицируются как сульфатные кальциево-магниево-железистые (с варьирующим порядком доминирующих катионов). Данные воды характеризуются высокими значениями общей минерализации, изменяющейся в диапазоне от 1,4 до 16 г/л, и экстремально кислой средой: водородный показатель pH составляет 2,3-3,3.

В процессе очистки и последующего сброса в гидросеть происходит существенная трансформация химического состава. В устье р. Ельчевки воды переходят в категорию сульфатных магниево-кальциевых с нейтральной реакцией среды pH = 7,2-7,5. При этом минерализация снижается до фоновых значений и составляет 0,9-1,2 г/л (табл. 4.1, 4.2).

На Левихинском руднике в зоне разгрузки (в техногенном водоеме в провале шахты «Левиха II») шахтные воды классифицируются как сульфатные магниево-железо-алюминиевые (с варьирующим порядком доминирующих катионов). Воды с высокими значениями по минерализации, изменяющейся в диапазоне от 14,2 до 20,0 г/л, и кислой средой: pH составляет 3,6-3,9. В устье р. Левиха очищенные воды переходят в категорию сульфатных магниево-кальциевых, со слабо щелочно-кислотной реакцией среды pH = 6,6-7,6. При этом общая минерализация снижается и составляет 0,5–9,2 г/л (табл. 4.1, 4.2).

Таблица 4.1 – Состав воды в зоне разгрузки КШВ и на сбросе в реку на затопленных Дегтярском и Левихинском медноколчеданных рудниках

| Объект | Зона разгрузки КШВ | Сброс (устье рек Ельчевки и Левихи, соответственно) |
|---|---|---|
| Дегтярский | $M_{9.7}\,\frac{SO_4 99}{Fe36\ Mg35\ Ca16 Al13}\ pH\ 2.6$ | $M_{1.3}\,\frac{SO_4 95}{Ca65\ Mg30}\ pH\ 7.5$ |
| Левихинский | $\mathrm{M}_{11,5}\,\frac{SO_4 99}{Al32\ Fe28\ Mg23 Ca16}\ pH\ 3.8$ | $\mathrm{M}_{3,5}\,\frac{SO_4 98}{\mathrm{Ca}62\ Mg34}\ pH\ 7.3$ |

Таблица 4.2 – Результаты гидрохимического мониторинга на Дегтярском и Левихинском рудниках

| Показатели | ПДКрх [31] | Зона разгрузки КШВ | | Сброс | | Эффективность очистки, % | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Дегтярский | Левихинский | Дегтярский | Левихинский | Дегтярский | Левихинский |
| pH, ед. | 6,5-8,5 | 2,3-3,3<br>2,6 | 3,6-3,9<br>3,8 | 7,2-7,5<br>7,4 | 6,6-7,6<br>7,2 | - | - |
| $Fe_{общ}$, мг/л | 0,1 | 477-2562<br>899 | 994-2353<br>1455 | 0,1-0,03<br>0,1 | 35-245<br>95 | 99 | 94 |
| $Cu^{2+}$, мг/л | 0,001 | 4,6-12<br>11 | 16-29<br>14 | 0,01-0,01<br>0,01 | 0,9-1,3<br>1,0 | 99 | 94 |
| $Zn^{2+}$, мг/л | 0,01 | 54-151<br>121 | 234-397<br>280 | 0,03-0,2<br>0,1 | 54-123<br>107 | 99 | 62 |
| $Mn^{2+}$, мг/л | 0,01 | 8-56<br>39 | 44-137<br>82 | 0,1-0,2<br>0,2 | 1,6-73<br>34 | 99 | 59 |
| Cd, мкг/л | 5 | 40-100<br>100 | н.о. | 0,8-5<br>0,8 | н.о. | 99 | - |
| $Cl^-$, мг/л | 300 | 34-52<br>42 | 32-53<br>33 | 23-32<br>28 | 10-28<br>20 | - | - |
| $SO_4^{2-}$, мг/л | 100 | 2685-8791<br>7110 | 3710-10450<br>7493 | 583-826<br>704 | 274-5460<br>2133 | 90 | 71 |
| Сухой остаток, мг/л | - | 4356-15990<br>11188 | 14183-19942<br>1654 | 930-1284<br>628 | 458-9296<br>4557 | - | - |
| Zc | | 36 057 | 64 821 | 44 | 15 967 | | |

Примечание. Показатели представлены в виде дроби, в числителе минимальное и максимальное значение, в знаменателе медианное значение. Н.о. – не обнаружено.

Как по анионному, так и по катионному составу большинство точек как в зоне разгрузки КШВ, так и на сбросе образуют тесную группировку проб вне зависимости от объекта исследования (рис. 4.2). Это указывает на схожесть химического состава вод между двумя объектами. На сбросе наблюдается увеличение уровня pH до 7,3-7,5 и снижение минерализации до 1,3-3,5 г/л.

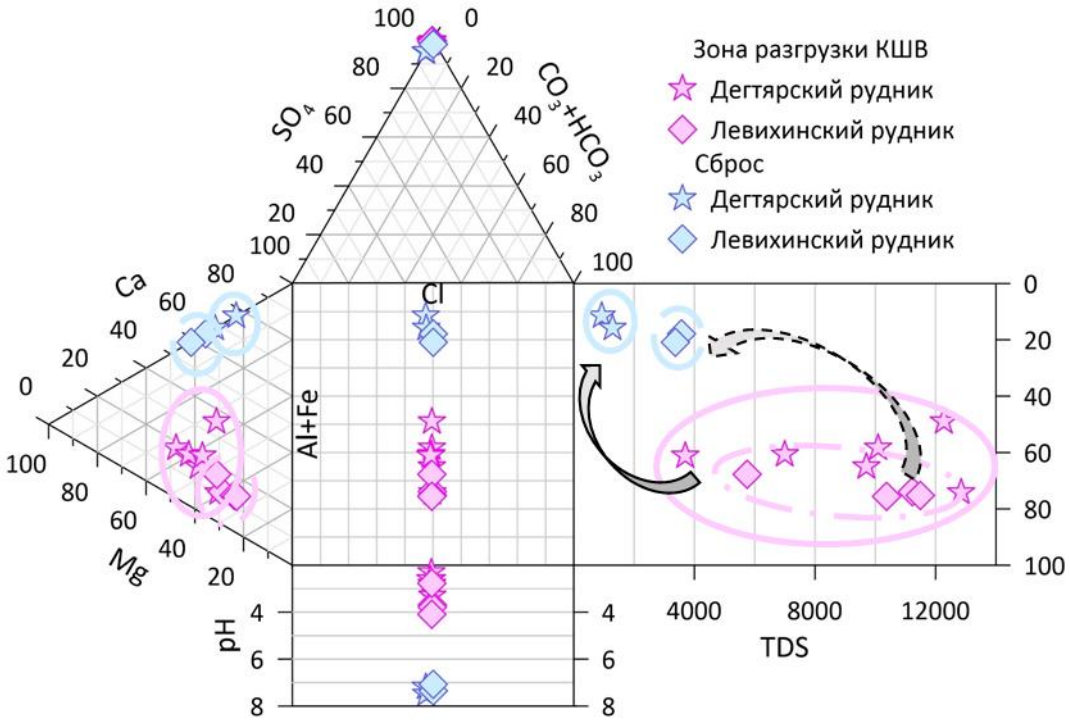



Рисунок 4.2 – Диаграмма С.А. Дурова - график химического состава воды в зоне разгрузки КШВ и после очистки, %-экв/л

Эффективность очистки (разница концентраций загрязняющих веществ на входе в систему очистки и после прохождения системы на сбросе) на Дегтярском руднике достигает 99%, кратность превышения предельно допустимых концентраций составляет от 10 (для $Cu^{2+}$, Zn) до 20 (для $Mn^{2+}$). На Левихинском руднике аналогичная схема приводит к худшим результатам: эффективность очистки варьирует от 59% (для $Mn^{2+}$) до 93% (для $Fe_{общ}$, $Cu^{2+}$). В результате в устье р. Левихи при сбросе в р. Тагил концентрации загрязняющих веществ превышают нормативные показатели для водных объектов рыбохозяйственного значения (ПДКрх): для $Zn^{2+}$ (в 11 тыс. раз), $Mn^{2+}$ (в 1,4 тыс. раз) и $Cu^{2+}$ (в сотни раз) (табл. 4.3).

Таблица 4.3 – Превышения предельно-допустимых концентраций для водоемов рыбохозяйственного значения

| Объект | Зона разгрузка КШВ | Сброс (устье рр. Ельчевки и Левихи, соответственно) |
|---|---|---|
| Дегтярский | $Cu^{2+}$(3600) $Fe_{общ}$ (2790) $Mn^{2+}$(1600) $Zn^{2+}$(1960) $Al^{3+}$(1275) Co(53) Ni(25) Cd(8) Be(8) | $Mn^{2+}$(20) $Cu^{2+}$(10) $Zn^{2+}$(10) |
| Левихинский | $Cu^{2+}$(16 300) $Fe_{общ}$ (12 900) $Zn^{2+}$(12 700) $Al^{3+}$(12 350) $Mn^{2+}$(5 830) Co(110) Ni(50) Cd (50) Be(32) | $Mn^{2+}$(1437) $Zn^{2+}$(444) $Cu^{2+}$(256) $Al^{3+}$(110) $Fe_{общ}$ (10) $Mg^{2+}$ (5) $Ca^{2+}$ (5) Cd(3) Co(3) |

Примечание. Химический состав воды представлен в виде обобщенной ассоциации, где справа от наименования элемента – кратность превышения ПДК для водоемов рыбохозяйственного значения.

## 4.2 Факторы, влияющие на формирование и химический состав воды на сбросе в гидросеть

В качестве причин расхождения по степени очистки на Дегтярском и Левихинском руднике были исследованы следующие факторы.

*1. Техногенные (горно-геологические) факторы.* После прекращения горных работ на закрытых и затопленных рудниках наблюдаются различия в расходе и химическом составе кислых шахтных вод. Гидрогеологические условия Дегтярского рудника обуславливают более высокий дебит КШВ и составляют 50 л/с, что в 1,5 раза превышает показатель Левихинского рудника (32 л/с). Однако с точки зрения геохимического состава шахтные воды Левихинского рудника характеризуются более высокой степенью техногенной нагрузки. В водах зафиксированы высокие концентрации элементов: $Fe_{общ}$ – 1290 мг/л, $Al^{3+}$ – 494 мг/л, $Zn^{2+}$ – 127 мг/л. На Дегтярском руднике содержание данных компонентов в 6-10 раз ниже и составляет 280 мг/л ($Fe_{общ}$), 51 мг/л ($Al^{3+}$), 20 мг/л ($Zn^{2+}$).

Для корректного сопоставления реальной техногенной опасности и расчета потребности в нейтрализующих реагентах использовалась величина расчетной кислотности раствора (Ac), которая характеризует суммарное количество веществ, вступающих в реакцию с гидроксид-анионами при изменении pH от начального значения до 8,3. Она включает минеральную кислотность для КШВ (обусловленную наличием $Fe^{2+}$, $Fe^{3+}$, $Mn^{2+}$, $Al^{3+}$ и ионов других металлов). Расчет

производился по классической формуле Хедина, адаптированной к составу исследуемых вод [92]:

$$Ac = 50 * (\frac{2*Fe^{2+}}{56} + \frac{3*Fe^{3+}}{56} + \frac{2*Mn^{2+}}{55} + \frac{3*Al^{3+}}{27} + 1000 * (10^{-pH})), \quad (4.1)$$

где Ac – расчетная величина кислотности (мг/л $CaCO_3$); $Fe^{2+}$, $Fe^{3+}$, $Al^{3+}$, $Mn^{2+}$ – концентрации соответствующих катионов металлов в исследуемом растворе (мг/л); 50 – коэффициент пересчета мг-экв кислотности в мг/л $CaCO_3$. Дифференцированное содержание форм железа ($Fe^{2+}$ и $Fe^{3+}$) определялось на основе термодинамического моделирования в программном комплексе PHREEQC. Применение данного подхода позволило минимизировать погрешности, обусловленные недоучетом вклада трехвалентного железа в общую кислотность [111].

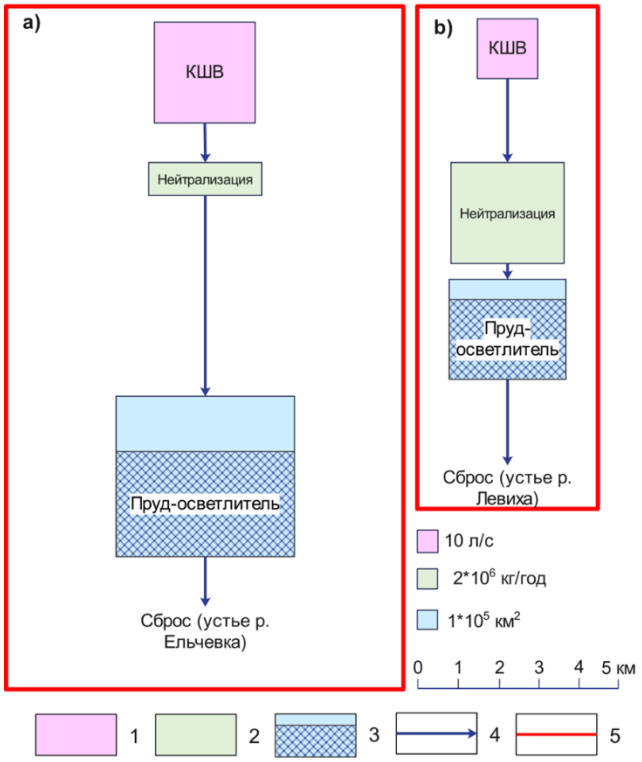
Таким образом, величина расчетной кислотности шахтных вод Дегтярского руднике составляет 1003 мг/л в эквиваленте $CaCO_3$, тогда как на Левихинском руднике такой показатель достигает 5413 мг/л, что превышает данные первого объекта в 5,4 раза. Соответственно, при расходе шахтных вод 50 л/с на Дегтярском руднике годовая потребность в $Ca(OH)_2$ для нейтрализации составляет 1581 т. На Левихинском руднике, несмотря на меньшую интенсивность водопритока (32 л/с), ввиду высокой концентрации кислотных компонентов потребность в реагенте возрастает в 3,5 раза и составляет 5462 т/год (табл. 4.4)

Таблица 4.4 – Расчет кислотности шахтных вод и необходимого для нейтрализации количества извести

| Объект | pH, ед. | $Fe^{2+}$, мг/л | $Fe^{3+}$, мг/л | $Al^{3+}$, мг/л | $Mn^{2+}$, мг/л | Расчетная кислотность (Ac), мг/л CaCO3 | Необходимое количество реагента (Re), т/год |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Дегтярский | 2,5 | 274,4 | 5,6 | 51 | 16 | 1003 | 1581 |
| Левихиский | 3,8 | 1254 | 36 | 494 | 58,3 | 5413 | 5462 |

*2. Технологические (технология очистки) факторы.* На рассматриваемых объектах в качестве пассивной очистки для отстаивания воды после нейтрализации используются пруды, построенные в 1950-х годах и эксплуатирующиеся без очистки уже десятки лет. После нейтрализации шахтные воды с Дегтярского

рудника сбрасываются в Ельчевский пруд-осветлитель. Проектная площадь пруда составляет 220 га. Полный объем 9,34 млн м$^3$ [52]. В настоящее время осажденные гидраты в виде тонкодисперсной иловидной взвеси кирпично-оранжевого цвета заполнили всю южную часть пруда. В результате этого свободный объем составляет 2,43 млн м$^3$ (рис. 4.3).




| *Пункт* | *Параметр* | *Дегтярский* | *Левихинский* | *Кратность* |
|---|---|---|---|---|
| *КШВ* | pH | 2,6 | 3,7 | 1,4 |
| | *Zc* | 36 057 | 64 821 | 1,8 |
| | Q ,л/с | 50 | 32 | 1,6 |
| *Нейтрализация* | Ac, мг/л $CaCO_3$ | 1 003 | 5 413 | 5,4 |
| | Re, т/год | 1 581 | 5 462 | 3,5 |
| *Пруд-Осветлитель* | S, га | 220 | 142 | 1,5 |
| | Vпр, млн м$^3$ | 9,34 | 3,30 | 2,8 |
| | Vсв, млн м$^3$ | 2,43 | 0,23 | 10,6 |
| *Водосбор* | F, км$^2$ | 100 | 9 | 11 |
| | L, км$^2$ | 6,3 | 2,8 | 2,3 |
| | T, сут | 1,26 | 0,56 | 2,3 |
| *Сброс* | pH | 7,4 | 7,0 | 1,1 |
| | E, % | 99 | 75 | 1,3 |
| | *Zc* | 44 | 15 967 | 362,9 |

Рисунок 4.3 – Схема и параметры очистки КШВ: a) Дегтярский рудник, b) Левихинский рудник. 1 – разгрузка КШВ, 2 – станция нейтрализации, 3 – пруд-осветлитель (штриховка – объем донных отложений, голубой цвет – свободный объем), 4 – поверхностные водотоки, 5 – водосборная площадь рек Ельчевка и Левиха. Zc –суммарный показатель загрязнения, Q – расход, Ac– расчетная кислотность, Re– необходимое количество реагента, Vпр – проектный объем, Vсв – свободный объем, F – площадь, L – протяженность водотока, T – время, E – эффективность очистки

На Левихинском руднике согласно паспорту гидротехнического сооружения площадь пруда-осветлителя составляет 142 га при проектном общем объеме 3200 тыс. м$^3$ [52, 56]. В настоящее время характеристики пруда претерпели существенные изменения: порядка 33% его площади трансформировано в пляжную зону, образованную обезвоженными донными отложениями. Свободный объем его сократился до 0,23 млн м$^3$ (рис. 4.3). Данный дефицит аккумулирующего объема делает невозможным обеспечение нормативного времени отстаивания воды,

необходимого для завершения процессов нейтрализации и взаимодействия загрязняющих веществ с реагентами. Следовательно, на сбросе с пруда фиксируются повышенные содержания по $Zn^{2+}$ (107 мг/л), $Fe_{общ}$ (95 мг/л), $Mn^{2+}$(34 мг/л) и $Cu^{2+}$ (1 мг/л).

Сравнительный анализ гидротехнических сооружений двух объектов показывает, что Левихинский пруд-осветлитель уступает Ельчевскому (Дегтярский рудник) по общей площади и проектной емкости в 1,5–3 раза. При этом из-за критического заполнения шламами свободный объем для отстаивания воды на Левихинском руднике в 11 раз меньше, чем на Дегтярском. Степень заполнения донными осадками Левихинского пруда достигла 93 %, тогда как для Ельчевского этот показатель составляет 74 %. Высокая доля свободного объема пруда на Дегтярском руднике обеспечивает существенно более высокую эффективность очистки шахтных вод по сравнению с Левихинским рудником.

*3. Природные (разбавление на площади водосбора) факторы.* Этап пассивной очистки заключается в отстаивание воды после нейтрализации в водотоках и разбавлении поверхностными и подземными водами на площади водосбора. Площадь водосбора речного бассейна, где расположен Ельчевский пруд-осветлитель, около 100 км$^2$, зона разгрузки КШВ находится в верхней части водосбора. Речная сеть имеет большую протяженность, относительно высокие расходы, что обеспечивает хорошую степень разбавления сточных вод. Площадь водосбора р. Левихи, где построен Левихинский пруд-осветлитель, всего 9 км$^2$. Собственно зона разгрузки КШВ находится в соседнем частном водосборе р. Кузька (тоже притоке р. Тагил), оттуда через местный водораздел кислые воды перекачиваются в долину р. Левихи (рис. 4.1). Фактически расход р. Левихи увеличивается в 3 раза за счет кислых вод, возможность разбавления очищенных сточных вод на водосборе очень низкая.

Балансовая схема объектов Левихинского рудника представлена на рис. 4.4 (приведены среднемноголетние значения). Расход шахтных вод составляет в среднем 2854 м$^3$/сут. На станции нейтрализации для подготовки известкового

молока используется 320 м$^3$/сут технической воды. В итоге в пруд-осветлитель сбрасывается 3174 м$^3$/сут. Расход подземных вод, поступающих в пруд-осветлитель, составляет 375 м$^3$/сут, сток р. Левихи 1125 м$^3$/сут. Испарение с поверхности пруда-осветлителя оценивается величиной порядка 540 м$^3$/сут. В устье р. Левихи (сброс в р. Тагил) расход составляет 5534 м$^3$/сут. В зависимости от водности периода меняется и распределение балансовых составляющих, вплоть до прекращения сброса с маловодные годы (например, такое было зафиксировано в 2021 г.).

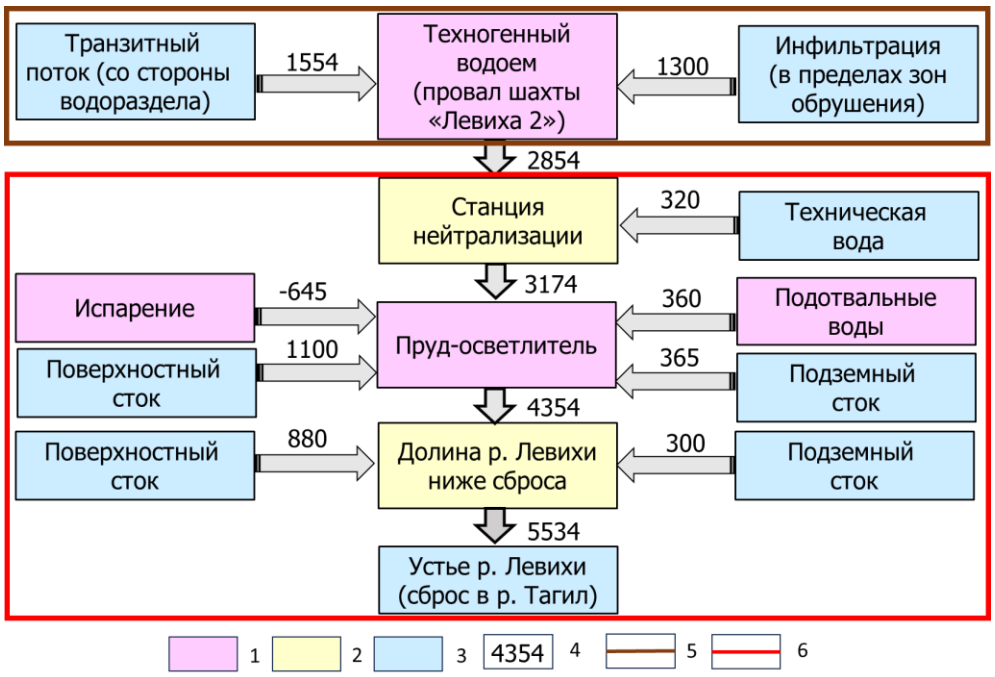



Рисунок 4.4 – Балансовые составляющие водных объектов района Левихинского рудника, среднемноголетние значения: 1 – кислая среда, 2 – щелочная среда, 3 – нейтральная среда, 4 – расход, м3/сут, 5 - водосбор р. Кузька-Осиновка, 7 – водосбор р. Левиха

Как показано на Рисунке 4.5, геоэкологическая ситуация в зонах влияния Дегтярского и Левихинского рудников определяется комплексом факторов, систематизированных в три основные группы: техногенные, технологические и природные. Каждый из выделенных факторов оценивается системой параметрических индикаторов, что позволило реализовать процедуру сравнительного анализа экологического состояния обоих объектов.

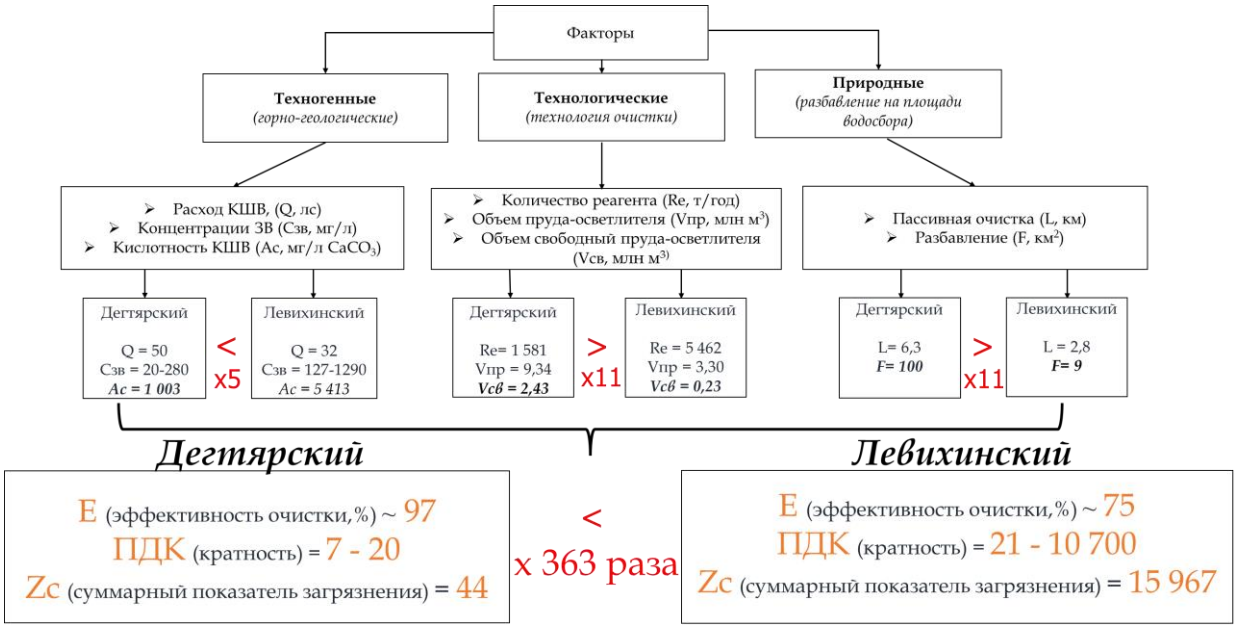



Рисунок 4.5 – Основные факторы, влияющие на формирование гидросферы на Левихинском и Дегтярском рудниках

По результатам суммарного показателя загрязнения установлено, что степень очистки шахтных вод на Дегтярском руднике кратно превосходит аналогичный показатель на Левихинском руднике в 363 раза [55]. В основе такого значительного расхождения на сбросе в гидросеть лежат ключевые различия в природных и технологических параметрах рассматриваемых природно-технических систем. Главными факторами, обусловливающими высокую степень очистки шахтных вод на Дегтярском руднике по сравнению с Левихинским, выступают площадь водосборных бассейнов (природный фактор) и свободный объем прудов-осветлителей (технологический фактор).

## Выводы по разделу

На основе анализа оценки эффективности очистки кислых шахтных вод на примере Дегтярского и Левихинского рудников сформулированы следующие выводы:

1. Закрытые рудники имеют повышенные требования к качеству сбрасываемых очищенных шахтных вод. Они расположены в пределах водосборов стратегических источников питьевого и хозяйственного водоснабжения крупных

промышленных центров Урала: Волчихинского водохранилища (г. Екатеринбург, 1,5 млн человек) и Леневского водохранилища на р. Тагил (г. Нижний Тагил, 330 тыс. человек).

2. Несмотря на то, что оба рудника характеризуются идентичными геологическими условиями, аналогичной технологией и историей отработки (открытым способом и системами с обрушением кровли выработанного пространства), а также схожими механизмами формирования кислых шахтных вод. На сбросе с Дегтярского рудника достигается практически полное соответствие нормативным требованиям, в то время как на Левихинском руднике фиксируется вынос марганца, меди, цинка и алюминия, превышающий нормативы на 2-3 порядка.

3. На основе суммарного показателя загрязнения установлено расхождение в результатах работы однотипных систем очистки КШВ. Степень очистки на Дегтярском руднике кратно превосходит аналогичный показатель Левихинского рудника в 363 раза.

4. Ключевой причиной столь масштабного расхождения на сбросе в гидросеть является сочетание природных и технологических параметров рассматриваемых природно-технических систем: 1) площадь водосборного бассейна Дегтярского рудника составляет 100 км², что генерирует высокие дебиты естественного стока, обусловливающие значительный потенциал ассимиляции, разбавления и нейтрализации остаточных геохимических элементов. Напротив, ограниченная площадь водосбора Левихинского рудника (9 км²) минимизирует компенсирующую роль естественного разбавления; 2) достаточный свободный объем пруда на Дегтярском руднике гарантирует необходимое время для осаждения взвесей и завершения физико-химических реакций нейтрализации и полного осаждения мелкодисперсных взвесей. На Левихинском руднике дефицит емкости пруда-осветлителя в сочетании с маленькой площадью водосбора приводит к недостаточно высокой степени очистки.

Проведенный анализ демонстрирует, что применение шаблонных технологических подходов к очистке КШВ без учета индивидуальных параметров гидрологического режима и емкости очистных сооружений неэффективно. Комплексный подход, сочетающий в себе мониторинг, дифференциацию факторов и целенаправленные инженерные решения, позволять существенно снизить негативное воздействие на водные объекты, в том числе от Левихинского медноколчеданного рудника.

Обобщая результаты, полученные в четвертой главе, можно сформулировать второе защищаемое положение: ***Показатели качества воды в замыкающем створе зависят от сочетания ряда факторов (техногенный, технологический, природный). Различие в площади водосбора (в 11 раз) и свободном объёме пруда-осветлителя (в 11 раз) Дегтярского и Левихинского рудников обусловливает расхождение суммарного показателя загрязнения в 363 раза при исходно близких характеристиках кислых шахтных вод и идентичной технологии очистки. Продолжительность самореабилитации водосборов с накопленным вредом составляет десятки и сотни лет, даже если реализуются природоохранные мероприятия.***

# 5 ГИДРОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА И МИГРАЦИЯ ЭЛЕМЕНТОВ В РАЙОНЕ ЛЕВИХИНСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ

## 5.1 Состав и особенности формирования подземных и поверхностных вод в районе ликвидированного Левихинского медноколчеданного месторождения

Химический состав шахтных вод Левихинского рудника, как и всех эксплуатируемых медноколчеданных месторождений Урала, формируется под интенсивным воздействием активно развивающихся процессов окислительного растворения сульфидов и сернокислотного выщелачивания рудовмещающих пород. Отличительными гидрохимическими особенностями дренажных вод медноколчеданных месторождений является высокая агрессивность за счет образования свободной серной кислоты.

В последние годы на Левихинском руднике сложилась напряженная экологическая ситуация. Это связано с особенностями формирования гидрогеологических условий: в процессе затопления подземных горных выработок наблюдался резко нестационарный гидродинамический и гидрохимический режим (подъем уровня подземных вод на сотни метров за 3 года и резкий рост всех показателей химического состава шахтных вод); после заполнения депрессионной воронки отмечается стабилизация уровней и расходов подземных вод и квазистационарный гидрохимический режим (медленное снижение концентраций основных компонентов загрязнителей). В пределах нарушенного горнопромышленного ландшафта отработанного месторождения формируется комплекс техногенных и техногенно-измененных подземных вод, приуроченных к затопленным карьерам, шахтным стволам, отвалам, зонам обрушения [40]. Воды затопленных карьеров формируются в выработанном пространстве открытого типа за счет инфильтрации атмосферных осадков, поверхностного стока и притока подземных вод. Характеризуются активным взаимодействием в системе «вода-порода-воздух». Шахтные воды (воды затопленных выработок) образуются при затопление подземных горных выработок. Представляют собой специфический тип

вод, подвергшихся глубоким физико-химическим изменениям в результате окисления сульфидов и выщелачивания минералов во вмещающих порода. Воды зон обрушения – это подземные воды, поступающие из водоносных горизонтов или затопленных поверхностей в горные выработки чаще всего из образованных провалов.

### 5.1.1 Гидрохимическая характеристика шахтных и поверхностных вод

*Техногенный водоем* Разгрузка кислых шахтных вод на территории Левихинского рудника происходит в самой низкой точке горного отвода - в зоне обрушения ш. Левиха 11 (рис. 5.1А) с середины 2007 г. После выхода кислых шахтных вод на поверхность отмечается резкий рост содержания $Zn^{2+}$, $Cu^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Mn^{2+}$ и ряда других компонентов (рис. 5.2б, в). Этот процесс является важнейшим этапом эволюции системы «вода-порода» и вызван радикальным изменением направления движения потоков подземных вод и геохимических процессов [23]. В течение десятков лет отработки благодаря шахтному водоотливу эти потоки, обогащенные кислородом, были направлены от поверхности вглубь (до 600 м). Их геохимическая роль состояла в окислительном растворении сульфидсодержащих пород и формировании вторичных минералов (при существенном изменении фильтрационных и емкостных свойств пород в зонах добычи из-за применения системы отработки с обрушением кровли выработанного пространства). Заполнение депрессионной воронки изменило направление движения на противоположное и привело к формированию зоны сосредоточенной разгрузки шахтных вод в зоне обрушения. Вторичные минералы, благодаря своей высокой растворимости, обогащают воду, поступающую на поверхность, элементами, содержания которых в несколько раз превышают те значения, которые наблюдались при эксплуатации рудника. Это явление называется «first flush» (первый смыв), оно зафиксировано на многих закрытых шахтах, его продолжительность составляет десятки и сотни лет [90, 106, 122, 125].




Рисунок 5.1 – Точки отбора проб на Левихинском руднике: A – техногенный водоем в зоне обрушения – разгрузка кислых шахтных вод; B – техногенный ручей после нейтрализации (смешение КШВ и известкового молока); C – территория, затопленная нейтрализованными шахтными водами; D – берег пруда-осветлителя, подготовка к опробованию; E – р. Левиха ближе к устью; F – устье р. Левиха

Для большинства гидрохимических компонентов после пикового подъема концентраций характерен длительный процесс постепенного снижения показателей. Максимальные значения $SO_4^{2-}$ на уровне 23700 мг/л были зафиксированы в августе 2008 г., однако через 7 лет этот показатель сократился более чем в 3,5 раза до 6650 мг/л. В дальнейшем тенденция к снижению сохранилась, достигнув минимального значения 944 мг/л к апрелю 2020 г. (среднее значение при отработке 5970 мг/л).

Аналогичная динамика прослеживается для концентраций $Fe_{общ}$. В период 2007-2011 гг. были зафиксированы экстремально высокие значения показателя, изменяющиеся от 2113 до 4560 мг/л. К 2023 г. отмечается закономерное снижение концентраций до диапазона 924–1221 мг/л что, тем не менее, превышает исходный фоновый уровень, характерный для этапа отработки (~703 мг/л).

Содержание $Zn^{2+}$ также демонстрирует устойчивую тенденцию к снижению с 1753 до 222 мг/л, что сопоставимо с показателями периода отработки (~317 мг/л) (рис. 5.2б).

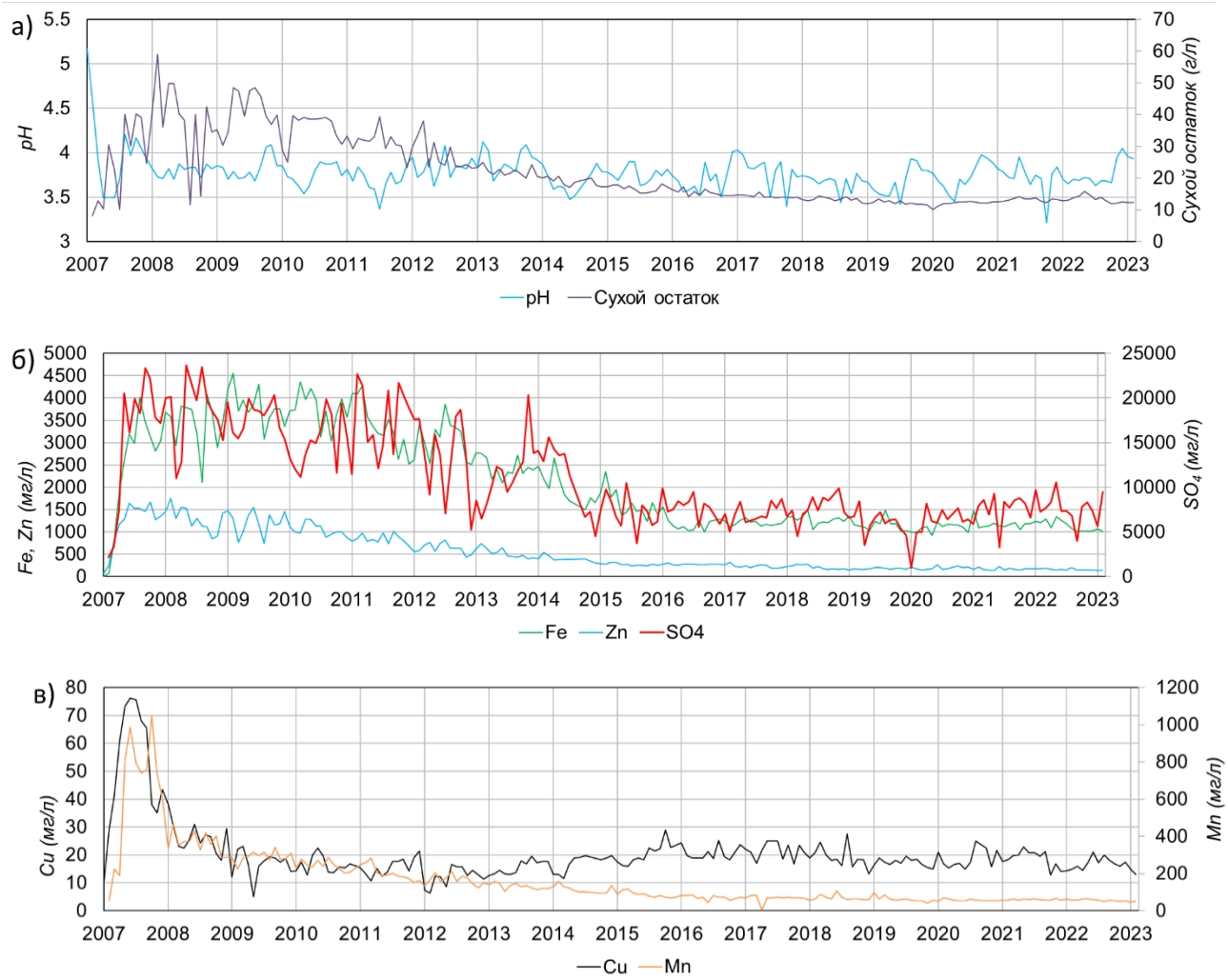



Рисунок 5.2 – Концентрации компонентов в зоне разгрузки за период 2007-2023 гг.: а) pH и сухой остаток, б) $Fe_{общ}$, Zn и $SO_4^{2-}$, в) $Cu^{2+}$, $Mn^{2+}$

Динамика содержаний $Cu^{2+}$ и $Mn^{2+}$ имеет свои специфические особенности. В период отработки месторождения концентрации составляли 154 мг/л, после затопления выработок, к 2007 г., был зафиксирован максимум на уровне 75 мг/л, который к 2022 г. снизился до 16 мг/л. В свою очередь, концентрации $Mn^{2+}$ за первый год после затопления резко возросли до 1074 мг/л (при отработке 47 мг/л). Затем начиная с апреля 2008 г., по обоим элементам отмечалось достаточно выраженное снижение концентраций до 13 мг/л ($Cu^{2+}$) и 50 мг/л ($Mn^{2+}$) (рис. 5.2в). Несмотря на указанную тенденцию снижения содержания всех компонентов в

шахтных водах, разгружающихся в техногенный водоем, их концентрации к настоящему времени стабильно превышают показатели периода эксплуатации рудника с действующим водоотливом. Исключение составляют лишь $Cu^{2+}$ и $Mn^{2+}$, значения которых опустились ниже исходного уровня [51].

К настоящему времени шахтные воды характеризуются кислой реакцией среды (pH=2,3-3,9) и высокой минерализацией, варьирующей в пределах 5,7-11 г/л. По составу они классифицируются как сульфатные кальциево-магниево-алюминиевые либо сульфатные магниево-железо-алюминиевые. Температура подземных вод составляет 13–18,4$^0$C при значениях окислительно-восстановительного потенциала Eh=185–500 мВ (табл. 5.1, рис. 5.3).

Таблица 5.1 – Результаты химических анализов проб воды (мг/л кроме pH, t, Eh и минерализации)

| Параметры | Техногенный водоем | Техногенный ручей после нейтрализации | Пруд-осветлитель | Р. Левиха ближе к устью | Устье р. Левихи |
|---|---|---|---|---|---|
| pH, - | (2,3-3,9)<br>3,6 | (8,2-12,3)<br>10,3 | (3,1-4,4)<br>3,6 | (6,1-10,3)<br>8,2 | (5,4-7,4)<br>6,9 |
| t, $^0$C | (12,7-18,4)<br>14,0 | (13,0-16,7)<br>15,7 | (2,7-20,7)<br>7,8 | (8,0-8,9)<br>8,5 | (6,8-26,7)<br>19,1 |
| Eh, мВ | (185,2-500)<br>232,6 | (-287– -280)<br>-280 | (120,2-571)<br>498 | (50,0-52,2)<br>51,1 | (35-313)<br>54,3 |
| ∑M, г/л | (5,7-11,9)<br>10,1 | (2,5-2,7)<br>2,6 | (1,5-4,8)<br>3,8 | (2,0-2,2)<br>2,1 | (2,2-3,6)<br>3,0 |
| $Al^{3+}$ | (281-494)<br>436 | (0,6-1,3)<br>1,0 | (6,2-120)<br>68,9 | (0,02-0,03)<br>0,02 | (0,02-0,5)<br>0,04 |
| $Ca^{2+}$ | (263-427)<br>401 | (645-689)<br>667 | (272-641)<br>405 | (469-561)<br>515 | (441-701)<br>585 |
| $Cu^{2+}$ | (11,6-16,3)<br>13,9 | (0,04-0,014)<br>0,03 | (0,3-4,7)<br>2,9 | (0,002-0,01)<br>0,006 | (0,02-0,07)<br>0,02 |
| $Fe_{общ}$ | (220-1290)<br>1099 | (0,2-4)<br>2 | (2,6-30)<br>7,1 | (0,05-0,4)<br>0,2 | (0,2-2,7)<br>0,4 |
| $K^+$ | (4-8)<br>5,3 | (6,3-7,8)<br>7,1 | (2,6-7,6)<br>5,6 | (0,2-5,2)<br>2,7 | (2,8-6,3)<br>4,1 |
| $Mg^{2+}$ | (290-533)<br>428 | (2,4-24,3)<br>13,4 | (58-319)<br>275 | (39-120)<br>79 | (137-263)<br>186 |
| $Mn^{2+}$ | (53,1-79,5)<br>58,3 | (0,1-0,3)<br>0,2 | (6,7-38,3)<br>26,8 | (0,008-13)<br>6,5 | (5,3-10,4)<br>9,5 |
| $Na^+$ | (18,5-34,7)<br>21,3 | (25,4-28,1)<br>26,8 | (4,4-22,7)<br>16,7 | (8,4-11,8)<br>10,1 | (6-20)<br>14,0 |
| $NH_4$ | (1,3-9,1)<br>6,2 | (2,7-4,9)<br>3,8 | (0,5-8,2)<br>3,6 | (0,2-5,2)<br>2,7 | (0,2-5,8)<br>0,9 |

Продолжение Таблицы 5.1

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| $Zn^{2+}$ | (107-130)<br>120,0 | (0,06-0,4)<br>0,2 | (9,8-73,7)<br>46,7 | (0,007-8,4)<br>4,2 | (0,3-16,1)<br>5,9 |
| $SO_4^{2-}$ | (4299-8950)<br>7308 | (1368-1714)<br>1540 | (1037-3506)<br>2758 | (1310-1587)<br>1449 | (1547-2543)<br>2176 |
| $Cl^-$ | (21,8-44)<br>30,8 | (33,3-43,4)<br>38,4 | (14,5-106,6)<br>28,6 | (14,5-17,4)<br>16,0 | (12,7-18,1)<br>16,1 |
| $HCO_3^-$ | < ПО | (27,5-79,3)<br>53,4 | < ПО | (10-12,2)<br>9,2 | (18,3-36,6)<br>33,6 |
| $NO_2^-$ | (0,003-0,05)<br>0,003 | (0,014-0,02)<br>0,017 | (0,003-0,02)<br>0,003 | (0,01-0,02)<br>0,02 | (0,0003-0,02)<br>0,01 |
| $NO_3^-$ | (0,6-5,5)<br>3,5 | (1-1,1)<br>1,1 | (0,7-5,5)<br>1,0 | (0,6-0,9)<br>0,8 | (0,6-1,3)<br>0,7 |
| Тип воды* | $\frac{SO_4}{AlFeCa}$ | $\frac{SO_4}{Ca}$ | $\frac{SO_4}{Ca\ Mg\ Al}$ | $\frac{SO_4}{Ca\ Mg}$ | $\frac{SO_4}{Ca\ Mg}$ |

Примечание. ∑М – минерализация; в скобках – пределы значений, за скобками – медианные значения; <ПО – ниже предела обнаружения; * упрощенная формула М.Г. Курлова, содержание компонентов больше 10 мг-экв%, приведены в порядке убывания.

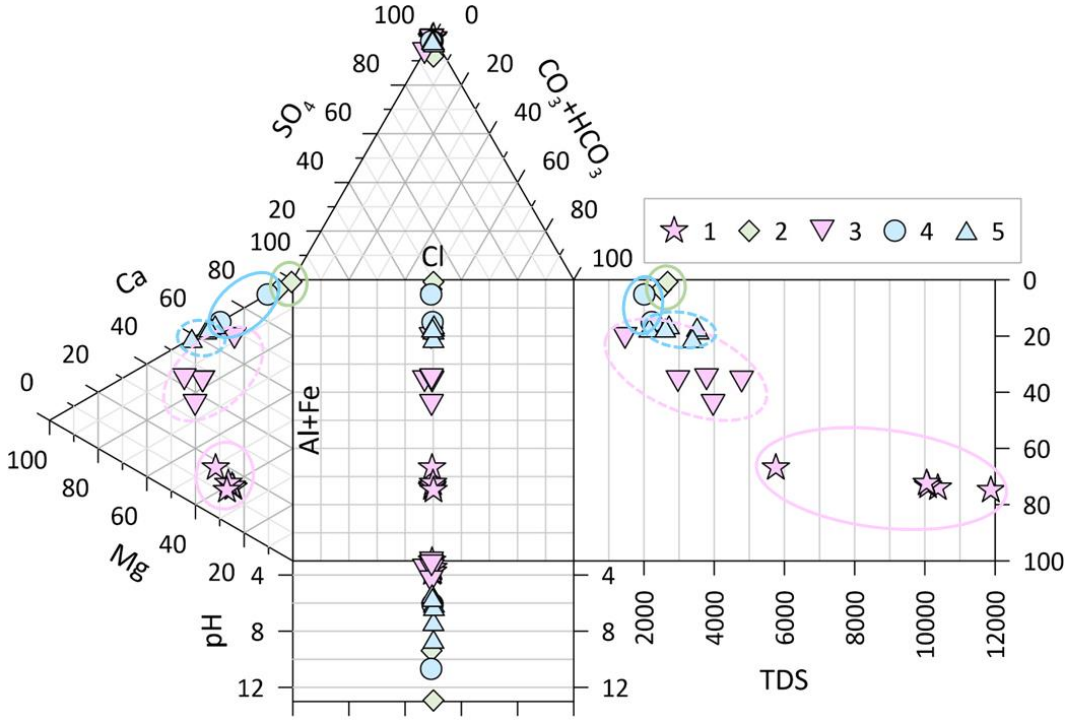



Рисунок 5.3 – Диаграмма С.А. Дурова (%-экв/л): 1 – техногенный водоем, 2 – техногенный ручей после нейтрализации, 3 – пруд-осветлитель, 4 – р. Левиха ближе к устью, 5 – устье р. Левихи

*Техногенный ручей после нейтрализации.* Для снижения экологической нагрузки на гидросферу и предотвращения поступлений неочищенных кислых вод

в водотоки в 60-х годах XX века на руднике была организована система очистки КШВ с применением в качестве реагента 10% известкового молока $Ca(OH)_2$.

Основная реакция нейтрализации идет по следующей химической формуле:

$$H_2SO_4+Ca(OH)_2 \rightarrow CaSO_4+2H_2O \quad (5.1)$$

Для двухвалентных металлов (n = 2): $Fe^{2+}$, $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, $Mn^{2+}$:

$$MSO_4+Ca(OH)_2 \rightarrow CaSO_4+M(OH)_2\downarrow \quad (5.2),$$

где M – загрязняющее вещество; $M(OH)_2\downarrow$ – нерастворимый гидроксид металла, выпадающий в осадок; $CaSO_4$ - гипс

Для трехвалентных металлов (n = 3): $Fe^{3+}$, $Al^{3+}$:

$$M_2(SO_4)_3+3Ca(OH)_2 \rightarrow 3CaSO_4+2M(OH)_3\downarrow \quad (5.3)$$

Подача известкового молока для взаимодействия с кислыми водами производится самотеком по трубопроводу (рис. 5.1B) [51].

В результате нейтрализации состав вод трансформируется в сульфатный магниево-кальциевый (рис. 5.3). Водородный показатель очищенных вод варьирует в щелочном и сильнощелочном диапазоне (pH=8-12), что выступает прямым следствием специфики применяемого технологического процесса очистки. Величина общей минерализации изменяется в пределах 2,5-7,9 г/л. Температура воды после нейтрализации составляет 13,0–16,7ºС. Значения окислительно-восстановительного потенциала смещаются в область отрицательных величин и составляют от -280 до -287 мВ. Данный факт термодинамически свидетельствует о формировании устойчивых восстановительных условий, способствующих переходу и нахождению поливалентных металлов в низших степенях окисления, а также их последующему осаждению в форме слаборастворимых соединений (табл. 5.1).

*Пруд-осветлитель.* В 1959 г. в долине р. Левихи был создан пруд-осветлитель (рис. 5.1D), который расположен на склоне холма, на левобережье р. Тагил к востоку от рудника на расстоянии 0,6 км. Он предназначен для складирования осадков реагентной очистки нейтрализованных шахтных, подоотвальных и связанных с ними ливневых вод с отвалом минерализованных

пород и забалансовых руд, поступающих от объектов остановленного Левихинского рудника, и является одной из ступеней очистки сточных вод. Его площадь составляет 142 га, общий объем – 3,2 млн м$^3$, средняя глубина 2,4 м, максимальная 5 м.

Длительная эксплуатации пруда-осветлителя привела к критическому заполнению его полезной емкости донными осадками. В настоящее время около трети его поверхности представляет собой пляж зону с высохшими шламами шириной порядка 500 м. В границах пляжа и на станции нейтрализации фиксируется полное угнетение растительного покрова (рис. 5.1С) [49, 51, 57].

Состав воды в пруду-осветлителе классифицируется как сульфатная с переменным соотношением катионов магния, кальция и алюминия. Результаты химического анализа проб указывают на кислую реакцию среды (pH=3,1-4,4). При величине общей минерализации от 1,5 до 5 г/л. Температура воды варьирует в широком диапазоне (7,8–25,7ºС)., Значения окислительно-восстановительного потенциала (Eh=218–571 мВ) термодинамически свидетельствуют о формировании устойчивой высокоокислительной обстановки (табл. 5.1, рис. 5.3).

*Р. Левиха ближе к устью.* На выходе из пруда-осветлителя при сбросе в канал шахтные воды подвергаются повторной нейтрализации известковым молоком для увеличения значений pH. Далее, непосредственно в долине р. Левихи (ближе к устью) водородный показатель смещается в щелочную область, увеличиваясь до значений pH=6-11 (рис. 5.1Е).

Состав воды здесь остается сульфатным, однако в катионном составе начинают доминировать кальций и магний. Величина общей минерализации составляет 2 г/л. При средней температуре воды порядка 9ºС, фиксируются промежуточные значения окислительно-восстановительного потенциала (Eh=52). Данные физико-химические параметры термодинамически свидетельствуют о формировании в речной воде переходных окислительно-восстановительных условий, характеризующихся нестабильным геохимическим режимом. На этом участке миграционные формы элементов крайне подвижны (лабильны), что

предопределяет активное протекание процессов вторичного минералообразования и осаждения гидроксидов металлов непосредственно в р. Левихе.

*Устье р. Левиха.* Состав поверхностных вод в устье р. Левиха сохраняется сульфатным, при этом в катионном составе приоритетное значение также занимают кальций и магний. Реакция среды трансформируется в нейтральную или слабокислую, а значения водородного показателя варьируют в диапазоне pH=5,4-7,4. Величина общей минерализация стабилизируется в пределах 2,2–3,6 г/л. Сезонные колебания температуры воды составляют 5–21ºС. Динамика окислительно-восстановительного потенциала (Eh=45–313 мВ) отражает сохранение умеренно окислительной геохимической обстановки, параметры которой в значительной степени подвержены влиянию внешних климатических факторов и интенсивности гидродинамического смешивания. (табл. 5.1, рис. 5.3).

### 5.1.2 Гидрохимическая характеристика подземных вод

Для характеристики состава подземных вод на руднике в мае 2021 г. были пробурены наблюдательные скважины глубиной от 30 до 50 м, расположенные на границе горного отвода (4 скважины), в центре горного отвода (2 скважины) и за пределами горного отвода (сброс, устье р. Левихи) (1 скважина) (рис. 5.4). Все скважины находятся в зоне Горноскладчатого Урала и опробуют водоносный горизонт трещинно-карстовых вод (табл. 5.2).

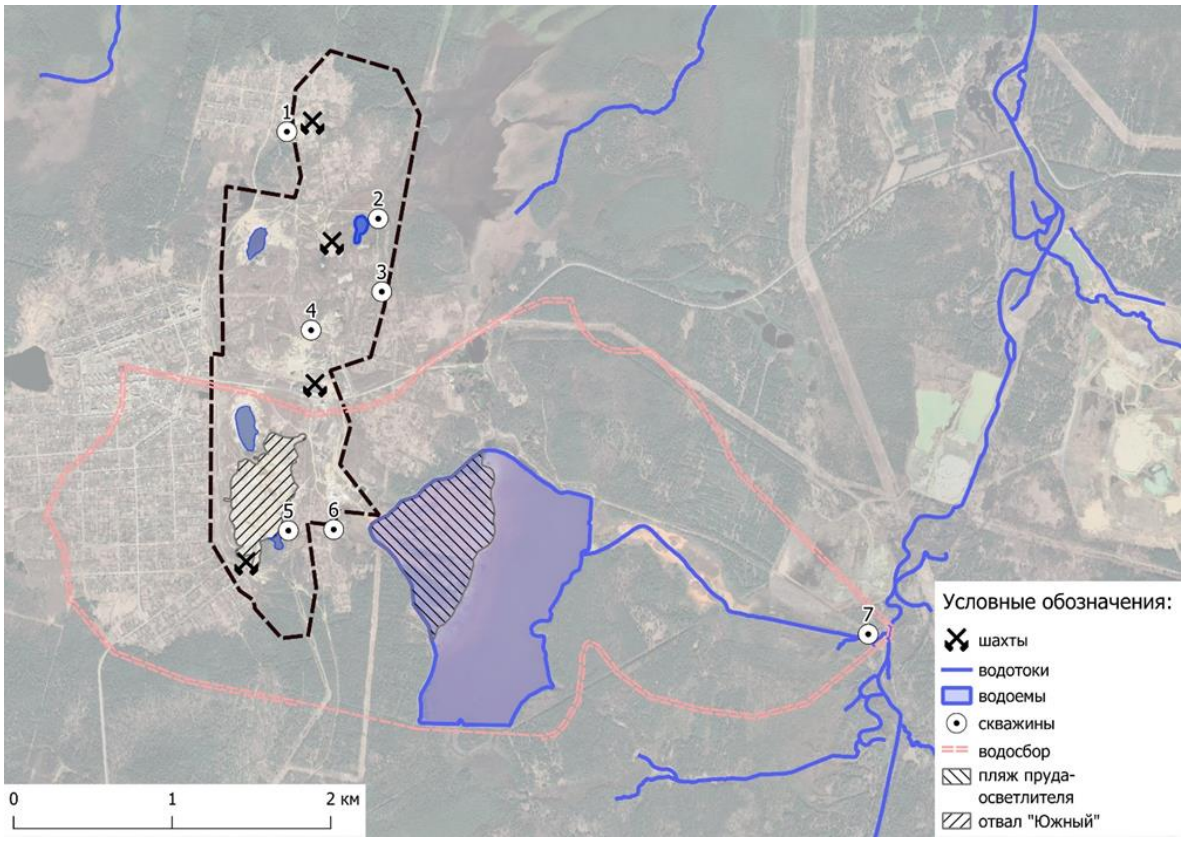



Рисунок 5.4 – Схема расположения скважин. 1 - возле ш. «Левиха XIV»; 2 – возле техногенного водоема; 3 – возле ш. «Левиха II»; 4 – возле ствола ш. «Центральная»; 5 - возле отвала «Южный»; 6 - возле станции нейтрализации; 7 - сброс, устье р. Левихи

Таблица 5.2 – Технические показатели наблюдательных скважин

| № скв | Глубина, м | Интервал установки фильтрата, м | Водоносный горизонт |
|---|---|---|---|
| 1 | 50 | 2,5-50 | Трещинно-карстовый |
| 2 | 40 | 4-40 | |
| 3 | 40 | 11-40 | |
| 4 | 40 | 4-40 | |
| 5 | 50 | 37-50 | |
| 6 | 40 | 6-40 | |
| 7 | 30 | 13-30 | |

Химический состав подземных вод на расширенный перечень компонентов исследовался по результатам посезонного четырехкратного опробования в течение 2021 г.

Величина общей минерализация подземных вод на исследуемой территории Левихинского рудника варьирует от 0,2 до 2,0 г/л (табл. 5.3). Исключение составляют локальные зоны техногенного загрязнения, зафиксированные в центре

горного отвода в скв. № 4 и № 5. В скв. № 4, расположенной в непосредственной близости от ствола ш. «Центральная», минерализация достигает 13,7 г/л. Максимальный уровень минерализации, составляющий 35,3 г/л отмечается в скв. № 5 возле отвала «Южный». Аномально высокая минерализация подземных вод в скв. № 5 обусловлена инфильтрацией кислых подотвальных вод, дренирующих отвал «Южный». В свою очередь гидрохимический режим и компонентный состав этих подотвальных вод характеризуются высокой динамичностью и находятся в прямой корреляционной зависимости от сезонных факторов, а также от интенсивности и объема атмосферных осадков, выпавших за предшествующий период [117].

В анионном составе подземных вод исследуемой территории доминируют сульфат-ионы, в то время среди катионов преобладают магний и кальций либо железо и алюминий. Исключение составляют скв. № 1, 3, 7. В скв. № 1, 3 формируются воды гидрокарбонатно-хлоридно-сульфатного типа с натриево-кальциево-магниевым и магниево-кальциевым катионным составом. Подземные воды в районе скв. № 7 относятся к гидрокарбонатно-сульфатному типу с преобладанием катионов магния и кальция.

В скв. № 1, 2, 3, 6 воды слабокислые (pH от 5,0 до 6,4). В скв. № 4 и № 5 воды кислые (pH от 2,8 до 3,5). Фактические величины pH имеют нейтральные значения в скв. № 7 (до 7,0).

Подземные воды в скв. № 2, 4, 5 характеризуются окислительными условиями (значения Eh>+100 мВ), в воде присутствует свободный кислород, элементы мигрируют в высшей форме своей валентности. Для подземных вод в остальных скважинах характерна переходная окислительно-восстановительная среда: величины Eh изменяются от 0 до +100 мВ, в условиях неустойчивого геохимического режима, когда протекает как слабое окисление, так и слабое восстановление целого ряда металлов (табл. 5.3).

Таблица 5.3 – Состав подземных вод в скважинах

| №№ скважин | Состав воды (формула Курлова) | Минерализация, г/л | pH | Eh, mV | t, $^0$C |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | $\frac{SO_4\ 72\ Cl\ 21}{Mg\ 48\ Ca\ 34\ Na\ 13}$ | 0,1-0,2 | 5,1-5,4 | 98-103 | 8,0-9,3 |
| 2 | $\frac{SO_4\ 94}{Ca\ 55\ Mg\ 27}$ | 0,5 | 5,0-5,1 | 111-124 | 7,7-9,0 |
| 3 | $\frac{SO_4\ 65\ Cl\ 23\ HCO_3\ 12}{Ca\ 68\ Mg\ 23}$ | 0,5 | 6,2-6,4 | 48-58 | 8,0 |
| 4 | $\frac{SO_4\ 99}{Al\ 44\ Mg\ 21\ Fe^{2+}\ 17}$ | 10,7-13,7 | 2,9-3,5 | 206-210 | 9,0-11,2 |
| 5 | $\frac{SO_4\ 99}{Al\ 43\ \ Fe^{2+}\ 26\ Mg\ 20}$ | 12,9-35,3 | 2,8-3,2 | 233-237 | 9,0-12,0 |
| 6 | $\frac{SO_4\ 93}{Ca\ 73\ Mg\ 19}$ | 1,9-2,0 | 6,1-6,2 | 58-64 | 7,4-8,4 |
| 7 | $\frac{SO_4\ 65\ HCO_3\ 33}{Ca\ 71\ Mg\ 24}$ | 0,8-0,9 | 6,7-7,0 | 18-30 | 9,1-8,5 |

Анализ микрокомпонентного состава в подземных водах выявил их экстремальное обогащение широким спектрам элементов. Содержания металлов в подземных водах превышают кларки концентраций (СС) [71] в диапазоне от одного до пяти порядков.

Пространственное распределение геохимических аномалий и интенсивность накопления элементов в подземных водах позволили разделить скважины на три зоны.

К зонам экстремального загрязнения относятся скв. № 4 и № 5. В них зафиксированы максимальные значения коэффициентов концентраций, достигающих трех порядков (в тысячи раз). Аномально высокое накопление относительно кларкового концентраций установлено для обширной ассоциации элементов: $Cu^{2+}$, Zn, $Al^{3+}$, $Fe_{общ}$, Cd, Co, $Mn^{2+}$, Ni, $Mg^{2+}$, Be, As.

К зоне умеренно-интенсивного загрязнения относятся скв. № 1, 2, 6. В районе скв. № 2 интенсивность геохимических аномалий заметно ослабевает, а величины СС снижаются на один-два порядка по сравнению с эпицентром загрязнения. В скв. № 1 и № 6 фиксируются превышения кларковых значений в десятки и сотни раз, главным образом для следующих элементов: $Zn^{2+}$, $Mn^{2+}$, Co, Cd, $Cu^{2+}$ и Ni.

К зоне локальной гидрохимической аномалии относится скв. № 7. Несмотря на нейтральную реакцию среды, в подземных водах данного створа отмечается избирательное накопление элементов, превышающее СС. Геохимический спектр аномалии здесь сужен и представлен $Mn^{2+}$, Co, $Ca^{2+}$, Be, $Mg^{2+}$, и Ni (рис. 5.5).

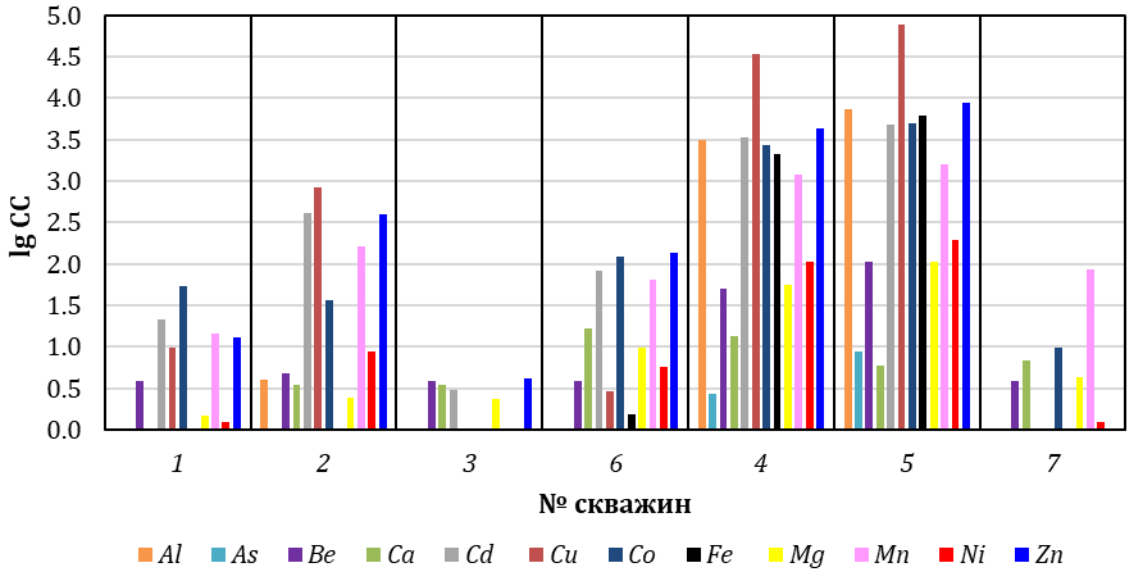



Рисунок 5.5 – Геохимический спектр элементов в воде опробованных скважин (lg CC)

### 5.1.3 Гранулометрический, минеральный и химический состав шлама в пруду-осветлителе

Донные отложения были отобраны в 5 пунктах наблюдений (пн): техногенный водоем (зона разгрузки КШВ) (пн 1), техногенный ручей после нейтрализации (пн 2), пруд-осветлитель (пн 3), долина р. Левихи после сброса с пруда-осветлителя (пн 4) и устье р. Левихи перед сбросом в р. Тагил (пн 5) (рис. 5.6). Эти пункты наблюдений позволяют дать полную характеристику изменения химического состава шахтных и поверхностных вод и донных отложений по всей цепочке: от выхода кислых шахтных вод до сброса в гидросеть.

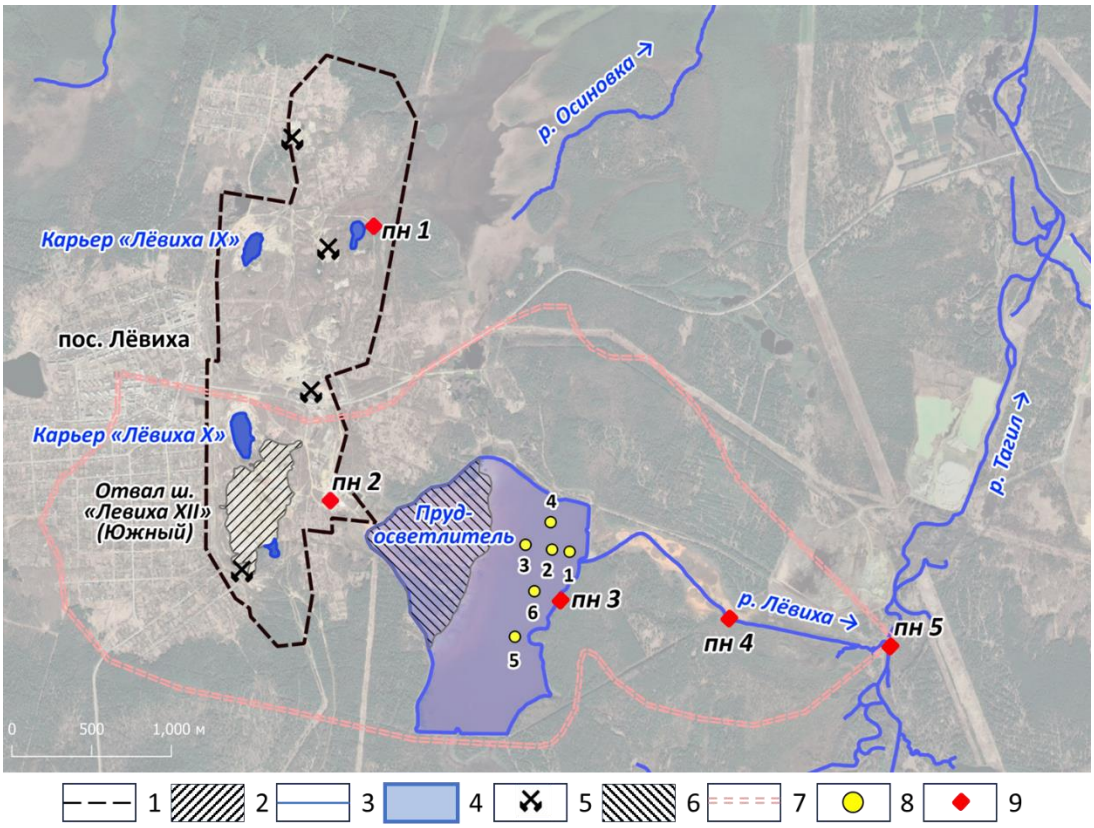



Рисунок 5.6 – Обзорная схема расположения объектов на Левихинском руднике: 1 – граница горного отвода; 2 – отвал; 3 – водотоки; 4 – водоемы; 5 – шахты; 6 – пляж пруда-осветлителя; 7 – водосбор р. Левихи; 8 – точки опробования в пруду-осветлителе; 9 – пункты наблюдений

С целью изучения минералогического и химического состава шлама непосредственно в пруду-осветлителе также были отобраны 6 проб (рис. 5.6).

Опробование донных отложений (осадков) проводилось с лодки с помощью пробоотборника Робур-ИЛ. Определение валового состава основных ($Na^{+}$, $Mg^{2+}$, $Al^{3+}$, P, S, $K^{+}$, $Ca^{2+}$, Ti, $Mn^{2+}$, $Fe_{общ}$) и примесных (Li, Be, B, Sc, V, Cr, Co, Ni, $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, Ga, As, Se, Rb, Sr, Y, Mo, Rh, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, Te, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, W, Re, Ir, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, Bi, Th, U) элементов, а также состава водных и азотнокислых вытяжек выполняли с помощью атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно связной плазмой (iCAP-6500, Thermo Scientific, USA) и масс-спектральным с индуктивно связанной плазмой (X-7, Thermo Elemental, USA) методами. Анализы выполнены в аналитическом сертификационном испытательном центре Института проблем технологии микроэлектроники и особочистых материалов РАН (г. Черноголовка).

Минералогический состав шлама анализировался в секторе наноминералогии и центре коллективного пользования уникальным научным оборудованием Пермского государственного национального исследовательского университета с использованием дифрактометрического анализа.

Донные отложения визуально – ярко оранжево-коричневые, гелеообразной консистенции. Максимальная мощность техногенных отложений фиксируется в створе точки № 1, где она достигает 7 м. При обследовании точек № 2 и 6 с применением измерительного металлопластикового пробоотборника трубчатого типа установить истинные значения мощности отложений не удалось в связи с уплотнением на дне шлама. Слой воды в измеренных точках пруда-осветлителя варьирует от 1 до 4 м [52].

По данным гранулометрического анализа донные отложения представлены в основном алеврито-глинистыми и глинисто-алевритовыми частицами, с размером не превышающим 100 мкм. Наиболее часто встречающийся размер частиц (преобладающая фракция) приходится на класс 6,30-8,00 мкм указывающая на тонкодисперсный состав в пробах 1, 4, 5. И в пробах 2, 3, 6 – более крупные частицы 12,50-16,00 мкм, что отражает существенные различия в их дисперсности и условиях образования (рис. 5.7).

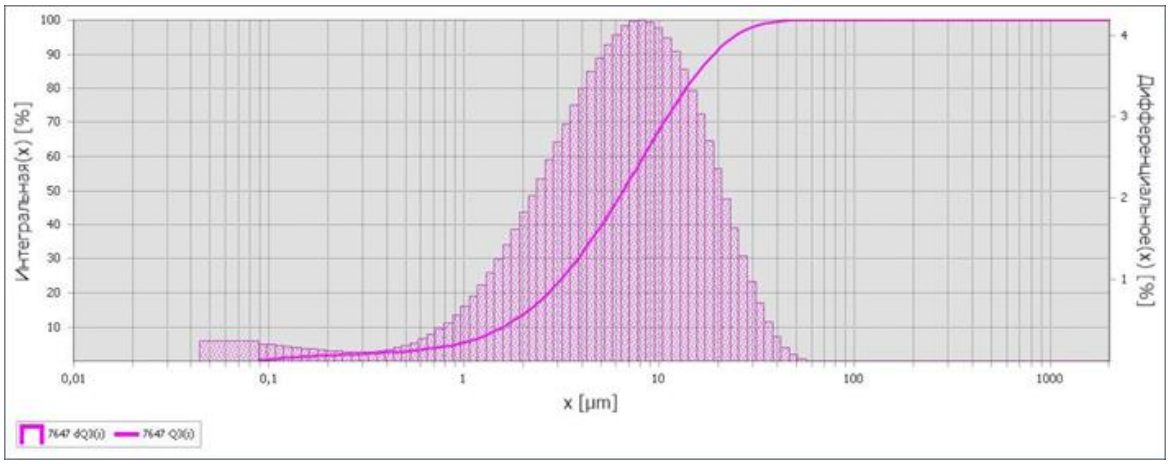



Рисунок 5.7 – Гистограмма распределения частиц ила пробы 1

В пробах шлама преобладает минеральная фаза сульфатов (гипс $CaSO_4*2H_2O$ и бассанит $CaSO_4*0,5H_2O$), массовая доля которых варьирует от 65 до 72% [46, 58]. Это указывает на высокую концентрацию сульфат-ионов и кальция в воде пруда-

осветлителя. Отмечается значительное содержание гидроксидов железа (гётит $HFeO_2$) – 11-20%. В меньшем количестве содержатся карбонаты (кальцит $CaCO_3$ – 4-8%), глинистые минералы (преимущественно гидрослюда – 4-10%) и хлорсодержащие соли (карналлит $MgCl_2*KCl*6H_2O$ – 2-4%). Содержание пирита $FeS_2$ незначительное – 1%, отмечается в пробах 2 и 6, объясняется остаточным сульфидом, не полностью окисленным (рис. 5.8).

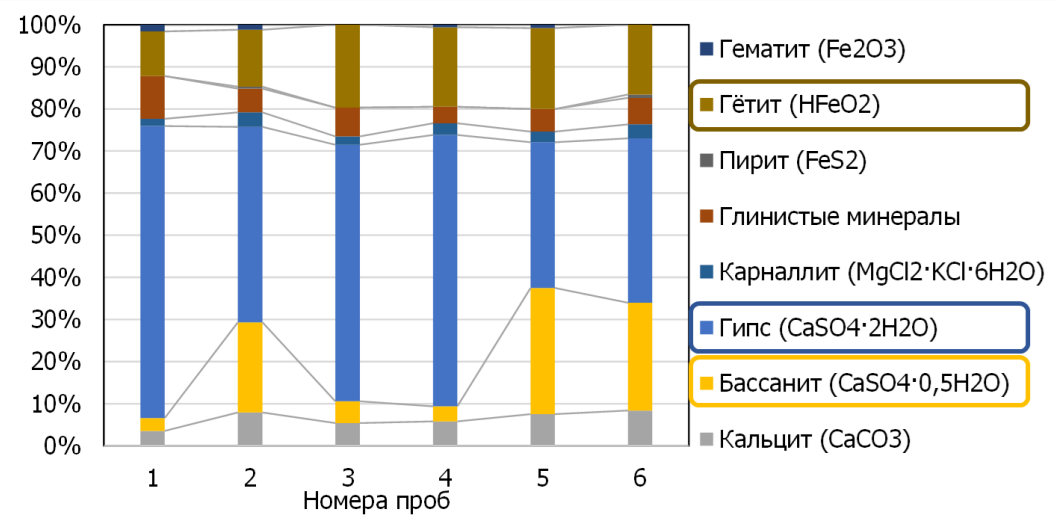



Рисунок 5.8 – Минеральный состав проб шлама, массовая доля, %

В химическом составе шлама существенно преобладают оксиды железа, серы, кальция, что соответствует минеральному составу (табл. 5.4).

Таблица 5.4 – Химический состав проб ила из пруда осветлителя, %

| Элемент | Минимальное значение | Максимальное значение | Среднее значение |
|---|---|---|---|
| $SiO_2$ | 0,91 | 1,26 | 1,11 |
| $TiO_2$ | 0,02 | 0,03 | 0,02 |
| $Al_2O_3$ | 3,68 | 5,27 | 4,26 |
| $Fe_2O_{3\ общ.}$ | 23,5 | 35 | 29,8 |
| MgO | 0,78 | 2,97 | 1,80 |
| CaO | 16,4 | 24,5 | 22,7 |
| MnO | 0,4 | 0,93 | 0,59 |
| $Na_2O$ | 0,34 | 0,61 | 0,4 |
| $K_2O$ | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| $SO_3$ | 24,7 | 29,1 | 27,9 |
| $P_2O_5$ | 0,1 | 0,15 | 0,12 |
| ППП* | 11 | 18,1 | 12,1 |

Примечание. *ППП – потери при прокаливании

На основе результатов аналитических исследований, выполненных методами пламенно-эмиссионной спектрометрии, пламенно атомно-абсорбционной спектрометрии, масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ИСП-МС), в пробах донных отложений было установлено существенное превышение ПДК, регламентируемых для почв [60], по 5 приоритетным элементам. В составе донных отложений в концентрациях, кратно превышающих ПДКп, аккумулированы элементы 1 (высокоопасные: Zn, Cd, As) и 2 (умеренно опасные: $Cu^{2+}$, Co) классов опасности (табл. 5.5).

Таблица 5.5 – Содержание компонентов в шламе и значения коэффициентов опасности

| № | Элементы | Шлам, мкг/г | | | Класс опасности [7] | Коэффициент опасности* | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | минимум | максимум | среднее значение | | минимум | максимум | среднее значение |
| 1 | As | 19 | 37 | 30 | I | 10 | 19 | 15 |
| 2 | Cd | 12 | 39 | 22 | I | 25 | 77 | 44 |
| 3 | Co | 29 | 56 | 38 | II | 6 | 11 | 8 |
| 4 | Cr | 3,3 | 5,8 | 4,2 | II | - | - | - |
| 5 | $Cu^{2+}$ | 4422 | 7749 | 6260 | II | 134 | 235 | 190 |
| 6 | $Mn^{2+}$ | 955 | 2326 | 1547 | III | - | 1,5 | - |
| 7 | Ni | 12,2 | 30 | 16,1 | II | - | 1,5 | - |
| 8 | Pb | 8,4 | 12,8 | 11 | I | - | - | - |
| 9 | Sb | 0,4 | 0,6 | 0,4 | II | - | - | - |
| 10 | V | 5 | 12 | 8,5 | III | - | - | - |
| 11 | $Zn^{2+}$ | 8717 | 18558 | 10138 | I | 158 | 337 | 185 |

Примечание. * – коэффициент опасности определялся как $K_o = C_i/C_{пдк}$, где $C_i$ — концентрация i-го вещества; $C_{пдк}$ — предельно допустимая концентрация i-го вещества. Для детального анализа были выбраны компоненты, которые имеют превышения по ПДКп; - – не превышает ПДКп.

*Элементный состав водной и кислотных вытяжки.* Для количественной оценки содержания легкорастворимых и потенциально мобильных форм элементов в донных отложениях были выполнены анализы водных и кислотных вытяжек.

В составе водной вытяжки зафиксировано превышение предельно допустимых концентраций для водных объектов рыбохозяйственного значения (ПДКрх) по 14 элементам, включая макро- и микрокомпоненты: $Al^{3+}$, B, $Ca^{2+}$, Cd, Co, $Cu^{2+}$, $Fe_{общ}$, Li, $Mn^{2+}$, $Na^{+}$, Ni, S, Sr, и $Zn^{2+}$. Наиболее экстремальный уровень накопления в жидкой фазе установлен для кобальта и бора, концентрации которых

превышают нормативные показатели рыбохозяйственного качества в 1,4 и 1,3 тыс. раз соответственно.

В спектре водорастворимых компонентов приоритетное геоэкологическое значение имеет группа из 6 высокотоксичных элементов. Среди них выделяется Cd, относящийся ко 2-му классу опасности (высокоопасные вещества), а также ряд элементов 3-го класса опасности (умеренно опасные вещества): Co, $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, Ni и Sr (табл. 5.6).

Таблица 5.6 – Содержание компонентов в водной вытяжке и значения коэффициента опасности

| № | Элементы | Водная вытяжка, мкг/г | | | Класс опасности [7] | Коэффициент опасности | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | минимум | максимум | среднее значение | | минимум | максимум | среднее значение |
| 1 | $Al^{3+}$ | 3,3 | 80,1 | 4,4 | IV | 84 | 2002 | 111 |
| 2 | B | 101 | 287 | 135 | IV | 1013 | 2868 | 1354 |
| 3 | $Ca^{2+}$ | 5499 | 6455 | 6092 | IV | 31 | 36 | 34 |
| 4 | Cd | 0,004 | 11,3 | 0,02 | II | - | 2258 | 4 |
| 5 | Co | 0,1 | 29 | 14,4 | III | 8 | 2866 | 1437 |
| 6 | $Cu^{2+}$ | 0,2 | 215 | 0,8 | III | 208 | 214 949 | 806 |
| 7 | $Fe_{общ}$ | 1,8 | 274,2 | 3,8 | IV | 18 | 2742 | 38 |
| 8 | Li | 0,1 | 0,4 | 0,3 | IV | - | 5 | 3 |
| 9 | $Mn^{2+}$ | 0,4 | 863 | 2,6 | IV | 41 | 86 313 | 260 |
| 10 | $Na^{+}$ | 911 | 3987 | 1874 | IV | 8 | 33 | 16 |
| 11 | Ni | 0,1 | 4 | 2,1 | III | 13 | 405 | 209 |
| 12 | **S** | 6019 | 13064 | 7050 | IV | 602 | 1306 | 705 |
| 13 | Sr | 7,5 | 11,6 | 10,7 | III | 19 | 29 | 27 |
| 14 | $Zn^{2+}$ | 0,8 | 5572,4 | 2,6 | III | 84 | 557 239 | 259 |

Примечание. «-» - не превышает ПДКрх

В свою очередь, в жидкой фазе кислотных вытяжек зафиксировано масштабное извлечение загрязняющих веществ, выразившееся в превышении ПДКрх по 24 элементам. Наиболее экстремальная интенсивность мобилизации установлена для $Cu^{2+}$, концентрация которой превышает рыбохозяйственный норматив в $5,4*10^6$ раз, и Zn превышение в 940,8 тыс. раз. Аномально высокие уровни накопления в кислой среде также характерны для широкого спектра компонентов, включающего $Fe_{общ}$, $Mn^{2+}$, $Al^{3+}$, W, Cd, S, Co, V, Br, Pb, Ni и Be. Из токсичных элементов особенно заметны повышенные концентрации по 12 элементам. Среди них выделяют Cd, Pb и Be, относящиеся ко 2-му классу

опасности (высокоопасные вещества), а также ряд элементов 3-го класса опасности (умеренно опасные вещества): $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, W, Co, V, Ni, As, Cr, Te (табл. 5.7).

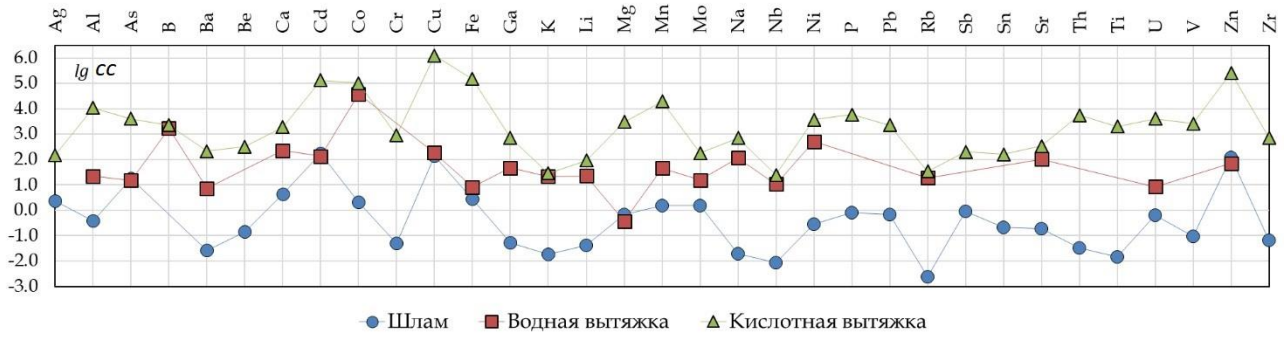
Таблица 5.7 – Содержание компонентов в кислотной вытяжке и значения коэффициента опасности

| № | Элементы | Кислотная вытяжка, мкг/г | | | Класс опасности [7] | Коэффициент опасности | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | минимум | максимум | среднее значение | | минимум | максимум | среднее значение |
| 1 | $Al^{3+}$ | 1 558 | 2 931 | 2 199 | IV | 38 935 | 73 265 | 54 965 |
| 2 | As | 5 | 19 | 10 | III | 100 | 384 | 202 |
| 3 | B | 119 | 243 | 181 | IV | 1 194 | 2 427 | 1 811 |
| 4 | Ba | 2,6 | 7,7 | 5,9 | IV | 3 | 10 | 8 |
| 5 | Be | 0,3 | 0,7 | 0,4 | II | 1 029 | 2 221 | 1 418 |
| 6 | $Ca^{2+}$ | 45 383 | 52 152 | 51 025 | IV | 252 | 290 | 283 |
| 7 | Cd | 11,4 | 39 | 20 | II | 2 275 | 7 768 | 4 035 |
| 8 | Co | 26,6 | 61,3 | 38,0 | III | 2 659 | 6 129 | 3 800 |
| 9 | Cr | 3,0 | 5,4 | 3,6 | III | 149 | 272 | 182 |
| 10 | $Cu^{2+}$ | 3 462 | 6 875 | 5 452 | III | $3{,}46 * 10^6$ | $6{,}87 * 10^6$ | $5{,}45 * 10^6$ |
| 11 | $Fe_{общ}$ | 49 549 | 106 712 | 68 335 | IV | 495 487 | $10{,}67 * 10^6$ | 683 348 |
| 12 | Li | 0,5 | 1,1 | 1,0 | IV | 6 | 14 | 13 |
| 13 | $Mg^{2+}$ | 17 702 | 27 457 | 26 129 | IV | 443 | 686 | 653 |
| 14 | $Mn^{2+}$ | 808 | 2 062 | 1 120 | IV | 80 789 | 206 187 | 111 970 |
| 15 | $Na^{+}$ | 3 588 | 20 153 | 11 458 | IV | 30 | 168 | 95 |
| 16 | Ni | 11,6 | 27,7 | 15,4 | III | 1 160 | 2 768 | 1 540 |
| 17 | Pb | 7,6 | 10,6 | 9,4 | II | 1 272 | 1 770 | 1 571 |
| 18 | **S** | 34 122 | 53 939 | 38 342 | IV | 3 412 | 5 394 | 3 834 |
| 19 | Sr | 25 | 55 | 36 | III | 62 | 138 | 90 |
| 20 | Te | 0,3 | 0,7 | 0,4 | III | 84 | 236 | 137 |
| 21 | Ti | 11,7 | 15,3 | 14,2 | IV | 195 | 255 | 237 |
| 22 | V | 2,7 | 6,0 | 3,8 | III | 2 737 | 6 007 | 3 781 |
| 23 | W | 2,6 | 7,1 | 4,0 | III | 3 220 | 8 899 | 5 020 |
| 24 | $Zn^{2+}$ | 7 515 | 18 855 | 9 409 | III | 751 513 | $1{,}89 * 10^6$ | 940 871 |

Химический состав опробованных компонентов представлен в виде обобщенной ассоциации: вверху данные по шламу, в середине и внизу для водной и кислотной вытяжки. Перед квадратной скобкой – класс опасности элемента (приведены данные по I-III классам опасности), справа от наименования элемента – кратность превышения ПДК: для шлама ПДКп, для водной и кислотной вытяжки ПДКрх:

$$\frac{I[Zn(185)Cd(44)As(15)]\ II[Cu(190)Co(8)]}{II[Cd(4)]\ III[Co(1437)Cu(806)Zn(259)Ni(209)Sr(27)]}$$
$$II[Cd(4035)Pb(1571)Be(1418)]III[Cu(5*10^6)Zn(9*10^5)W(5020)Co(3800)V(3781)Ni(1540)As(202)Cr(182)Te(137)]$$

По анализу геохимического спектра донных отложений в пруду-осветлителе наиболее интенсивное накопление относительно кларковых значений фиксируется по 10 элементам: Ag, As, $Ca^{2+}$, Cd, Co, $Cu^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Mn^{2+}$, Mo, $Zn^{2+}$. При исследовании водной вытяжки установлено аномальное присутствие по 21 элементу. Диапазон кратности превышения рыбохозяйственных нормативов варьирует от минимальных значений для Ba (в 7 раз) до экстремальных максимумов для Co, достигающих $3{,}8*10^4$ раз. В кислотной вытяжке по 33 элементам минимальные значения по Nb (в 25 раз) и максимальные по $Cu^{2+}$ в $12*10^5$ раз (рис. 5.9).




Примечание. для шлама приведен lg для кларка концентраций в земной коре по А.П. Виноградову [4]; для водной и кислотной вытяжки приведен lg для кларка концентраций в подземной воде по С.Л. Шварцеву [71].; B в шламе не определялся; Ag, Be, Cr, P, Pb, Sb, Sn, Th, Ti, V, Zr в анализах водной вытяжки ниже предела обнаружения

Рисунок 5.9 – Геохимический спектр элементов в шламе, водной и кислотной вытяжках

## 5.2 Физико-химическое моделирование формирования состава вод и форм переноса компонентов в поверхностных и подземных водах

Физико-химическое моделирование (термодинамические расчеты) играет ключевую роль в изучении процессов формирования состава подземных и поверхностных вод на горнопромышленных территориях, где активная добыча, переработка полезных ископаемых, а затем и ликвидация рудников приводят к значительным изменениям гидрохимического режима. Моделирование (расчет) позволяет прогнозировать распределение и трансформацию загрязняющих веществ (тяжёлых металлов, сульфатов и кислот) с учётом факторов, таких как pH, окислительно-восстановительные условия, температура и взаимодействие с породами [5, 13, 14, 17, 29]. Важное значение имеет анализ форм переноса

компонентов (растворённые, коллоидные, взвешенные), поскольку они определяют миграционную способность и токсичность загрязнителей [16]. Это в дальнейшем помогает оценить влияние антропогенной нагрузки на водные экосистемы и разработать меры по минимизации экологического ущерба.

Определение миграционных форм компонентов и процессов формирования состава подземных и поверхностных вод проводилось методом термодинамических расчётов с использованием программы равновесного физико-химического моделирования геохимических процессов в системе «вода-порода» Visual MINTEQ 3.1 [120]. Принцип работы ПО основан на законе действующих масс. Количественной характеристикой химического равновесия служит константа равновесия. Она определяется через концентрации всех участников реакции в состоянии равновесия, т. е. через равновесные концентрации. Для обратимой реакции

$$aA + bB \leftrightarrow cC + Dd \quad (5.4)$$

протекающей в растворе или в газовой фазе, термодинамическое равновесие равно произведению равновесных концентраций продуктов, делённому на произведение равновесных концентраций исходных веществ, причём концентрация каждого вещества возводится в степень, равную коэффициенту при этом веществе в уравнении реакции [104]:

$$K = \frac{\{C\}^c * \{D\}^d}{\{A\}^a * \{B\}^b} \quad (5.5)$$

где a, b, c, d – количество молей реагентов A, B и конечных продуктов C, D, соответственно, для реакции (5.4); K – термодинамическое равновесие или константа диссоциации.

Достоверность лабораторных анализов химического состава подземных вод характеризуется массовым равновесием анионов и катионов (погрешность баланса balance error BE, %), которая рассчитывается как [89]:

$$BE = 100 * Abs\left(\frac{\mathrm{SumA-SumC}}{\mathrm{SumA+SumC}}\right) \quad (5.6)$$

где SumA — сумма анионов (экв/кг растворителя), SumC — сумма катионов (экв/кг растворителя).

Для определения степени насыщения раствора относительно конкретных минералов использовалось два взаимодополняющих метода.

Первый, основан на информации, полученной по данным расчета индексов насыщения SI (saturation indices). Индекс насыщения SI определяется как разница между log IAP (ion activity product, произведение ионной активности продуктов реакции) и log Ks (константа растворимости минерала при данной температуре) [96, 104]:

$$SI = \log \text{IAP} - \log K_s \quad (5.7)$$

Раствор при SI<0 является ненасыщенным; при SI=0 находится в равновесии с твердой фазой; при SI>0 становится пересыщенным. Если раствор ненасыщен, прогнозируется растворение соответствующей твердой фазы. При условии, что раствор пересыщен, наиболее вероятной будет реакция осаждения растворенных веществ из раствора.

Второй, традиционный метод, включает отбор проб и последующий минералогический анализ состава донных отложений, что позволяет непосредственно идентифицировать реально существующие минералы. Тем не менее, результаты термодинамического моделирования дают более широкий спектр минеральных и вторичных фаз, которые не всегда определяются при стандартном анализе.

### 5.2.1 Формы миграции элементов и результаты расчетов индексов насыщения в подземных водах

Согласно результатам термодинамических расчетов, приоритетные формы миграции элементов в подземных водах зависят от их валентности.

Установлено, что однозарядные катионы (натрий и калий) характеризуются максимальной подвижностью и мигрируют преимущественно в виде свободных (акватированных) ионов, доля которых в среднем превышает 95%. Для

двухзарядных катионов (в частности, кальций, магний, марганец, цинк) также доминирует простая ионно-растворенная форма, составляющая более 55% от их суммарного содержания. Менее значимая, но геохимически важная часть этих компонентов мигрирует в виде комплексных сульфатных ассоциаций (преимущественно нейтральных ионных пар типа $[MeSO_4]^0$, доля которых возрастает по мере роста общей минерализации и сульфатности растворов (рис. 5.8).

Fe является поливалентным элементом и, в зависимости от величины окислительно-восстановительного потенциала, присутствует в водных растворах в степенях окисления 2+ или 3+ [9, 79, 81, 93, 107]. Так, $Fe^{2+}$ мигрирует преимущественно в виде свободных аква-ионов, доля которых варьирует в диапазоне от 51 до 91%, либо в форме сульфатных комплексов $[FeSO_4]^+$ (до 56%). Форма миграции окисленного $Fe^{3+}$ определяется кислотно-основными свойствами (pH) гидрохимической среды: в слабокислой и нейтральной среде присутствуют преимущественно в виде гидроксокомплексов ($[FeOH_2]^+$, $[Fe(OH)]^{2+}$), в кислой среде это сульфатные комплексы, среди которых отмечаются следующие формы $[FeSO_4]^+$ и $[Fe(SO_4)_2]^-$.

$Al^{3+}$ характеризуется разнообразием формируемых в подземных водах миграционных форм, спектр которых зависит от изменения физико-химических параметров среды. Исключение составляют скважины №№ 4, 5. В кислой воде данных скважин (pH=2,8-3,5) $Al^{3+}$ мигрирует преимущественно в сульфатных комплексах $[AlSO_4]^+$ и $[Al(SO_4)_2]^-$ (рис. 5.10).

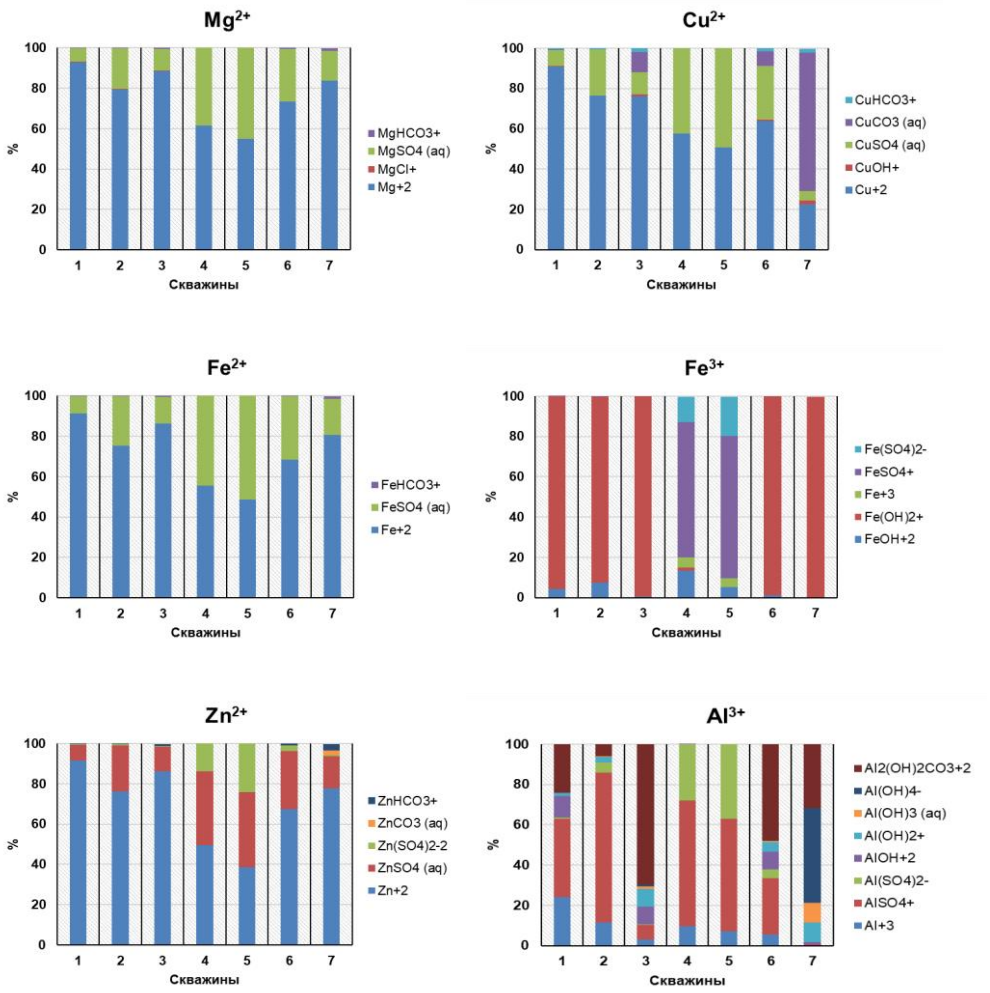



Рисунок 5.10 – Формы миграции элементов в подземных водах

По результатам обработки химических анализов и физико-химического моделирования (термодинамические расчеты) все опробованные скважины были разделены на 3 обособленные группы (рис. 5.11).

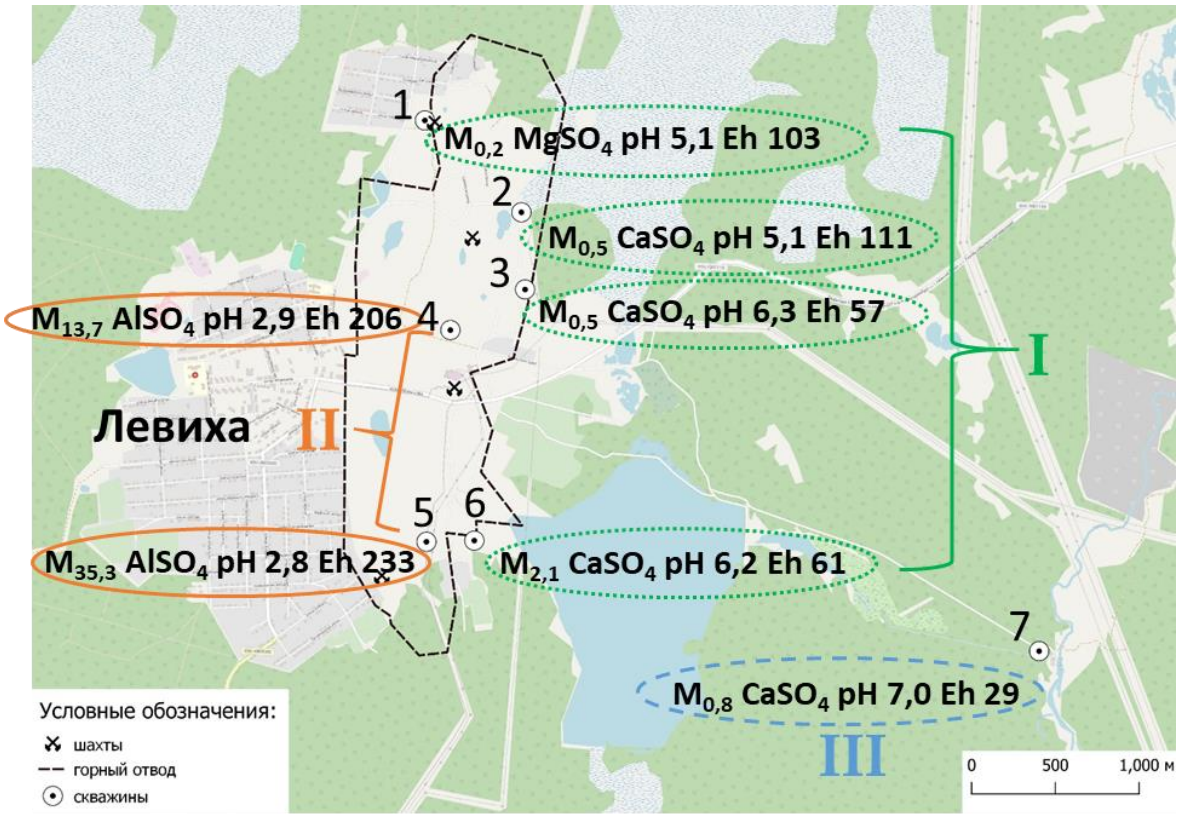



Рисунок 5.11 – Схема размещения скважин и химический состав воды в них

I группа – это вода в скв. № 1, 2, 3, 6, которые локализуются в границах бывшего горного отвода. Воды характеризуются сульфатным магниево-кальциевым и кальциево-магниевым составом, слабоминерализованные (до 0,2 г/л). Водородный показатель варьирует в умеренно- и слабокислом диапазоне от 5,1 (скв. № 2) до 6,2 (скв. № 3). Группа характеризуются идентичны характером термодинамического равновесия в система «вода-порода». Согласно полученным значениям индексов насыщения, воды пересыщены по отношению к минералам алюминия: диаспору, бассалюминиту, алуниту и гиббситу, что указывает на потенциальную готовность к осаждению.

II группа представлена водой в скв. № 4 возле ствола ш. «Центральная» и № 5 возле отвала «Южный», которые расположены в центре горного отвода. Воды классифицируются как кислые сульфатные с преобладанием магния и алюминия либо железа и алюминия с минерализацией от 10,7 до 35,3 г/л. Пересыщены по отношению к минеральным фазам из групп оксидов, сульфатов и оксид-

гидроксидов железа: ярозиту, гематиту, маггемиту, гетиту и лепидокрокиту, что подтверждает образование КШВ и запуск процессов вторичного гидролиза железа.

III группа – это вода скв. № 7, расположенная за пределами горного отвода (возле устья р. Левихи). Вода классифицируется нейтральной средой гидрокарбонатно-сульфатного магниево-кальциевого типа, с минерализацией до 0,9 г/л. В воде фиксируется умеренное перенасыщение растворов как по отношению к минералам карбонатной группы (родохрозиту), так и по бассалюминиту, гиббситу и диаспору (табл. 5.8, рис. 5.12) [53].

Таблица 5.8 – Индексы насыщения (SI) вод к группам минералов

| Минерал | Формула | Группа | Номера скважин | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | 1 | 2 | 3 | 6 | 4 | 5 | 7 |
| | | | Номера групп | | | | | | |
| | | | I | | | | II | | III |
| $Al(OH)_3$ | $Al(OH)_3$ | гидроксиды | 0,4 | - | 1,2 | 0,7 | - | - | 1,9 |
| Гиббсит (С) | γ-$Al(OH)_3$ | | 0,9 | 0,5 | 1,8 | 1,3 | - | - | 2,5 |
| $Al_4(OH)_{10}SO_4$(s) | $Al_4(OH)_{10}SO_4$ | сульфаты | 2,6 | 2,1 | 4,5 | 3,6 | - | - | 5,7 |
| $AlOHSO_4$(s) | $AlOHSO_4$ | | - | - | - | - | 0,9 | 0,9 | - |
| Алунит | $KAl_3(OH)_6(SO_4)_2$ | | 1,9 | 2,3 | 2,1 | 2,4 | 0,5 | - | 2,3 |
| Ярозит | $KFe^{3+}{}_3(OH)_6(SO_4)_2$ | | - | - | - | - | 5,8 | 4,6 | - |
| Бёмит | γ-AlO(OH) | оксид-гидроксиды | 0,0 | - | 0,8 | 0,3 | - | - | 1,6 |
| Диаспор | AlO(OH) | | 1,8 | 1,4 | 2,7 | 2,2 | - | - | 3,4 |
| Ферригидрит | $(Fe^{3+})_2O_3$•$0.5H_2O$ | | - | - | - | - | 0,8 | 0,2 | - |
| Гетит | FeO(OH) | | - | - | - | - | 3,4 | 2,8 | 1,2 |
| Лепидокроцит | γ-FeO(OH) | | - | - | - | - | 3,1 | 2,6 | 0,9 |
| Гематит | $Fe_2O_3$ | оксиды | - | - | 0,8 | 1,8 | 9,1 | 7,9 | 4,7 |
| Герцинит | $FeAl_2O_4$ | | - | - | 1,8 | 1,3 | - | - | 5,0 |
| Магнетит | $Fe_3O_4$ | | - | - | 1,9 | 3,3 | 7,6 | 6,2 | 7,6 |
| Феррит меди | $CuFe_2O_4$ | | - | - | - | - | 4,1 | 2,7 | 2,8 |
| Магхемит | γ-$Fe_2O_3$ | | - | - | - | - | 2,6 | 1,5 | - |
| $MnCO_3$ (am) | $MnCO_3$ | карбонаты | - | - | - | - | - | - | 0,1 |
| Родохрозит | $MnCO_3$ | | - | - | - | - | - | - | 0,6 |

Примечание. «-» – индекс насыщения меньше 0.

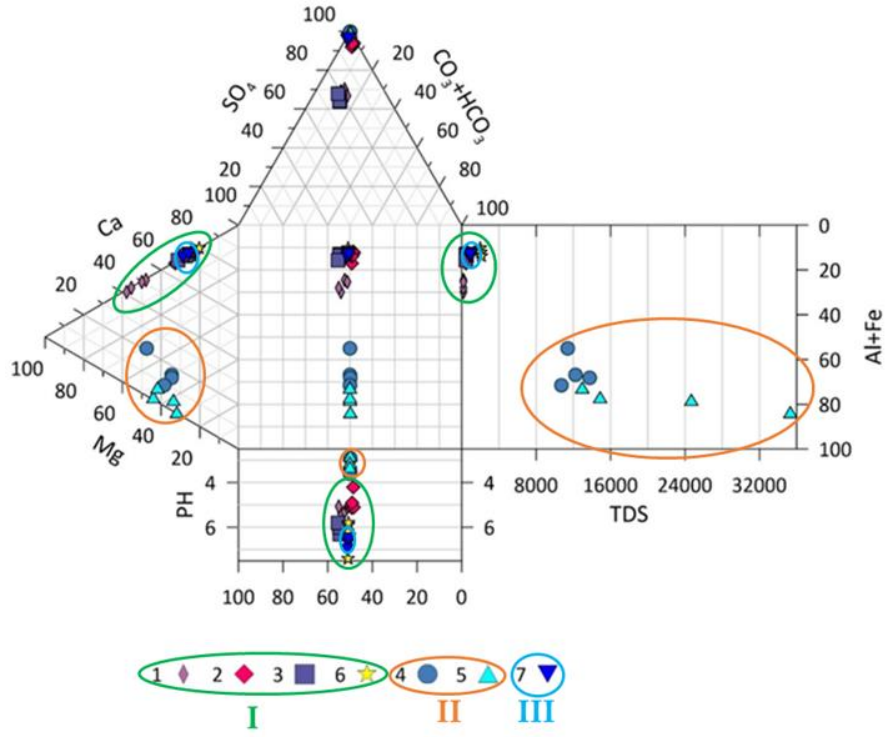



Рисунок 5.12 – Диаграмма Дурова (%-экв/л)

На основе термодинамических расчетов количественно определены формы гидрохимической миграции, оценен массовый баланс компонентов в системе «вода-порода» и рассчитаны индексы их насыщения (SI). При действующей системе откачки не происходит масштабного загрязнения подземных вод на Левихинском руднике. Оно локализуется в районе шахтного ствола «Центральный» (скв. № 4) и отвала «Южный» (скв. № 5). На Левихинском руднике пространственная дифференциация минерализации подземных вод трещинно-карстового горизонта в условиях восходящей фильтрации обусловлена мозаично-блоковой структурой и техногенной анизотропией проницаемости вмещающего массива. Аномально высокие показатели (≈13,7 г/л) и ультракислая среда (pH 2,9-3,5) в зоне шахтного ствола «Центральный» (скв. № 4) связаны с прямым выходом в высокопроводящий тектоно-техногенный узел, тогда как в соседних скважинах происходит эффективное разбавление инфильтрационными водами, что удерживает минерализацию в фоновых пределах.

### 5.2.2 Формы миграции элементов и результаты расчетов индексов насыщения в шахтных и поверхностных водах

По данным термодинамических расчетов однозарядные катионы $Na^+$ и $K^+$ мигрируют практически полностью в виде свободных (акватированных) ионов. Такие элементы, как $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$ и $Mn^{2+}$ во всех водах от кислой до щелочной среды мигрируют в свободной форме (в среднем по всем пунктам наблюдений 60%). (табл. 5.9).

Таблица 5.9 – Формы миграции элементов в пунктах наблюдений

| **№№ пн и положение** | **Показатели состава воды** | **Формы миграции** | |
|---|---|---|---|
| | | **Главные** | **Второстепенные** |
| пн 1<br>Техногенный водоем | pH= 3,8<br>Eh= 185 мВ<br>ΣM= 10,1 г/л | $Fe^{2+}$, $AlSO_4$, $Ca^{2+}$, $Cu^{2+}$, $K^+$, $Mg^{2+}$, $Na^+$, $Mn^{2+}$, $Zn^{2+}$ | $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(SO_4)$, $FeSO_4$, $Al(SO_4)^2$, $CaSO_{4(aq)}$, $CuSO_{4(aq)}$, $MgSO_{4(aq)}$, $MnSO_{4(aq)}$, $ZnSO_{4(aq)}$, $SO_4^{2-}$ |
| пн 2<br>Техногенный ручей после нейтрализации | pH= 9,4<br>Eh= - 287 мВ<br>ΣM= 2,5 г/л | $Fe^{2+}$, $Fe(OH)_4$, $Al(OH)_4$, $Ca^{2+}$, $K^+$, $Mg^{2+}$, $Na^+$, $Mn^{2+}$, $Zn(OH)_{2(aq)}$ | $FeSO_4$, $CaSO_{4(aq)}$, $CuOH+$, $Cu(OH)_2$, $MgSO_{4(aq)}$, $MnSO_4^+$ |
| пн 3<br>Пруд-осветлитель | pH= 4,8<br>Eh= 120 мВ<br>ΣM= 1,5 г/л | $Fe^{2+}$, $Fe(OH)^{2+}$, $Ca^{2+}$, $Cu^{2+}$, $K^+$, $Mg^{2+}$, $Na^+$, $Mn^{2+}$, $Zn^{2+}$ | $FeSO_4$ (aq), $CaSO_{4(aq)}$, $CuSO_4^+$, $ZnSO_{4(aq)}$ |
| пн 4<br>Р. Левиха ближе к устью | pH= 6,1<br>Eh= 35 мВ<br>ΣM= 2,2 г/л | $Fe^{2+}$, $Fe(OH)_2^+$, $Ca^{2+}$, $Cu^{2+}$, $K^+$, $Mg^{2+}$, $Na^+$, $Mn^{2+}$, $Zn^{2+}$ | $FeSO_4$, $AlSO_4$, $CaSO_{4(aq)}$, $CuSO_{4(aq)}$, $MgSO_{4(aq)}$, $MnSO_{4(aq)}$, $ZnSO_{4(aq)}$ |
| пн 5<br>Устье р. Левиха | pH= 6,1<br>Eh= 52 мВ<br>ΣM= 3,5 г/л | $Fe^{2+}$, $Fe(OH)_2^+$, $Ca^{2+}$, $Cu^{2+}$, $K^+$, $Mg^{2+}$, $Na^+$, $Mn^{2+}$, $Zn^{2+}$ | $FeSO_4$, $CaSO_{4(aq)}$, $CuSO_{4(aq)}$, $AlSO_4$, $Al_2(OH)_2CO_3$, $MgSO_{4(aq)}$, $MnSO_{4(aq)}$, $ZnSO_{4(aq)}$ |

Примечание. Главные – более 50 %; второстепенные – от 25 % до 49% валового содержания

Распределение растворенных форм $Cu^{2+}$ демонстрирует резкий выраженный контраст между кислыми, околонейтральными и щелочными средами. В кислых водах pH= 3,8-4,8 (техногенный водоем и пруд-осветлитель) и околонейтральных pH ~6,1 (в р. Левихе ближе к устью и в устье) средах доминирующими миграционными формами выступают свободный ион $Cu^{2+}$ (56-73%) и нейтральный сульфатный комплекс $[CuSO_4]^0$ (27-44%), что суммарно составляет более 97% всего

растворенного металла, тогда как доля мономерных гидрооксокомплексов в указанных интервалах минимальна.

При переходе в щелочную среду pH=9,4 (техногенный ручей после нейтрализации) происходит полная трансформация: растворимость $Cu^{2+}$ обеспечивается исключительно за счет гидролиза. Среди образующихся гидроксокомплексов преобладает нейтральный $[Cu(OH)_2]^0$ (~49%), а также значительны доли $[CuOH]^+$ (~29%) и $[Cu(OH)_3]^-$ (~18%) (рис. 5.13, табл. 5.9).

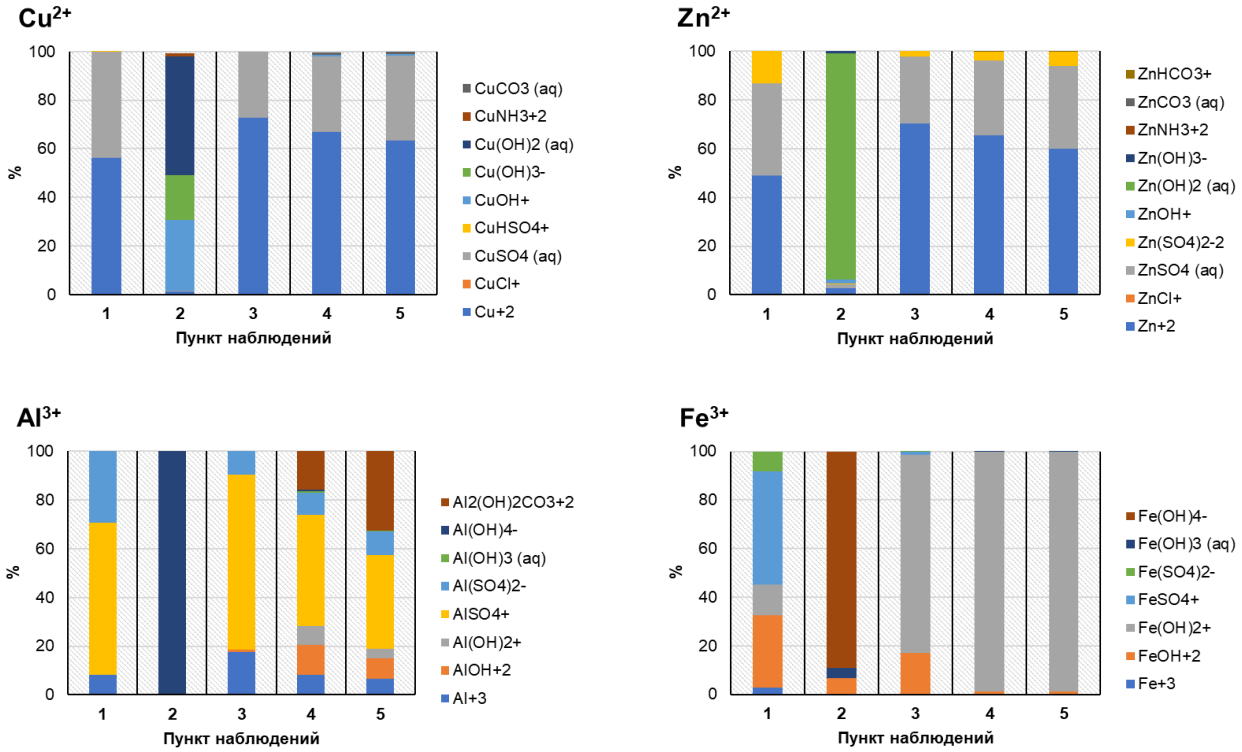



Рисунок 5.13 – Формы миграции элементов в пунктах наблюдений

$Zn^{2+}$ подчиняется сходной общей геохимической тенденции как и $Cu^{2+}$, тем не менее характеризуется специфическими особенностями. В кислой среде наряду с преобладающим свободным ионом $Zn^{2+}$ (48-70%) и нейтральным комплексом $[ZnSO_4]^0$ (27-38%) существенную роль начинает играть анионный сульфатный комплекс $[Zn(SO_4)_2]^{2-}$, доля которого достигает 13%. В околонейтральных водах доля этого анионного комплекса возрастает до 6%, что, отражает увеличение ионной силы и концентрации сульфата по пути миграции. В сильнощелочной

среде, аналогично $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$ практически полностью (более 92%) переходит в форму нейтрального гидроксида $[Zn(OH)_2]^0$ (рис. 5.13, табл. 5.9).

$Al^{3+}$ в кислой среде pH=3,8-4,8 (техногенный водоеме и пруд-осветлитель) мигрирует в основном в сульфатной форме $[AlSO_4]^+$ (~70%). В щелочной среде (pH=9,4) $Al^{3+}$ находится только в форме анионного гидроксокомплекса $[Al(OH)_4]^-$. В околонейтральной среде (в р. Левихе ближе к устью и в устье) $Al^{3+}$ присутствует в следующих растворимых комплексных формах: $[Al(OH)_2]^+$, $[Al(SO_4)_2]^-$, $[Al_2(OH)_2(CO_3)]^{2+}$ (рис. 5.13, табл. 5.9).

В кислых гидрохимических условиях $Fe^{2+}$ распределяется между двумя миграционными формами, либо в свободной форме (до 70 %), либо в составе нейтрального сульфатного комплекса $[FeSO4]^0$ (до 30%).

Для $Fe^{3+}$ характерно образование комплексных соединений. В кислых водах их состав существенно зависит от pH: в техногенном водоеме (pH=3,8) преобладают катионные комплексы $[FeSO_4]^+$ и $[FeOH]^{2+}$, тогда как в пруду-осветителе (pH=4,8) доминирует $[Fe(OH)_2]^+$. В околонейтральных водах (pH=6,1) практически весь растворённый Fe(III) представлен гидроксокомплексом $[Fe(OH)_2]^+$ (~99%). После нейтрализации (pH=9,4) основной формой становится анионный гидроксокомплекс $[Fe(OH)_4]^-$ (~89%) (рис. 5.13, табл. 5.9).

Анализ значений индекса насыщения (SI) позволяет оценить термодинамическую тенденцию к растворению или осаждению фаз в различных геохимических зонах, коррелирующую с кислотностью среды и установленными формами миграции элементов.

Для $Cu^{2+}$ характерно устойчивое недонасыщение растворов относительно её основных минеральных фаз (тенорит CuO, брошантит $Cu_4SO_4(OH)_6$, $Cu(OH)_2$) во всех кислых и околонейтральных точках (SI от -3,5 до -14,6). Это полностью соответствует преобладанию в этих водах высокорастворимых форм – свободного иона $Cu^{2+}$ и нейтрального комплекса $[CuSO_4]^0$. При переходе в щелочную среду (pH=9,4) индексы насыщения для $Cu(OH)_2$ и тенорита приближаются к нулевым значениям или смещаются в слабоположительные значения (0,2 и 0,9,

соответственно), что коррелирует с интенсивным гидролизом меди и переходом ее в слаборастворимые гидроксокомплексы ($[Cu(OH)_2]^0$, $[Cu(OH)_3]^-$).

Для $Al^{3+}$ наблюдается характерная эволюция от недонасыщения в кислых водах к пересыщению в нейтрально-щелочных. В техногенном водоеме (pH=3,8) воды недонасыщены относительно гидроксидов алюминия (гиббсит, «почвенный» $Al(OH)_3$), для которых зафиксированы отрицательные значения SI (от -1,6 до -1,1), что согласуется с доминированием в этих условиях хорошо растворимых катионных комплексов $[AlSO_4]^+$ и свободного иона $Al^{3+}$. Напротив, основные сульфаты алюминия ($Al_4OHSO_4$) и особенно алунит ($KAl_3(SO_4)_2(OH)_6$) демонстрируют положительные SI (1,2 и 2,9 соответственно), указывая на их потенциальную устойчивость в кислой сульфатной среде. В пруду-осветителе (pH=4,8) и особенно в околонейтральных водах (pH~6.1) большинство гидроксидов и оксигидроксидов алюминия (гиббсит, диаспор) становятся пересыщенными (SI>0), что соответствует переходу алюминия в слаборастворимые гидроксокомплексы $[Al(OH)_2^+]$ и снижению его общей миграционной способности из-за сорбции и соосаждения. В щелочной среде (pH=9,4) все сульфатные фазы алюминия становятся резко недонасыщенными (SI для $AlOHSO_4$ падает до -7,5), что обусловлено полным разрушением сульфатных комплексов и переходом элемента в анионный гидроксокомплекс $[Al(OH)_4]^-$ (табл. 5.10).

Минералы $Fe^{3+}$ демонстрируют сходную, но более контрастную геохимическую дифференциацию. В кислых водах (pH=3,8–4,8) все оксигидроксиды (ферригидрит, гетит, лепидокрокит) и оксиды железа (гематит, маггемит) являются сильно недонасыщенными (SI от -1,9 до -5,5), что термодинамически благоприятствует миграции железа в виде комплексов $[FeOH]^{2+}$, $[Fe(OH)_2]^+$ и $[FeSO_4]^+$. При переходе к околонейтральным условиям (pH=6,1) недонасыщение уменьшается (SI приближается к 0), а в щелочной среде (pH=9,4) термодинамический расчёт указывает на резкое пересыщение для оксидных фаз, таких как гематит (SI=8,3), магнетит (SI=15,7) и герцинит ($FeAl_2O_4$, SI=8,6). Аномально высокие положительные значения SI свидетельствуют о

метастабильности (неравновестности) водной системы относительно указанных минералов и об осаждении более легко образующихся гидролизующихся аморфных форм, таких как ферригидрит (SI ≈ 0) [51].

Расчёты индексов насыщения согласуются с установленными по моделированию формами миграции элементов и подтверждают общий геохимический сценарий: кислые условия способствуют растворению и миграции металлов в виде катионов и нейтральных комплексов, тогда как нейтрализация создаёт термодинамические предпосылки для их осаждения, преимущественно в форме гидроксидов.

Таблица 5.10 – Индексы насыщения (SI) вод к группам минералов

| Минерал | Формула | Группа | Пункты наблюдений | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Зона обрушения (pH= 3,8) | Станция нейтрализации (pH=9,4) | Пруд-осветлитель (pH = 4,8) | Р. Левиха ближе к устью (pH=6,1) | Устье Левихи (pH=6,1) |
| $Al(OH)_3$ (Soil) | $Al(OH)_3$ | гидроксиды | -1,6 | 1,4 | -0,4 | 1,0 | 1,4 |
| Гиббсит (С) | γ-$Al(OH)_3$ | | -1,1 | 1,9 | 0,1 | 1,6 | 1,9 |
| $Cu(OH)_2$(s) | $Cu(OH)_2$ | | -6,4 | 0,2 | -6,2 | -5,0 | -4,3 |
| $Al_4(OH)10SO_4$(s) | $Al_4(OH)_{10}SO_4$ | сульфаты | -2,4 | -2,7 | 2,8 | 4,4 | 6,4 |
| $AlOHSO_4$(s) | $AlOHSO_4$ | | 1,2 | -7,5 | 0,6 | -0,8 | -0,3 |
| Алунит | $KAl_3(OH)_6(SO_4)_2$ | | 2,9 | -5,4 | 3,1 | 3,4 | 5,0 |
| Гипс | $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ | | -0,1 | 0,0 | -0,4 | -0,1 | 0,1 |
| Брошантит | $Cu_4SO_4(OH)_6$ | | -13,2 | 1,8 | -14,6 | -12,3 | -9,5 |
| Бёмит | γ-AlO(OH) | оксигидроксиды | -2,0 | 1,0 | -0,9 | 0,6 | 0,9 |
| Диаспор | AlO(OH) | | -0,2 | 2,8 | 1,0 | 2,5 | 2,8 |
| Ферригидрит | $(Fe^{3+})_2O_3 \bullet 0.5H_2O$ | | -4,6 | 0,5 | -4,9 | -3,7 | -4,0 |
| Гётит | FeO(OH) | | -2,1 | 3,0 | -2,2 | -1,1 | -1,4 |
| Лепидокрокит | γ-FeO(OH | | -2,6 | 2,4 | -2,2 | -1,3 | -1,6 |
| $Fe_3(OH)_8$(s) | $Fe_3(OH)_8$(s) | | -17,5 | 0,1 | -16,0 | -13,7 | -14,1 |
| Гематит | $Fe_2O_3$ | оксиды | -1,9 | 8,3 | -2,1 | 0,2 | -0,5 |
| Герцинит | $FeAl_2O_4$ | | -5,2 | 8,6 | -2,7 | 1,2 | 1,8 |
| Магнетит | $Fe_3O_4$ | | -2,2 | 15,7 | -2,1 | 1,1 | 0,4 |
| Феррит меди (II) | $CuFe_2O_4$ | | -6,7 | 10,2 | -6,8 | -3,2 | -3,2 |
| Маггемит | γ-$Fe_2O_3$ | | -8,8 | 1,2 | -8,1 | -6,3 | -6,8 |
| Магнезиоферрит | $Mg(Fe^{3+})_2O_4$ | | -16,2 | 4,4 | -15,9 | -10,2 | -10,9 |
| Тенорит (с) | CuO | | -4,9 | 1,8 | -4,7 | -3,5 | -2,8 |

## 5.3 Миграция химических элементов в водной среде и донных отложениях

### 5.3.1 Кларки концентраций в водных пробах и донных отложениях

Для анализа геохимического спектра элементов в воде рассчитывались кларки концентраций (КС), которые определяются как отношение концентрации вещества к его кларку в воде по С.Л. Шварцеву [71]. Они представляют собой фундаментальный геохимический критерий, который показывает естественные фоновые значения для гидросферы и земной коры в целом. Кларки концентраций обеспечивают универсальность и сопоставимость результатов, позволяя выявлять общие закономерности миграции и аккумуляции элементов в разнотипных водных объектах, в зависимости от региональной специфики.

В пробах шахтных вод в зоне разгрузки и в поверхностных водах после нейтрализации установлены значительные превышения кларков элементов в воде, самые существенные (тысячи раз) Cd, Co, $Cu^{2+}$, Zn, Pb, $Fe_{общ}$, Al (рис. 5.14а). В пруду-осветлителе значения КС снижаются на один-два порядка. В воде р. Левихе ближе к устью превышения кларков (сотни раз) обнаружены для Co, Zn и Cd В устье р. Левихи отмечено заметное превышение кларков концентраций для $Al^{3+}$, $Cu^{2+}$, и Ni (рис. 5.14а).

В пробах донных отложений в зоне разгрузки в отличие от проб в воде установлены незначительные превышения кларков элементов (единицы и десятки раз) для Zn, Cd, $Cu^{2+}$ и As. В техногенном ручье после нейтрализации превышения кларков увеличиваются (десятки раз) для Cd, $Cu^{2+}$ и Zn. В пруду-осветлителе установлены значительные превышения, самые существенные (сотни раз) для Cd, $Cu^{2+}$, Zn. В донных отложениях р. Левихи ближе к устью и в устье отмечается идентичные превышения по Zn, Cd, $Cu^{2+}$ (рис. 5.14б).

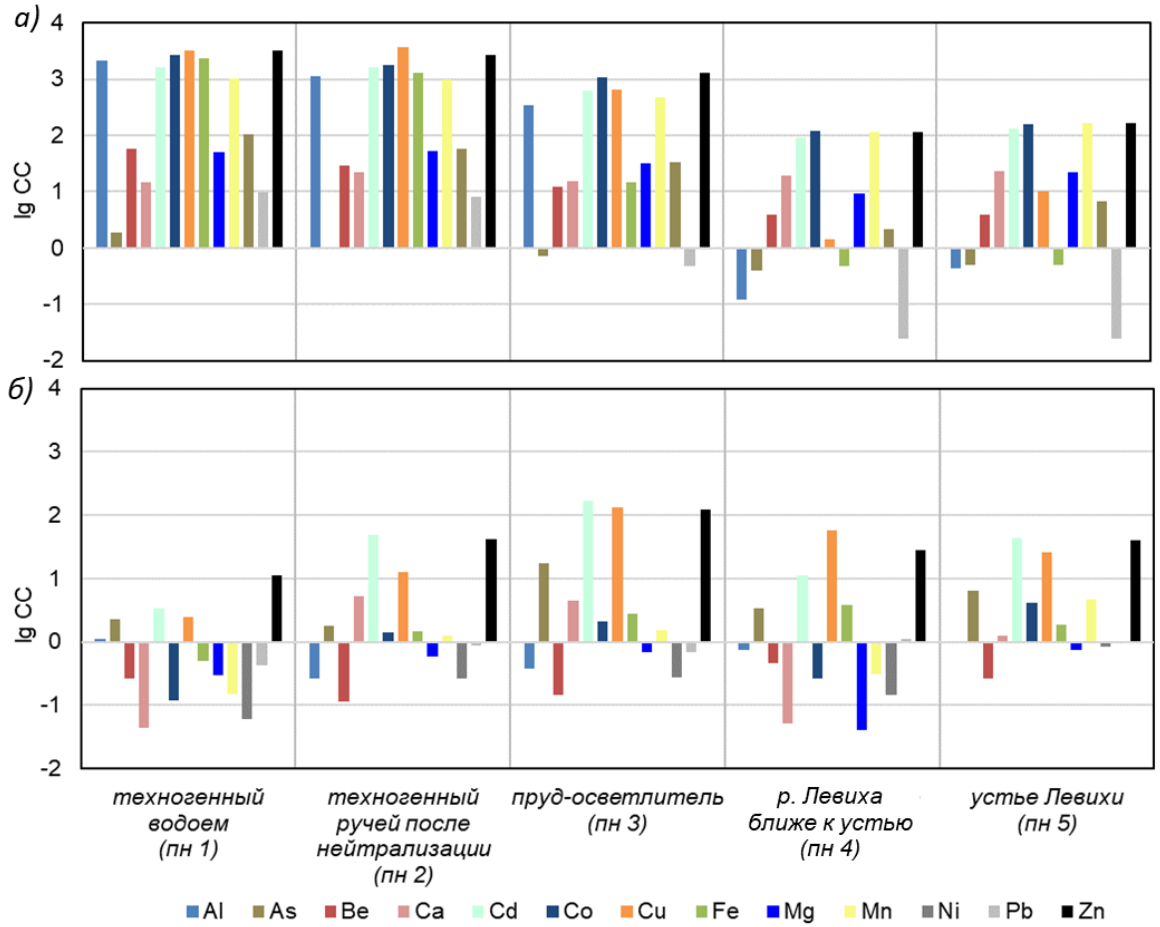



Рисунок 5.14 – Геохимический спектр элементов в пунктах наблюдений: а) в воде, б) в донных отложениях

К основным элементам, превышающим кларки концентраций как в пробах воды, так и в донных отложениях, относятся $Cu^{2+}$, Zn и Cd. Тем не менее, на первом графике, показывающем кларки концентраций в воде, наблюдаются превышения во всех точках наблюдений по 8 элементам, тогда как на втором графике в донных отложениях такой тенденции не отмечается. Геохимический спектр элементов показывает, что высокая миграционная способность металлов в кислой среде приводит к максимальным концентрациям (СС) в водной фазе, тогда как их накопление в донных отложениях (ДО) обусловлено формированием щелочного барьера при нейтрализации. Аккумуляция в ДО характерна преимущественно для таких элементов как $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, Cd, которые переходят из растворимых сульфатов в нерастворимые гидроксиды, фиксируясь в пруду-осветлителе, в отличие от жидкой фазы, где сохраняется широкий спектр загрязнения.

### 5.3.2 Оценка уровня загрязнения водных проб

Для оценки уровня загрязнения водных проб рассчитывался коэффициент опасности (К), который определяется как отношение фактической концентрации загрязняющего вещества ($С_{факт}$) к установленной предельно допустимой концентрации этого вещества для объектов рыбохозяйственного значения (ПДКрх) [25]. Расчет коэффициента опасности относительно нормативов ПДКрх обусловлен тем, что водоток-приемник нейтрализованных шахтных и поверхностных вод (р. Левиха) является притоком р. Тагил, относящейся к водным объектам рыбохозяйственной значения. Использование критериев ПДКрх, представляющих собой наиболее жесткие экотоксикологические стандарты, позволяет дать объективную оценку экологического риска и остаточного потенциала загрязнения гидросферы тяжелыми металлами на всех этапах: от зоны разгрузки КШВ до сброса в р. Тагил. В отличие от фундаментального подхода, основанного на кларках концентраций, сравнение с предельно допустимыми концентрациями (ПДКрх) относится к сфере практических и нормативных решений.

В пробах воды в техногенном водоеме (pH=3,8) установлены значительные превышения ПДКрх, самые существенные (до $10^4$) для $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Al^{3+}$, что подтверждает их высокую миграционную способность. В техногенном ручье после нейтрализации отмечается резкое снижение кратностей превышения ПДКрх для большинства загрязняющих веществ ($Al^{3+}$, $Fe_{общ}$, $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$ на порядки) по сравнению с техногенным водоемом, что прямо свидетельствует об осаждении ряда элементов. В пруду-осветлителе концентрации по $Zn^{2+}$, $Cu^{2+}$, $Al^{3+}$ чрезвычайно высоки (до $10^3$), но по сравнению с техногенным водоемом снижены в 3–6 раз. Это свидетельствует о начале процесса осаждения загрязняющих веществ. В р. Левихе ближе к устью и в устье р. Левихи концентрации загрязняющих веществ снижены на 1–4 порядка по сравнению с техногенным водоемом и прудом-осветлителем, но для $Zn^{2+}$, $Cu^{2+}$ превышения ПДК все еще значительны (сотни раз) (рис. 5.15).

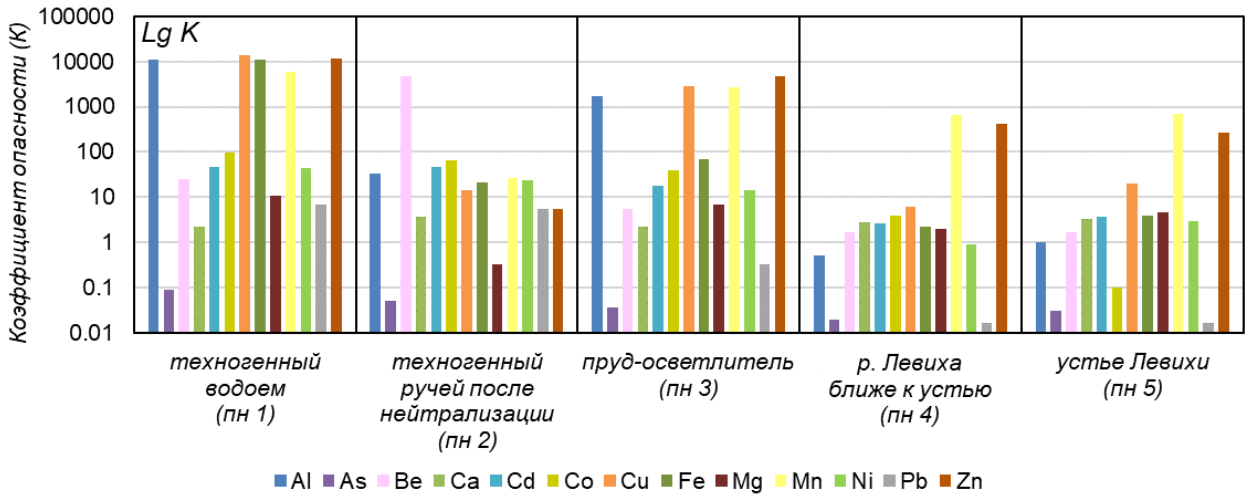



Рисунок 5.15 – Оценка уровня загрязнения воды в пунктах наблюдений

### 5.3.3 Оценка степени накопления тяжелых металлов в донных отложениях

Для оценки степени накопления тяжелых металлов в донных отложениях был рассчитан коэффициенты распределения (CR, л/кг), который в соответствии с [69, 110] определяется как отношение концентрации элементов в донных отложениях (Xs, мкг/г) к концентрации тех же элементов в воде (Xw, мг/л):

$$CR = \frac{Xs}{Xw} \tag{5.8}$$

Чем больше значение CR, тем интенсивнее протекает процесс миграции металла из воды в донные отложения за счет осаждения, сорбции или хемосорбции металла донными осадками [12].

В кислых гидрохимических условиях (при низком pH) происходит обратный процесс по сравнению с сорбцией – десорбция металлов из донных отложений. Данное явление связано с изменением химических условий, приводящих к высвобождению ранее связанных ионов металлов [9, 84, 86, 107], так, в техногенном водоеме (pH=3,8) величины коэффициентов распределения достигают минимальных значений практически по всем исследуемым элементам. При повышении pH после нейтрализации происходит интенсивное накопление ряда металлов в донных отложениях, например, наиболее показательные по $Zn^{2+}$ (CR более $6*10^4$ л/кг) и $Cu^{2+}$ (CR более $4,1*10^4$ л/кг). По сравнению с техногенным водоемом, в кислой среде пруда-осветлителя (pH=4,8) значения коэффициента CR

высокие, например, по $Fe_{общ}$ (CR более $1,8*10^4$ л/кг). Подобная специфика обусловлена протекающей реакцией нейтрализации кислых шахтных вод и, как следствие, активным осаждением метастабильных фаз элементов, опережающим процессы их растворения кислотой. Максимальная интенсивность сорбционных процессов и гидролитического осаждения металлов донными отложениями характерна для участков с околонейтральной реакцией среды, это р. Левиха ближе к устью (пн 4) и в устье (пн 5). В данных пунктах наблюдений величины CR для группы приоритетных элементов ($Al^{3+}$, $Fe_{общ}$, $Cu^{2+}$, Pb) более $1,7*10^5$ л/кг, для As коэффициент распределения достигает $7,2*10^3$ л/кг (табл. 5.11, рис. 5.16).

Таблица 5.11 – Коэффициент распределения в системе вода-донные отложения (л/кг)

| Элемент | Техногенный водоем | Техногенный ручей после нейтрализации | Пруд-осветлитель | Р. Левиха ближе к устью | Устье р. Левихи |
|---|---|---|---|---|---|
| $Al^{3+}$ | 203 | 15 802 | 441 | 2 976 349 | 2 048 902 |
| As | 826 | 1211 | 16469 | 5708 | 7279 |
| Be | 133 | н.о. | 345 | 3 434 | 1 973 |
| $Ca^{2+}$ | 4 | 258 | 361 | 3 | 71 |
| Cd | 2 | н.о. | 240 | 112 | 299 |
| Co | 2 | н.о. | 95 | 119 | 73 844 |
| $Cu^{2+}$ | 8 | 41 653 | 2 197 | 448 346 | 61 628 |
| Fe | 21 | 32 843 | 18 221 | 798 735 | 223 107 |
| $Mg^{2+}$ | 13 | 805 | 46 | 9 | 74 |
| $Mn^{2+}$ | 3 | 4 561 | 58 | 47 | 674 |
| Ni | 8 | н.о. | 115 | 927 | 1 627 |
| Pb | 165 | н.о. | 5 506 | 177 750 | 159 384 |
| S | 1 | 237 | 118 | 57 | 8 |
| $Zn^{2+}$ | 8 | 60 814 | 217 | 562 | 1 225 |

Примечание. Н.о. –не обнаружен

На рис. 5.16 представлены коэффициенты распределения в системе «вода-донные отложения». В анализ включены исключительно те показатели, для которых хотя бы в одном пункте наблюдений значение CR превысило $10^3$. Значения, не достигающие данного порогового уровня, были исключены из визуального представления.

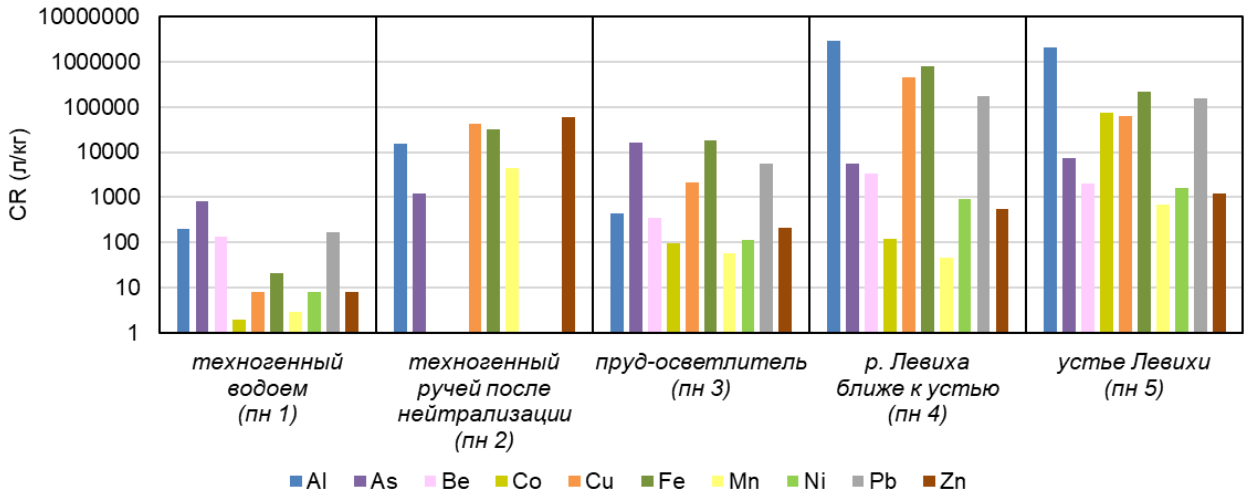



Рисунок 5.16 – Коэффициент распределения в системе вода-донные отложениях в пунктах наблюдений

## 5.4 Геохимические барьеры в природно-технической системе и их роль в миграции и аккумуляции элементов

Геохимические барьеры – это участки пространства, на которых происходит резкое уменьшение интенсивности миграции химических элементов и, как следствие, их концентрация. Основным фактором, управляющим формированием и сменой типов барьеров, является изменение кислотно-щелочных условий (pH), опосредованно влияющих на окислительно-восстановительные процессы, формы нахождения элементов и формирование донных отложений. На основе полученных данных были выделены два геохимических барьера в рассматриваемой природно-технической системе (ПТС): от выхода КШВ до сброса в гидросеть.

Исходным пунктом наблюдения в ПТС является техногенный водоем (пн 1), характеризующийся экстремально кислой средой (pH=3,8) и представляющий собой зону активного выноса или источник генерации миграционного потока. Данные термодинамического расчета свидетельствуют о том, что в этих условиях основные загрязняющие вещества представлены $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, $Al^{3+}$, $Fe_{общ}$. Они мигрируют в высокоподвижных формах - преимущественно в виде свободных катионов и нейтральных сульфатных комплексов. Это подтверждается максимальными значениями коэффициента опасности, достигающими десятков

тысяч для $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Al^{3+}$. Резкое недонасыщение водной среды относительно гидроксидов и оксидов этих металлов (значения SI для гиббсита, ферригидрита, тенорита составляют от -1 до -6) термодинамически благоприятствует их растворенному состоянию. Минимальные значения коэффициента распределения (единицы и десятки л/кг для большинства элементов) указывают на ничтожную аккумуляцию в донных отложениях (рис. 5.17).

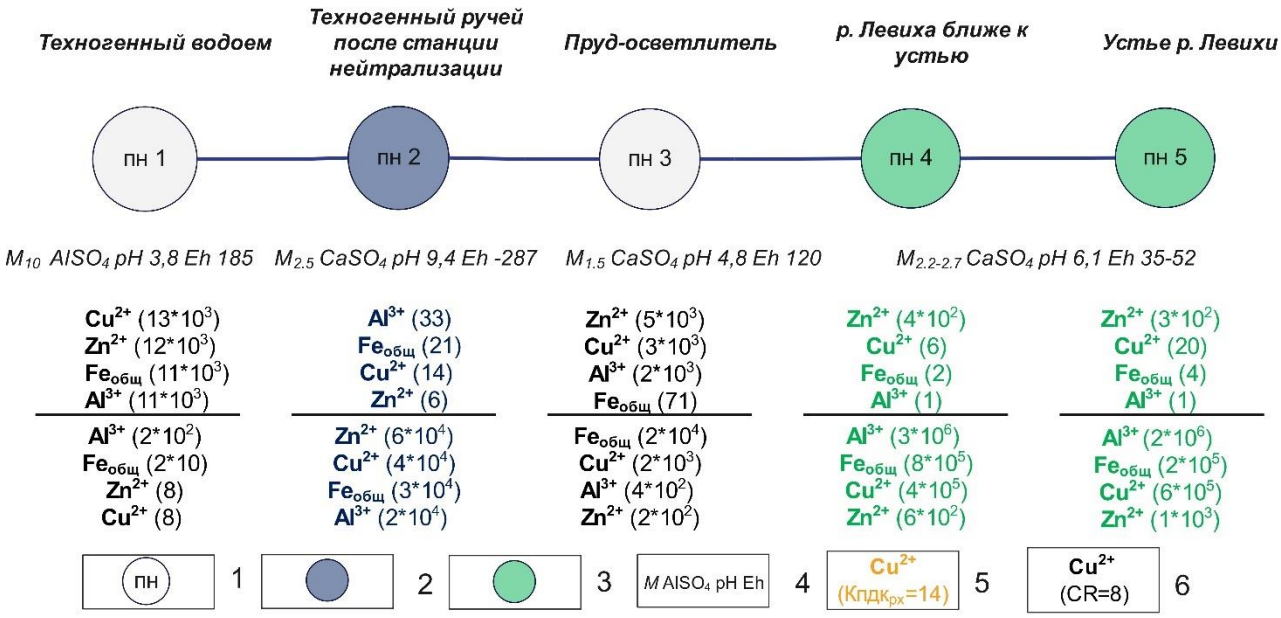



Рисунок 5.17 – Формы миграции, индексы насыщения, коэффициент опасности и распределения. 1 – пункт наблюдений и его номер; 2 – щелочной геохимический барьер; 3 – сорбционный геохимический барьер; 4 – химический состав воды в виде упрощенной формулы М.Г. Курлова; 5 – коэффициент опасности ($Кпдк_{рх}$); 6 – коэффициент распределения (CR)

Первый геохимический барьер – щелочной, отмечается в техногенном ручье непосредственно после нейтрализации известковым молоком (пн 2, pH=9,4). Резкое повышение водородного показателя вызывает трансформацию всей геохимической обстановки. Данные термодинамических расчетов демонстрируют переход $Cu^{2+}$ и Zn из ионных форм в нейтральные гидроксокомплексы $[Cu(OH)_2]^0$ и $[Zn(OH)_2]^0$, для $Al^{3+}$ и Fe (III) доминирующими становятся анионные комплексы $[Al(OH)_4]^-$ и $[Fe(OH)_4]^-$.

Гидрохимическая трансформация сопровождается резким увеличением индексов насыщения растворов относительно гипергенных минеральных фаз. Гидроксид меди ($Cu(OH)_2$) и оксид (тенорит CuO) переходят из состояния

глубокого недонасыщения в область слабоположительных значений SI (0,2 и 0,9, соответственно). Для оксидов и оксигидроксидов железа (ферригидрит, гетит, гематит) фиксируется пересыщение, причем для гематита величина SI достигает высоких значений, термодинамически предопределяя высокий потенциал осаждения. По сульфатным комплексам отмечается резкое недонасыщение, особенно по алуниту (SI=-5).

Интенсивное осаждение элементов на щелочном барьере приводит к резкому снижение коэффициента опасности на 3–4 порядка (для $Al^{3+}$, $Fe_{общ}$ $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$) и росту их коэффициента распределения до $10^4$ л/кг (для $Zn^{2+}$, $Cu^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Al^{3+}$).

Химические процессы, протекающие на данном барьере при смешении кислых шахтных вод с известковым молоком, описывается реакциями нейтрализации свободной кислоты, гидролиза металлов и масштабного осаждения сульфата кальция:

$$H_2SO_4 + Ca(OH)_2 \rightarrow CaSO_4 * 2H_2O \downarrow \quad (5.9)$$

$$Cu^{2+} + SO_4^{2-} + Ca(OH)_2 \rightarrow Cu(OH)_2 \downarrow + CaSO_4 \downarrow \quad (5.10)$$

$$Zn^{2+} + SO_4^{2-} + Ca(OH)_2 \rightarrow Zn(OH)_2 \downarrow + CaSO_4 \downarrow \quad (5.10)$$

Полученные закономерности верифицируют масштабный переход растворенных форм металлов из жидкой фазы техногенного ручья в твердую фазу донных отложений, главным образом, в виде гидроксидов и оксидов. В результате интенсивного протекания реакций нейтрализации и гидролиза образуется обильный смешанный осадок. Основную массу этого осадка формирует гипс ($CaSO_4*2H_2O$), который при осаждении захватывает и удерживает в себе гидроксиды и оксиды железа, меди, цинка и др. элементы. Следовательно, данный барьер выполняет функцию техногенного фильтра, удаляющего основную массу загрязняющих элементов.

Важное место в рассматриваемой ПТС занимает пруд-осветитель (пн 3), который на ряду с нейтрализацией выполняет функцию пассивной очистки КШВ [97]. Несмотря на кислую реакцию среды (pH=4,8) в нем происходит образование донных отложений в результате изменения гидродинамического режима

(отстаивание). Термодинамические расчеты показывают закономерную смену доминирующих миграционных форм элементов. Для $Fe^{3+}$ основной формой становится дигидроксокомплекс $[Fe(OH)_2]^+$, при этом для $Al^{3+}$, наряду с устойчивыми сульфатными комплексами, существенно возрастает роль гидроксосоединений. Расчет индексов насыщения отчетливо отражает данную гидрохимическую трансформацию. Для основного сульфата алюминия $[Al_4(OH)_{10}SO_4]$ значение SI становится резко положительным достигая +2,8, указывая на его возможное осаждение. Несмотря на то, что вода по отношению к минералальным фазам меди и цинка остается недонасыщенной, на сбросе с пруда-осветлителя наблюдается существенное (в несколько раз) снижение их валовых концентраций по сравнению с техногенным водоемом. Наиболее репрезентативное изменение коэффициента распределения установлено для железа, величины CR которого резко возрастают с 20 л/кг до $2*10^4$ л/кг.

Вторым геохимическим барьером - сорбционным является долина р. Левихи (пн 4 и 5). Околонейтральная реакция среды (pH=6,1), установившаяся после очищенных шахтных вод с речной водой, характеризуется сложным набором миграционных форм элементов. Для $Al^{3+}$ и $Fe^{3+}$ характерно сосуществование катионных, анионных гидрооксо- и сульфатокомплексов. Индексы насыщения свидетельствуют о стабильном пересыщении водной среды относительно гидроксидов алюминия. Это приводит к образованию высокоактивных коллоидных и тонкодисперсных частиц, обладающих огромной удельной поверхностью и сорбционной емкостью. Именно этот процесс объясняет высокие значения коэффициента распределения для широкого спектра элементов ($Al^{3+}$, $Fe^{3+}$, $Cu^{2+}$) в донных отложениях этих пунктов, достигающие уровней $10^5$-$10^6$ л/кг. Загрязняющие вещества, не до конца осажденные на предыдущих барьерах (например, $Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$), эффективно осаждаются в водной среде за счет сорбции на новообразованных и привнесенных частицах гидроксидов железа и алюминия. Таким образом, заключительный сорбционный барьер выполняет важнейшую функцию природной доочистки речной системы. Тем не менее, несмотря на

удерживающую способность барьеров, на выходе из рассматриваемой ПТС на сбросе в гидросеть отмечаются превышения компонентов по рыбохозяйственным значениям в десятки и сотни тысяч раз.

Для повышения эффективности очистки на Левихинском руднике требуется перейти к более современным схемам, которые включают три стадии очистки:

1) Очистные сооружения с аэраторами. Для эффективного окисления, коагуляции и осаждения ($Fe^{2+}$, $Mn^{2+}$, $Cu^{2+}$) с формированием более стабильных осадков и предотвращения активности Zn необходима точная регуляция pH и использование достаточного количества извести исходящего из расхода воды и концентраций загрязняющих веществ. Внедрение очистных сооружений с аэротенками и контролируемой подачей известкового молока позволит увеличить скорость перемешивания и время взаимодействия кислых вод с реагентом для формирования более стабильных и селективных осадков.

2) Радиальные отстойники. Для дополнительной очистки шахтных вод и доведения pH до нормативных показателей необходимо использовать отстойники радиального типа со встроенной камерой флокуляции. Применение специфических флокулянтов (например, анионных полимеров) в камере флокуляции улучшит осаждение именно тонкодисперсных частиц и коагулированных комплексов металлов.

3) Каскад прудов. Обеспечить окончательную стабилизация металлов в малоподвижных формах (сульфиды, сорбированные фазы) позволят каскады прудов-осветлителей. Они создадут устойчивые геохимические барьеры, минимизируют риск вторичного загрязнения и позволят безопасно утилизировать шламы.

В результате реконструкция действующей системы очистки шахтных вод с использованием трех технологических этапов (усовершенствованная нейтрализация в аэротенках, радиальные отстойники с флокуляцией и каскад прудов) будет способствовать снижению загрязнения поверхностных и подземных вод [42, 51, 55].

## Выводы по разделу

Комплексное применение методов термодинамического моделирования (расчетов), оценки индексов насыщения минеральных фаз, расчетов коэффициента опасности и распределения элементов в природно-технической системе, позволяет не только комплексно охарактеризовать формы их гидрохимической миграции, но и определить пространственную локализацию геохимических барьеров в пунктах наблюдений: от выхода КШВ до сброса в гидросеть.

1. В настоящее время на Левихинском медноколчеданном руднике на поверхность разгружаются кислые (pH=2,3-3,9) высокоминерализованные воды сульфатного состава с повышенными концентрациями металлов. Несмотря на выраженную тенденцию к снижению содержаний компонентов (например, $SO_4^{2-}$ с 23700 до 6650 мг/л), содержание основных загрязняющих веществ ($Fe_{общ}$, Zn) остается выше, чем при эксплуатации рудника.

2. Подземные воды относятся в основном к сульфатным магниевым или кальциевым, либо алюминиевым водам. В районе горного отвода загрязнение подземных вод имеет локальный характер и приурочено к точечным источникам (ствол шахты «Центральная» и отвал «Южный»), где минерализация достигает 35 г/л, а воды имеют кислую среду (pH=2,8-2,9). На границе горного отвода и за пределами качество подземных вод относительно лучше (оклонейтральные pH=5,1-6,3 или нейтральные pH=7,0 воды).

3. С помощью термодинамических расчетов количественно оценен массовый баланс и определены доминирующие формы миграции элементов в зависимости от их зарядно-валентного состояния и pH. Одно- и двухзарядные катионы ($Na^+$, $K^+$, $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Mn^{2+}$) мигрируют преимущественно в виде свободных ионов. Поведение таких элементов как Cu, Zn, $Fe_{общ}$, $Al^{3+}$ демонстрирует резкий pH зависимый контраст: кислые и околонейтральные условия обусловливают их миграцию в виде свободных катионов и нейтральных сульфатных комплексов. При переходе к щелочной среде (pH=9,4) эти элементы трансформируются в гидроксокомплексы, теряя подвижность и осаждаясь. Расчеты индексов

насыщения показали, что кислые воды недонасыщены относительно гидроксидов и оксидов металлов, что термодинамически благоприятствует их растворенному состоянию, тогда в околонейтральных и щелочных условиях создается пересыщение, способствующее осаждению минеральных фаз.

4. Оценка уровня загрязнения показывает, что на выходе КШВ из рудника превышения ПДКрх для меди, цинка, железа и алюминия достигают тысяч и десятков тысяч раз. Проходя через систему очистки, концентрации снижаются на несколько порядков, однако в р. Левихи ближе к устью и в устье превышения по меди и цинку все еще составляют сотни раз, что свидетельствует о загрязнении водотока.

5. Анализ коэффициентов распределения в системе «вода-донные отложения» выявил последовательное действие двух типов геохимических барьеров. Первый — щелочной барьер на станции нейтрализации, где происходит массовое осаждение гидроксидов металлов с коэффициентами распределения до $10^4$ л/кг. Второй — сорбционный барьер в русле р. Левиха, где в околонейтральной среде происходит природная доочистка за счет сорбции остаточных металлов на тонкодисперсных частицах гидроксидов железа и алюминия; здесь коэффициенты распределения достигают максимальных значений $10^5$–$10^6$ л/кг для алюминия, железа, меди.

Природно-техническая система Левихинского рудника находится в стадии медленной самоочистки, созданные инженерные сооружения выполняют роль эффективных, но несовершенных геохимических барьеров. Русло реки принимает на себя функцию сорбционного барьера, аккумулируя загрязняющие вещества в донных отложениях. Для повышения степени очистки на этом руднике требуется перейти к более современным схемам, которые включат три стадии очистки (сооружения с аэротенками, радиальные отстойники и каскад прудов).

Обобщая результаты, полученные в пятой главе, можно сформулировать третье защищаемое положение: ***Процессы формирования состава вод и донных отложений природно-технической системы затопленного Левихинского***

***рудника определяются наличием геохимических барьеров. На щелочном барьере (нейтрализация кислых шахтных вод, увеличение pH от ~3,8 до ~9,4) ключевым процессом является смена форм миграции компонентов от ионной формы к осаждению гидроксидов металлов: коэффициент распределения (CR) возрастает до $10^4$ л/кг (для $Zn^{2+}$, $Cu^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Al^{3+}$), коэффициент опасности снижается на 3-4 порядка. На сорбционном барьере (ближе к устью р. Левихи) ведущим процессом становится сорбция, что отражается на увеличении CR до $10^5$-$10^6$ л/кг (для $Cu^{2+}$, $Fe_{общ}$, $Al^{3+}$), коэффициент опасности снижается на 1-2 порядка.***

# ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Основные результаты, отражающие научную и практическую значимость работы, сводятся к следующему:

1. Анализ литературных данных подтверждает, что кислые шахтные воды остаются одной из ключевых угроз, связанных с горнодобывающей деятельностью, оказывая долгосрочное негативное воздействие на гидросферу даже после закрытия шахт. Несмотря на значительный прогресс в изучении КШВ, проблема их полного устранения остается нерешенной, особенно в регионах с исторически накопленным экологическим ущербом.

2. Установлено, что несмотря на наличие природной геохимической аномалии в водных объектах бассейна р. Тагил, воздействие на качество реки определяется техногенными факторами и прежде всего воздействием Левихинского рудника.

3. Высокая степень загрязнения на Левихинском руднике, обусловленная как технологическими факторами (свободный объем пруда-осветлителя), так и ограниченными возможностями природной очистки (площадь водосбора). На Дегтярском руднике, несмотря на больший расход шахтных вод, природный фактор способствуют более эффективной очистке кислых шахтных вод.

4. Исследовано содержание макро- и микрокомпонентов в поверхностных и подземных водах, а также в донных отложениях в районе закрытого более 20 лет назад Левихинского медноколчеданного рудника и изменение их содержаний в цепочке: выход шахтных вод (кислая среда) – нейтрализация (щелочная среда) – отстаивание (кислая среда) – среднее течение малой реки (слабокислая среда) – устье малой реки (нейтральная среда).

В настоящее время на Левихинском медноколчеданном руднике на поверхность разгружаются кислые (pH=2,3-3,9) высокоминерализованные воды сульфатного состава с повышенными концентрациями металлов. Несмотря на выраженную тенденцию к снижению содержаний компонентов в поверхностных

водах (например, $SO_4^{2-}$), содержание основных загрязняющих веществ ($Fe^{2+}$, $Zn^{2+}$) остается выше, чем при эксплуатации рудника.

Подземные воды относятся в основном к сульфатным магниево-кальциевым или железо-алюминиевым водам. В районе горного отвода загрязнение подземных вод имеет локальный характер и приурочено к точечным источникам (ствол шахты «Центральная» и отвал «Южный»). При действующей системе откачки не происходит масштабного загрязнения подземных вод.

5. Выявлены основные формы миграции макро- и микрокомпонентов (свободные ионы) и зоны их максимального осаждения.

Физико-химическое моделирование показало пересыщение вод минералами оксидов, гидроксидов и сульфатов.

Доказано, что осаждение таких элементов как, $Al^{3+}$, $Fe^{3+}$, $Cu^{2+}$, и их сорбция донными отложениями происходят в околонейтральной среде на сорбционном геохимическом барьере, где коэффициент распределения (CR) достигает величин порядка $10^5$ л/кг.

6. На основе комплексного анализа натурных и термодинамических расчетов в пределах изучаемой природно-технической системы: от выхода КШВ до сброса в гидросеть были выделены два геохимических барьера. Первый геохимический барьер - щелочной, непосредственно это существующая система очистки кислых шахтных вод. Второй– сорбционный, локализованный по руслу р. Левихи и обеспечивающий природную доочистку шахтных вод.

Природно-техническая система Левихинского рудника находится в стадии медленной самоочистки, созданные инженерные сооружения выполняют роль эффективных, но несовершенных геохимических барьеров. Русло реки принимает на себя функцию сорбционного барьера, аккумулируя загрязняющие вещества в донных отложениях.

Результаты работы позволяют прогнозировать экологическое состояние водных объектов в районах закрытых рудников и оптимизировать системы очистки. Для объектов с ограниченным природным потенциалом самоочищения

(таких как Левихинский рудник) разработано и научно обосновано принципиальное решение о необходимости перехода от двухступенчатой к более эффективной трехступенчатой системе очистки шахтных вод.

Дальнейшие исследования могут быть направлены на переход от термодинамических расчетов к изучению кинетики и скоростей осаждения гипергенных фаз на геохимических барьерах. Кроме того, актуальной задачей остается проведение полевых работ и экспериментов для точной оценки емкостного ресурса и времени насыщения природного сорбционного барьера в долине р. Левихи, а также разработка селективных физико-химических методов извлечения ценных компонентов ($Cu^{2+}$, $Zn^{2+}$, $Al^{3+}$) из шлама пруда-осветлителя с их последующей утилизацией в индустрии строительных материалов.

# СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ


1. Алексеев В.А. Причины образования кислых дренажных вод в отвалах сульфидсодержащих пород / В. А. Алексеев // Геохимия. — 2022. — Т. 67, № 1. — С. 69–83.
2. Барабанова Е.А. Водохранилища водосбора Арктических морей России / Е. А. Барабанова // Водные ресурсы. — 2019. — Т. 46, № 2. — С. 123–131.
3. Васильева А.А. Минералогические особенности и способы переработки медных цинксодержащих концентратов (Учалинский горно-обогатительный комбинат) / А. А. Васильева, А. Я. Бодуэн // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2023. — Т. 334, № 3. — С. 61–72.
4. Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных пород земной коры / А. П. Виноградов // Геохимия. — 1962. — № 7. — С. 555–571.
5. Галицкая И.В. Закономерности формирования гидрогеохимических и радиационных условий на территории северо-восточной части Сергиево-Посадского района / И. В. Галицкая, А. Д. Жигалин, И. А. Костикова [и др.] // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. — 2010. — № 5. — С. 399–409.
6. Гидрогеология СССР. Том XIV. Урал / Уральское территориальное геологическое управление ; редактор В. Ф. Прейс. — М. : Недра, 1972. — 648 с.
7. ГОСТ Р 70281-2022. Охрана окружающей среды. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения : национальный стандарт Российской Федерации : утвержден и введен в действие Приказом Росстандарта от 05.10.2022 N 1074-ст. — М. : Стандартинформ, 2022. — 12 с.
8. Грязнов О.Н. Природно-технические системы – универсальные системы взаимодействия инженерных сооружений (объектов) и природной среды / О. Н. Грязнов // Известия УГГУ. — 2015. — Вып. 4 (40). — С. 5–10.
9. Давыдова О.А. Физико-химические аспекты миграционных процессов тяжелых металлов в природных водных системах / О. А. Давыдова, Е. В.

Коровина, Е. С. Ваганова [и др.] // Вестник ЮУрГУ. Серия «Химия». — 2016. — Т. 8, № 2. — С. 40–50.

10. Докукин А.В. Возникновение кислотных рудничных вод и борьба с ними / А. В. Докукин, Л. С. Докукина. — М. : Углетехиздат, 1950. — 354 с.
11. Емлин Э.Ф. Техногенез колчеданных месторождений Урала / Э. Ф. Емлин. — Свердловск : Изд-во УрГУ, 1991. — 256 с.
12. Закруткин В.Е. Донные отложения как индикатор первичного и источник вторичного загрязнения речных вод углепромышленных территорий восточного Донбасса / В. Е. Закруткин, Е. В. Гибков, О. С. Решетняк, В. Н. Решетняк // Известия РАН. Серия географическая. — 2020. — Т. 84, № 2. — С. 259–271.
13. Казак Е.С. Ионообменная способность пород баженовской свиты в центральной и южной частях Нижневартовского свода Западной Сибири / Е. С. Казак, А. В. Казак, И. А. Родькина, Н. А. Харитонова // Вестник Московского университета. Серия 4. Геология. — 2022. — № 2. — С. 101–112.
14. Костикова И.А. Изучение взаимодействия в системах вода-грунт на участках расположения полигонов ТКО с использованием физико-химического моделирования / И. А. Костикова, И. В. Галицкая, Е. А. Старостин // Сергеевские чтения. Массивы грунтов как жизнеобеспечивающий ресурс общества : материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии, Псков, 27–28 марта 2025 года. — Москва : Геоинфо, 2025. — С. 182–186.
15. Курсы лекций и учебно-методические труды кафедры геоэкологии ТПУ под руководством Л.П. Рихванова : [сайт]. — URL: https://portal.tpu.ru/SHARED/r/RIKHVANOV/Ucheba_work/Geoecology/Tab/TTem_1.pdf (дата обращения: 20.01.2025).
16. Лепокурова О.Е. Элементный состав природных вод и вмещающих отложений Кузбасса с оценкой водной миграции (на примере Нарыкско-Осташкинской площади) / О. Е. Лепокурова, Е. В. Домрочева // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2021. — Т. 332, № 2. — С. 200–213.
17. Лепокурова О.Е. Миграционные формы основных ионов в подземных водах угленосных отложений Кузбасса с акцентом на соединения с гумусовыми

кислотами (по результатам моделирования) / О. Е. Лепокурова, Н. С. Трифонов, Е. В. Домрочева // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2023. — Т. 333, № 3. — С. 76–89.

18. Лехов А.В. Физико-химическая гидрогеодинамика : учебник / А. В. Лехов. — М. : КДУ, 2010. — 500 с.
19. Максимович Н.Г. Основы геохимии техногенных систем : учебное пособие / Н. Г. Максимович ; Перм. ун-т. — Пермь, 2018. — 402 с.
20. Максимович Н.Г. Кизеловский угольный бассейн: экологические проблемы и пути решения : монография / Н. Г. Максимович, С. В. Пьянков ; Перм. гос. нац. исслед. ун-т. — Пермь, 2018. — 288 с.
21. Максимович Н.Г. Формы переноса микроэлементов в речной сети и распределение их во фракциях донных отложений в районах угледобычи / Н. Г. Максимович, В. Т. Хмурчик, О. А. Березина // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2022. — № 11. — С. 52–66.
22. Максимович Н.Г. Миграция микроэлементов в речной системе в зоне влияния изливов кислых шахтных вод Кизеловского угольного бассейна / Н. Г. Максимович, В. Т. Хмурчик, О. А. Березина, А. Д. Деменев // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2024. — № 2. — С. 23–
23. Малова А.И. Модель месторождения алмазов им. М.В. Ломоносова как системы “вода–порода”: формы миграции, насыщенность подземных вод относительно породообразующих и рудных минералов, экологическая оценка качества вод / А. И. Малова, Е. С. Сидкина, Б. Н. Рыженко // Геохимия. — 2017. — № 12. — С. 1128–1140.
24. Михайлова Л.В. Экосистема реки Туры в XXI веке. Часть I. Ретроспектива / Л. В. Михайлова, А. К. Матковский, Е. А. Исаченко-Боме [и др.] // Вестник рыбохозяйственной науки. — 2016. — Т. 3, № 3 (11). — С. 34–54.
25. МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест : методические указания. — М. : Минздрав РФ, 1999. — Обновляется электронно. — URL: http://docs.cntd.ru/document/1200003852 (дата обращения: 31.07.2024).
26. Носаль А.П. Изучение распространения металлов в донных отложениях верховьев р. Чусовой / А. П. Носаль // Уральский геологический журнал. — 2002. — № 3 (27). — С. 105–117.

27. Пашкевич М.А. Формирование экологического ущерба при складировании сульфидсодержащих отходов обогащения полезных ископаемых / М. А. Пашкевич, А. В. Алексеенко, Р. Р. Нуреев // Записки Горного института. — 2023. — Т. 260. — С. 155–167.
28. Пичугин А.Л. Река Тагил // Веселые горы. Историко-географические очерки. Незнакомый Урал / А. Л. Пичугин. — Нижний Тагил : Репринт, 2009. — С. 309.
29. Плюснин А.М. Токсичные элементы в поверхностных и подрусловых водах рек Джидинской природно-техногенной системы / А. М. Плюснин, Е. Р. Гарипова, А. В. Украинцев, В. В. Дабаева // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: География. Геоэкология. — 2025. — № 1. — С. 150–160.
30. Попов А.Н. Исследование состояния водоема для выбора приоритетных действий по экологической реабилитации (на примере Волчихинского водохранилища) / А. Н. Попов, Т. Е. Павлюк, В. Ф. Мухутдинов [и др.] // Водное хозяйство России. — 2019. — № 4. — С. 170–195.
31. Приказ Минсельхоза Российской Федерации, Федеральное агентство по рыболовству от 26.05.2025 № 296 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения». — Официальный текст. — М., 2025.
32. Программа мониторинга состояния окружающей среды (атмосфера, недра, водные объекты, почвы, биоресурсы) Левихинского рудника на территории Кировградского ГО. — г. Екатеринбург, 2008. — 101 с., г. Екатеринбург. 2008. 101 с.
33. Прокин В.А. Медноколчеданные месторождения Урала: Геологические условия размещения / В. А. Прокин, В. М. Нечеухин, П. Ф. Сопко [и др.]. — Свердловск : УНЦ АН СССР, 1985. — 288 с.
34. Прокин В.А. Медноколчеданные месторождения Урала. Условия формирования / В. А. Прокин, И. Б. Серавкин, Ф. П. Буслаев [и др.]. — Екатеринбург : Изд-во УрО РАН, 1992. — 307 с.
35. Пшеничный И.А. Модели и методы геохимической оценки риска взаимодействия породных отвалов с факторами внешней среды / И. А.

Пшеничный // Вестник Забайкальского государственного университета. — 2022. — Т. 23, № 3. — С. 21–27.

36. Р 52.24.819–2014. Рекомендации. Оценка антропогенной нагрузки на речные экосистемы с учетом их региональных особенностей. — Ростов-на-Дону : Росгидромет, ФГБУ «ГХИ», 2014. — 38 с.
37. РД 52.24.643–2002. Руководящий документ. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностей вод по гидрохимическим показателям. — Ростов-на-Дону : Росгидромет, ФГБУ «ГХИ», 2002. — 49 с.
38. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие / Л. П. Рихванов. — Томск : STT, 2009. — 403 с.
39. Рыбникова Л. С. Обоснование альтернативных источников водоснабжения в горнодобывающих районах с высокой техногенной нагрузкой на примере поселка Левиха Свердловской области / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, Р. А. Шапочкин // Известия вузов. Горный журнал. — 2023. — № 2. — С. 74–86.
40. Рыбникова Л.С. Процессы формирования подземных вод в горнодобывающих районах Среднего Урала на постэксплуатационном этапе : дис. ... д-ра геол.-минерал. наук : 25.00.07 / Рыбникова Лариса Сергеевна. — Екатеринбург, 2018. — 306 с.
41. Рыбникова Л.С. Оценка факторов формирования гидросферы природно-технических систем (на примере верховьев бассейна реки Тагил, Свердловская область) / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2021. — № 5-2. — С. 257–272.
42. Рыбникова Л.С. Обоснование мероприятий по минимизации воздействия кислых шахтных вод на гидросферу (на примере Левихинского медноколчеданного месторождения, Свердловская обл.) / Л. С. Рыбникова, В. Ю. Наволокина // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2021. — № 5-2. — С. 245–256.
43. Рыбникова Л.С. Оценка состояния гидросферы в верховьях бассейна реки Тагил (Свердловская обл.) / Л. С. Рыбникова, В. Ю. Наволокина // Проблемы недропользования. — 2020. — № 2 (25). — С. 81–89.
44. Рыбникова Л.С. Оценка состояния гидросферы природно-технических систем с использованием данных геоинформационного мониторинга (на

примере бассейна р. Тагил, Средний Урал) / Л. С. Рыбникова, В. Ю. Наволокина // Подземная гидросфера : материалы XXIII Всероссийского совещания по подземным водам востока России с международным участием. — Иркутск, 2021. — С. 534–538.

45. Рыбникова Л.С., Наволокина В.Ю. Экологические проблемы гидросферы южной части бассейна р. Тагил / Л. С. Рыбникова, В. Ю. Наволокина // Международная научно-практическая конференция «Уральская горная школа – регионам», апрель 2020 года, Екатеринбург : сборник докладов / Изд. УГГУ. — Екатеринбург, 2020. — С. 361–362.
46. Рыбникова Л.С. Горнопромышленная гидрогеология на постэксплуатационном этапе / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников. — Екатеринбург : Уральское отделение Российской академии наук, 2025. — 248 с.
47. Рыбникова Л.С. Закономерности формирования качества подземных вод на отработанных медноколчеданных рудниках Лёвихинского рудного поля (Средний Урал, Россия) / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников // Геохимия. — 2019. — Т. 64, № 3. — С. 282–299.
48. Рыбникова Л.С. Оценка самореабилитации территории Дегтярского медно-колчеданного месторождения (Средний Урал) с использованием данных дистанционного зондирования земли / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, Д. А. Бузина, А. Ю. Смирнов // Известия ТулГУ. Науки о Земле. — 2022. — Вып. 4. — С. 93–105.
49. Рыбникова Л.С. Снижение негативного влияния законсервированного медноколчеданного рудника Урала на состояние гидросферы / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, В. Ю. Наволокина // Физико-технические проблемы разработки полезных ископаемых. — 2022. — № 3. — С. 194–201.
50. Рыбникова Л.С. Анализ воздействия затопленного Левихинского медноколчеданного рудника на р. Тагил / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, В. Ю. Наволокина // Международная научно-практическая конференция «Уральская горная школа – регионам», Екатеринбург : сборник докладов / Изд. УГГУ. — Екатеринбург, 2019. — С. 565–566.
51. Рыбникова Л.С. Закрытые медноколчеданные рудники: миграция химических элементов в водной среде и донных отложениях (на примере Левихинской группы месторождений, Средний Урал) / Л. С. Рыбникова, П.

А. Рыбников, В. Ю. Наволокина // Записки Горного института. — 2026. — Т. 278. — С. 136–152.

52. Рыбникова Л.С. Исследование состава шлама нейтрализации кислых шахтных вод (на примере Левихинского медноколчеданного рудника, Свердловская область) / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, В. Ю. Наволокина // Геологическая эволюция взаимодействия воды с горными породами : труды V Всероссийской научной конференции с международным участием имени профессора С.Л. Шварцева / Томский политехнический университет. — Томск : Изд-во Томского политехнического университета, 2023. — С. 301–304.
53. Рыбникова Л.С. Миграция химических элементов в подземных водах горнопромышленной территории / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, В. Ю. Наволокина // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2024. — Т. 335, № 9. — С. 137–147.
54. Рыбникова Л.С. Оценка влияния затопленного Левихинского медноколчеданного рудника на качество поверхностных вод реки Тагил / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, В. Ю. Наволокина // Проблемы недропользования. — 2019. — № 3 (22). — С. 155–161.
55. Рыбникова Л.С. Оценка эффективности очистки кислых шахтных вод (на примере медноколчеданных рудников Среднего Урала) / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, В. Ю. Наволокина // Записки Горного института. — 2024. — Т. 267. — С. 388–401.
56. Рыбникова Л.С. Реабилитация техногенных объектов отработанных медноколчеданных месторождений на примере Левихинского рудника (Средний Урал) / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, В. Ю. Наволокина // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2023. — Т. 334, № 8. — С. 137–150.
57. Рыбникова Л.С. Гидрогеоэкологические аспекты изучения техногенных отходов отработанного Левихинского медноколчеданного рудника (Свердловская область) / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, В. Ю. Наволокина, А. Н. Галин // Сергеевские чтения. Фундаментальные и прикладные вопросы современного грунтоведения. — 2022. — Вып. 23. — С. 428–433.

58. Рыбникова Л.С. Изучение техногенных грунтов с использованием физико-химического моделирования (на примере Левихинского рудника, Свердловская область) / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, В. Ю. Наволокина, А. Ю. Смирнов // Сергеевские чтения. Массивы грунтов как жизнеобеспечивающий ресурс общества : материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии, Псков, 27–28 марта 2025 года. — Москва : Геоинфо, 2025. — С. 114–118.
59. Рыбникова Л.С. Оценка влияния затопленных медноколчеданных рудников на водные объекты Среднего Урала / Л. С. Рыбникова, П. А. Рыбников, О. В. Тютков // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. — 2014. — № 6. — С. 77–91.
60. СанПиН 1.2.3685-21. Санитарные правила и нормы. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания : зарегистрированы в Министерстве юстиции Российской Федерации 28 января 2021 г., регистрационный № 62296 / Главный государственный санитарный врач Российской Федерации. — М., 2021. — Обновляется электронно (с изменениями на 17 марта 2025 года).
61. Старостин В.И. Колчеданные месторождения / В. И. Старостин // Большая российская энциклопедия, 2004–2017 : [сайт]. — URL: https://old.bigenc.ru/geology/text/2620973 (дата обращения: 20.01.2025).
62. Трофимов В.Т. Экологические функции литосферы / В. Т. Трофимов, Д. Г. Зилинг, Т. А. Барабошкина. — Москва : Издательство Московского университета, 2000. — 432 с.
63. Федеральное государственное бюджетное учреждение «Уральское управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды» : [официальный сайт]. — 2025. — URL: http://svgimet.ru/ (дата обращения: 20.01.2025).
64. Фетисова Н.Ф. Исследование форм миграции металлов в реках, подверженных влиянию шахтных вод Кизеловского угольного бассейна / Н. Ф. Фетисова // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2021. — Т. 332, № 1. — С. 141–152.

65. Фетисова Н.Ф. Геохимические барьеры в техногенных ландшафтах угольных месторождений / Н. Ф. Фетисова, В. А. Барановская // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. — 2016. — № 4. — С. 45–52.
66. Фетисова Н.Ф. Подходы к выбору систем очистки дренажных вод заброшенных горных выработок Кизеловского угольного бассейна / Н. Ф. Фетисова, В. В. Фетисов // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2024. — № 1. — С. 109–124.
67. Харько П.А. Возможность применения геохимических барьеров на основе известняка для очистки подотвальных вод от металлов / П. А. Харько, Р. Р. Нуреев, М. А. Пашкевич // Вестник Евразийской науки. — 2020. — Т. 12, № 6. — С. 42.
68. Чудненко К.В. Термодинамическое моделирование в геохимии: теория, алгоритмы, программное обеспечение, приложения / К. В. Чудненко ; ответственный редактор В. Н. Шарапов. — Новосибирск : Академическое изд-во «Гео», 2010. — 287 с.
69. Чукаева М.А. Оценка экологического состояния водных экосистем по изучению донных отложений озер / М. А. Чукаева, Т. В. Сапелко // Записки Горного института. — 2025. — Т. 271, № 16225. — С. 53–62.
70. Шваров Ю.В. HCh: новые возможности термодинамического моделирования геохимических систем, предоставляемые Windows / Ю. В. Шваров // Геохимия. — 2008. — № 8. — С. 898–903.
71. Шварцев С.Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза / С. Л. Шварцев. — 2-е изд., исправл. и доп. — М. : Недра, 1998. — 366 с.
72. Эспиноза Тумиалан П. Очистка кислотных шахтных сточных вод нейтрализацией с использованием адсорбента / П. Эспиноза Тумиалан, Н. Тантавилка Мартинес, К. Баррето Хиностроза, Д. П. Р. Арана Руэдас // Записки Горного института. — 2024. — Т. 267. — С. 381–387.
73. Abramov S.M. Role of biogenic Fe(III) minerals as a sink and carrier of heavy metals in the Rio Tinto, Spain / S. M. Abramov, J. Tejada, L. Grimm [et al.] // Science of the Total Environment. — 2020. — Vol. 718. — Art. 137353.
74. Acharya B.S. Acid mine drainage from coal mining in the United States – An overview / B. S. Acharya, G. Kharel // Journal of Hydrology. — 2020. — Vol. 588. — P. 1–14.

75. Agricola G. De Re Metallica / G. Agricola. — New York : Dover Publications, Inc., 1950. — 30 p.
76. Akcil A. Acid Mine Drainage (AMD) Causes, Treatment and Case Studies / A. Akcil, S. Koldas // Journal of Cleaner Production. — 2006. — Vol. 14. — P. 1139–1145.
77. Allison J.D. MINTEQA2/PRODEFA2, a geochemical assessment model for environmental systems: version 3.0 user's manual / J. D. Allison, D. S. Brown, K. J. Novo-Gradac ; U.S. Environmental Protection Agency. — Washington, D.C., 1991. — 106 p. — (Report EPA/600/3-91/021).
78. Amos R.T. Waste-rock hydrogeology and geochemistry / R. T. Amos, D. W. Blowes, B. L. Bailey [et al.] // Applied Geochemistry. — 2015. — № 57. — P. 140–156.
79. Appelo C.A.J. Geochemistry, groundwater and pollution / C. A. J. Appelo, D. Postma. — 2-nd ed. — Rotterdam : Balkema, 2005. — 635 p.
80. AquaChem: Water Quality Data Analysis and Reporting Software, 2025 : [site] / Waterloo Hydrogeologic. — 2025. — URL: https://www.waterloohydrogeologic.com/products/aquachem/ (дата обращения: 22.09.2026).
81. Bigham J.M. Iron and aluminum hydroxysulphates from acid sulphate waters / J. M. Bigham, D. K. Nordstrom // Reviews in Mineralogy and Geochemistry. — 2000. — Vol. 40. — P. 351–403.
82. Butler B.A. Observed and modeled seasonal trends in dissolved and particulate Cu, Fe, Mn, and Zn in a mining-impacted stream / B. A. Butler, J. F. Ranville, P. E. Ross // Water Research. — 2008. — Vol. 42. — P. 3135–3145.
83. Chen G. A critical review of prevention, treatment, reuse, and resource recovery from acid mine drainage / G. Chen, Y. Ye, N. Yao [et al.] // Journal of Cleaner Production. — 2021. — Vol. 329. — 23 p.
84. El-Sharkawy M. Heavy Metal Pollution in Coastal Environments: Ecological Implications and Management Strategies: A Review / M. El-Sharkawy, M. O. Alotaibi, J. Li [et al.] // Sustainability. — 2025. — Is. 17, Vol. 2. — 701 p.
85. Ficklin W.H. Geochemical classification of mine drainages and natural drainages in mineralized areas / W. H. Ficklin, G. S. Plumlee, K. S. Smith, J. B. McHugh // Proceedings of the 7th International Water-Rock Interaction Conference, Park City, Utah. — Park City, 1992. — P. 381–384.

86. Galitskaya I.V. Estimation of water-rock interaction parameters for groundwater quality forecast: Experimental study / I. V. Galitskaya, G. I. Batrak, V. S. Putilina // Water-Rock Interaction : Proceedings of the 13th International Conference on Water-Rock Interaction, WRI-13, Guanajuato, 16–20 августа 2010 года. — Guanajuato, 2010. — P. 637–640.
87. Garcia-Lorenzo M.L. Impact of acid mine drainages on surficial waters of an abandoned mining site / M. L. Garcia-Lorenzo, J. Marimon, N. C. Navarro-Hervas [et al.] // Environmental Science and Pollution Research. — 2016. — Vol. 23. — P. 6014–6023.
88. Gijung P. Assessment of Metals Loading in an Acid Mine Drainage Watershed / P. Gijung, J. Minjae, K. Hwansuk [et al.] // Mine Water and the Environment. — 2016. — Vol. 35. — P. 44–54.
89. Gustafsson J.P. Visual MINTEQ 3.1: user guide / J. P. Gustafsson. — Sweden, 2020. — 73 p.
90. Gzyl G. Verification of the “first flush” phenomenon in mine water from coal mines in the Upper Silesian Coal Basin, Poland / G. Gzyl, D. Banks // Journal of Contaminant Hydrology. — 2007. — Vol. 92, Is. 1-2. — P. 66–86.
91. Hammarstrom J.M. Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments / J. M. Hammarstrom, R. R. Seal II, A. L. Meier, J. M. Kornfeld // Chemical Geology. — 2005. — № 215. — P. 407–431.
92. Hedin R.S. Passive treatment of coal mine drainage / R. S. Hedin, R. W. Nairn, R. L. P. Kleinmann // US Bureau of Mines IC 9389, US Department of the Interior. — 1994. — 44 p.
93. Ji H. Distribution and risk assessment of heavy metals in overlying water, porewater, and sediments of Yongding River in a coal mine brownfield / H. Ji, H. Li, Y. Zhang [et al.] // Journal of Soils and Sediments. — 2018. — Vol. 18. — P. 624–639.
94. Jiang F. The purification of acid mine drainage through the formation of schwertmannite with Fe(0) reduction and alkali-regulated biomineralization prior to lime neutralization / F. Jiang, X. Lu, L. Zeng [et al.] // Science of the Total Environment. — 2024. — Vol. 908. — P. 1–10.
95. Jiao Y. A review of acid mine drainage: Formation mechanism, treatment technology, typical engineering cases and resource utilization / Y. Jiao, C. Zhang,

P. Su [et al.] // Process Safety and Environmental Protection. — 2023. — Vol. 170. — P. 1240–1260.

96. Khalid S. Predicting chemical speciation of metals in soil using Visual Minteq / S. Khalid, M. Shahid, Z. A. Alothman [et al.] // Soil Ecology Letters. — 2023. — Vol. 5. — P. 1–8.

97. Kleinmann B. The Early Development of Passive Treatment Systems for Mining-Influenced Water: A North American Perspective / B. Kleinmann, J. Skousen, T. Wildeman [et al.] // Mine Water and the Environment. — 2021. — Vol. 40, Is. 4. — P. 848–858.

98. Kumar D. Occurrence, origin, and implications of heavy metals in AMD: A global perspective / D. Kumar, S. Chopra // Environmental Geochemistry and Health. — 2021. — Vol. 43. — P. 1281–1303.

99. Kumari S. Studies on environmental impact of acid mine drainage generation and its treatment: An appraisal / S. Kumari, G. Udayabhanu, B. Prasad // Indian Journal of Environmental Protection. — 2010. — Vol. 30, Is. 11. — P. 953–967.

100. Levio-Raiman M. Alternative treatment for metal ion removal from acid mine drainage using an organic biomixture as a low cost adsorbent / M. Levio-Raiman, G. Briceño, H. Schalchli [et al.] // Environmental Technology & Innovation. — 2021. — Vol. 24. — Art. 101831. — P. 1–11.

101. Lottermoser B. Environmental Indicators in Metal Mining / B. Lottermoser. — Switzerland : Springer International Publishing, 2017. — 413 p.

102. Lottermoser B.G. Mine Wastes. Characterization, Treatment and Environmental Impacts / B. G. Lottermoser. — Heidelberg ; London ; New York : Springer, 2010. — 408 p.

103. Menshikova E. Ochre Particles in River Sediments in Coal Mining Areas (A Study of the Kizel Coal Basin, Russia) / E. Menshikova, B. Osovetsky, S. Blinov [et al.] // Mine Water and the Environment. — 2022. — Vol. 41. — P. 1040–1054.

104. Merkel B. Groundwater Geochemistry: A Practical Guide to Modeling of Natural and Contaminated Aquatic Systems / B. Merkel, B. Planer-Fridrich ; ed. by D. K. Nordstrom. — New York : Springer, 2008. — P. 200.

105. Mogashane T.M. Research Activities on Acid Mine Drainage Treatment in South Africa (1998–2025): Trends, Challenges, Bibliometric Analysis and Future Directions / T. M. Mogashane, J. P. Maree, L. Mokoena, J. Tshilongo // Water. — 2025. — Vol. 17, Is. 1. — P. 1–36.

106.Mugova E. Understanding the Mechanisms and Implications of the First Flush in Mine Pools: Insights from Field Studies in Europe's Deepest Metal Mine and Analogue Modelling / E. Mugova, L. Molaba, C. Wolkersdorfer // Mine Water and the Environment. — 2024. — Vol. 43, № 1. — P. 73–86.

107.Nordstrom D.K. Geochemical Modeling of Iron and Aluminum Precipitation during Mixing and Neutralization of Acid Mine Drainage / D. K. Nordstrom // Minerals. — 2020. — Vol. 10, Is. 6. — P. 1–12.

108.Nordstrom D.K. Modeling Low-Temperature Geochemical Processes / D. K. Nordstrom // Elsevier Ltd. — 2007. — P. 1–38.

109.Nordstrom D.K. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update / D. K. Nordstrom, D. W. Blowes, C. J. Ptacek // Applied Geochemistry. — 2015. — Vol. 57. — P. 3–16.

110.Pak G. Assessment of metals loading in an acid mine drainage watershed / G. Pak, M. Jung, H. Kim [et al.] // Mine Water and the Environment. — 2016. — Vol. 35. — P. 44–54.

111.Parkhurst D.L. Description of input and examples for PHREEQC version 3. A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations / D. L. Parkhurst, C. A. J. Appelo // Techniques and Methods. — U.S. Geological Survey, 2013. — 497 p.

112.Power C. An Integrated Strategy to Treat and Control Acid Mine Drainage from Waste Rock and Underground Workings at the Former Franklin Mine in Nova Scotia, Canada: Field Performance Monitoring / C. Power // Pollutants. — 2025. — Vol. 5 (1). — P. 1–29.

113.Qureshi A. Potential of coal mine waste rock for generating acid mine drainage / A. Qureshi, C. Maurice, B. Öhlander // Journal of Geochemical Exploration. — 2016. — Vol. 160. — P. 44–54.

114.Ribnikova L. Analysis and Feasibility of Measures to Minimize the Impact of Acid Mine Waters Discharged by Abandoned Copper-Sulphide Mines on Hydrosphere of the Tagil River / L. Ribnikova, V. Navolokina // E3S Web of Conferences. — 2020. — Vol. 177. — Art. 04009.

115.Runkel R.L. Reactive solute transport in streams: a surface complexion approach for trace metal sorption / R. L. Runkel, B. A. Kimball, D. M. McKnight, K. E. Bencala // Water Resources Research. — 1999. — Vol. 35 (12). — P. 3829–3840.

116.Rybnikova L.S. Post-mining groundwater geochemistry evolution in on the Levikha sulfide deposits of the Middle Urals (Russia) WRI-16 / L. S. Rybnikova, P. A. Rybников // E3S Web of Conferences. — 2019. — Vol. 98. — P. 1–6.
117.Rybnikova L.S. Formation of Underspoil Water Composition at Copper–Pyrite Deposit in the Middle Urals / L. S. Rybnikova, P. A. Rybnikov, A. N. Galin // Journal of Mining Science. — 2023. — Vol. 59. — P. 331–341.
118.Rybnikova L.S. Environmental implications of acid mine drainage in the Middle Urals, Russia / L. S. Rybnikova, P. A. Rybnikov, V. Y. Navolokina // International Mine Water Association Conference 2025 – Time to Come : Proceedings of the International Mine Water Association Conference. — Braga : International Mine Water Association, 2025. — P. 850–855.
119.Santos E.C.D. Pyrite Oxidation Mechanism by Oxygen in Aqueous Medium / E. C. D. Santos, J. C. M. Silva, H. A. Duarte // The Journal of Physical Chemistry C. — 2016. — Vol. 120, Is. 5. — P. 2760–2768. — DOI: 10.1021/acs.jpcc.5b10949.
120.VisualMINTEQ : [сайт]. — URL: https://vminteq.lwr.kth.se/ (дата обращения: 25.10.2022).
121.Wang Z. Review: Acid Mine Drainage (AMD) in Abandoned Coal Mines of Shanxi, China / Z. Wang, Y. Xu, Z. Zhang, Y. Zhang // Water. — 2021. — Vol. 13 (8). — P. 1–21.
122.Wolkersdorfer C. Mine Water Treatment – Active and Passive Methods / C. Wolkersdorfer. — Springer, 2022. — 328 p.
123.Wolkersdorfer C. Water management at abandoned flooded underground mines. Fundamentals. Tracer tests. Modelling. Water treatment / C. Wolkersdorfer. — Springer, 2008. — 465 p.
124.Wolkersdorfer C. Tracer Test in a Settling Pond: The Passive Mine Water Treatment Plant of the 1 B Mine Pool, Nova Scotia, Canada / C. Wolkersdorfer // Mine Water and the Environment. — 2011. — Vol. 30. — P. 105–112.
125.Younger P.L. The longevity of minewater pollution – a basis for decision-making / P. L. Younger // Science of The Total Environment. — 1997. — Vol. 194-195. — P. 457–466.
126.Younger P.L. Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation / P. L. Younger, S. A. Banwart, R. S. Hedin. — Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, 2002. — 464 p.

127. Yuan J. Resource Utilization of Acid Mine Drainage (AMD): A Review / J. Yuan, Z. Ding, Y. Bi [et al.] // Water. — 2022. — Vol. 14 (15).

# ПРИЛОЖЕНИЕ А - Понятия и определения

**Геохимические барьеры –** это участки пространства, на которых происходит резкое уменьшение интенсивности миграции химических элементов и, как следствие, их концентрация [Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1966. 496 с.]

**Геоэкологические условия** – это совокупность природных и антропогенных факторов, определяющих состояние подземных и поверхностных вод, их взаимодействия с окружающей средой и влияние на экосистемы и хозяйственную деятельность.

**Индикатор** - показатель, который отражает состояние или изменение какой-либо компоненты или процесса, происходящего на Земле.

**Кислые шахтные воды (КШВ) –** это воды, образующиеся в результате горнодобывающих работ, характеризующиеся повышенной кислотностью (низким pH) и высоким содержанием сульфатов, железа и других металлов [Lottermoser B.G. Mine Wastes. Characterization, Treatment and Environmental Impacts // Springer Heidelberg Dordrecht London New York, 2010. 408 p.].

**Ландшафт** - это сложная неравновесная система, в которой происходит взаимодействие и взаимопроникновение химических элементов между породой, почвой, водами, воздухом, живыми организмами [Перельман А.И., 1975].

**Накопленный вред окружающей среде** - вред окружающей среде, возникший в результате прошлой экономической и иной деятельности, обязанности по устранению которого не были выполнены либо были выполнены не в полном объеме [ст. 3 федерального закона "Об охране окружающей среды" от 10 января 2002 года N 7-ФЗ].

**Природно-технические системы** – это уникальная система, охватывающая все многообразие взаимоотношений инженерных сооружений (или объектов) с компонентами природной среды [Грязнов О. Н. Природно-технические системы – универсальные системы взаимодействия инженерных сооружений (объектов) и природной среды // Известия УГГУ. Вып. 4 (40). 2015. С. 5-10.]

**Природные факторы** – это процессы и явления, напрямую не связанные с деятельностью человека.

**Фактор** - причина, движущая сила или существенное обстоятельство, которое влияет на какой-либо процесс, явление или результат.

**Эколого-геологические условия** – это обстановка, создаваемая комплексом современных морфологически выраженных геологических факторов, оказывающих влияние на особенности функционирования биоты, включая человека, в рамках эколого-геологической системы [Трофимов В.Т. Эколого-геологические условия и факторы их формирования // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4. Геология. 2010. № 1. С. 52-55].