

МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ РФ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ АВТОНОМНОЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ
УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ «НАЦИОНАЛЬНЫЙ
ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ «МИСИС»

На правах рукописи

Хао Цзе

РАЗРАБОТКА МЕТОДОВ ОЦЕНКИ ДОЛГОВРЕМЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ
ОТХОДОВ ДОБЫЧИ УГЛЕЙ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ ПРИ ИХ
РАЗМЕЩЕНИИ ИЛИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ ДЛЯ РЕКУЛЬТИВАЦИИ

Специальность 2.6.12 – «Химическая технология топлива и
высокоэнергетических веществ»

Диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук

Научный руководитель
Доктор технических наук, старший научный сотрудник,
профессор кафедры БЭГП, руководитель НУИЛ «Физико-химии угля»
Эпштейн Светлана Абрамовна

Москва – 2025

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
Глава 1 Российский и международный опыт оценки воздействия отходов добычи и переработки углей на окружающую среду.....	10
1.1 Воздействие отходов добычи и переработки углей на окружающую среду	10
1.2 Современные методы оценки воздействия отходов на окружающую среду за рубежом.....	17
1.2.1 Статические тесты.....	17
1.2.2 Кинетические тесты	18
1.3 Российская практика оценки воздействия отходов на окружающую среду	28
Глава 2 Объекты и методы исследования.....	33
2.1 Отбор проб вскрышных пород.....	33
2.2 Методы исследования отходов добычи углей	34
2.2.1 Минеральный состав.....	34
2.2.2 Определение химического состава.....	35
2.2.3 Определение вымываемости отходов и химического состава водных вытяжек	37
2.2.4 Определение потенциала нейтрализации отходов	39
Глава 3 Исследование состава вскрышных пород и предварительная оценка их воздействия на водные объекты по результатам статических тестов	43
3.1 Минеральный состав вскрышных пород	43
3.2 Валовое содержание макро- и микроэлементов во вскрышных породах	45
3.3 Характеристика водных вытяжек из вскрышных пород.....	47
3.3.1 Вымываемость вскрышных пород	47
3.3.2 Показатель кислотности водных вытяжек.....	48
3.3.3 Химический состав водных вытяжек.....	49
3.3.4 Мобильность макро- и микроэлементов в составе вскрышных пород	50
3.4 Определение риска образования кислых вод.....	53
Глава 4 Исследование влияния длительных атмосферных воздействий на состав пород и мобильность в них макро- и микроэлементов	57
4.1 Разработка кинетического теста для длительного воздействия на состав пород	57
4.2 Влияние времени воздействия на содержание в породах общей серы	58

4.3 Влияние времени воздействия на вымываемость пород и состав водных вытяжек	60
4.3.1 Изменение вымываемости пород	60
4.3.2 Показатель кислотности водных вытяжек.....	61
4.3.3 Химический состав водных вытяжек.....	61
4.3.4 Мобильность макро- и микроэлементов в составе пород.....	67
4.4 Влияние времени воздействия на потенциал нейтрализации пород	71
Глава 5 Модифицированный кинетический тест для оценки долговременного воздействия вскрышных пород на водные объекты.....	76
5.1 Принципиальная схема и порядок проведения тестирования.....	76
5.2 Изменение содержания общей серы в породах в условиях тестирования.....	78
5.3 Характеристика водных вытяжек (элюатов) при последовательном вымывании пород.....	79
5.3.1 Содержание сухого остатка в элюатах.....	79
5.3.2 рН элюатов	80
5.3.3 Химический состав элюатов	81
5.3.4 Мобильность соединений серы	88
5.4 Влияние последовательного вымывания водорастворимых веществ на состав и свойства вскрышных пород.....	89
5.4.1 Остаточная вымываемость	89
5.4.2 Показатель кислотности водных вытяжек.....	90
5.4.3 Химический состав водных вытяжек.....	91
5.4.4 Мобильность соединения серы в составе вскрышных пород	93
5.4.5 Потенциал нейтрализации вскрышных пород после последовательного вымывания	93
Глава 6 Рекомендация по практическому применению результатов исследования	99
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	102
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ.....	105
ПРИЛОЖЕНИЕ А	120
ПРИЛОЖЕНИЕ Б.....	121
ПРИЛОЖЕНИЕ В	122

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность работы

Уголь является важным элементом мировой энергетики, особенно в странах с крупными запасами углей, таких как Россия, Китай, Индия и др. По данным Государственного доклада «О состоянии и об охране окружающей среды РФ в 2022 году», объем отходов, образующихся при добыче полезных ископаемых, составляет 8380,1 млн тонн, что значительно превышает данные 2016 года (4723,8 млн тонн). Основным направлением управления отходами добычи углей является их размещение во внутренних и внешних отвалах, либо вовлечение в хозяйственную деятельность, в том числе, для рекультивации нарушенных земель. В соответствии с Постановлением Правительства Российской Федерации от 28 ноября 2024 года № 1644 «О порядке проведения оценки воздействия на окружающую среду», определяющим этапом использования отходов для хозяйственной деятельности является проведение исследований по оценке их воздействия на окружающую среду, цель которых заключается в выявлении возможных прямых, косвенных и иных экологических воздействий планируемой хозяйственной деятельности на окружающую среду, а также в прогнозе изменения состояния окружающей среды, в том числе ее отдельных компонентов. Многочисленные исследования зарубежных и российских ученых (Stracher G. B., Yang C., Шпирт М. Я., Журавлева Н. В., Эпштейн С. А.) показали, что вскрышные и вмещающие породы, образующиеся при добыче углей, при размещении их в отвалах или использовании для целей рекультивации могут оказывать негативное влияние на водные объекты за счет миграции потенциально опасных элементов в составе пород в поверхностные и подземные воды, что, в свою очередь, может приводить к повышению концентрации соответствующих элементов выше нормируемых ПДК или установленных фоновых значений. В мировой практике для оценки воздействия отходов добычи и переработки полезных ископаемых на состояние водных объектов используют статические и кинетические тесты. Если статические тесты позволяют выявить потенциальные риски генерирования кислых вод и приоритетные загрязнители в отходах, то использование

кинетических тестов дает возможность прогнозировать поведение отходов при длительном размещении, в частности, оценивать динамику вымываемости потенциально опасных элементов и изменение рисков образования кислых вод. В Российской Федерации для реализации статических тестов отходов добычи углей разработан национальный стандарт ГОСТ Р 58914–2020. В то же время вплоть до настоящего времени в России отсутствует надежное методическое обеспечение для проведения кинетических тестов, что не позволяет прогнозировать долговременные изменения состояния водных объектов при реализации планируемых мероприятий по размещению и использованию отходов добычи углей. В связи с этим, исследования, направленные на разработку кинетических тестов для оценки долговременного воздействия отходов добычи углей на окружающую среду, являются актуальной научной задачей.

Работа выполнена в рамках Стратегического проекта «Технологии устойчивого развития» Программы стратегического академического лидерства «Приоритет 2030».

Цель работы – экспериментальное моделирование долговременной вымываемости макро- и микроэлементов из отходов добычи углей для оценки их воздействия на окружающую среду.

Идея работы заключается в установлении закономерностей изменения мобильности макро- и микроэлементов в составе отходов добычи углей в условиях, моделирующих их длительное нахождение в окружающей среде.

Основные научные положения, выносимые на защиту:

1. Статические тесты вскрышных пород, отобранных в местах образования отходов, позволили ранжировать породы по их воздействию на водные объекты: наибольшее негативное воздействие породы с высоким содержанием серы проявляется в значительном риске образования кислых вод, в низком значении рН водной вытяжки и в существенном превышении в ней концентрации сульфатов, марганца, кобальта, никеля, меди, цинка и стронция относительно ПДК, что обусловлено высокой мобильностью соединений этих элементов в составе породы.

2. Изучение состава вскрышных пород на основе кинетического теста, моделирующего их длительный контакт с атмосферной влагой и воздухом, позволяет установить изменение мобильности макро- и микроэлементов во вскрышных породах разного состава в зависимости от времени размещения, в том числе за счет частичного окисления серосодержащих минералов. Такие изменения состава отходов могут приводить к искажению информации об их воздействии на окружающую среду. В связи с этим для оценки долговременного воздействия отходов добычи углей на водные объекты должны использоваться пробы вскрышных и вмещающих пород, отобранные в местах образования отходов с использованием стандартных методов.

3. Тестирование, основанное на последовательном вымывании водорастворимых веществ из отходов добычи углей при их длительной обработке в условиях избыточной влажности и доступа воздуха, позволяет прогнозировать долговременное воздействие отходов на водные объекты при их размещении или использовании для рекультивации.

Обоснованность и достоверность научных положений, выводов и рекомендаций подтверждаются: проведением экспериментальных исследований на пробах вскрышных пород, отобранных непосредственно в местах образования отходов добычи углей с применением стандартных методов; использованием стандартных методов и апробированных методик для оценки долговременного воздействия отходов добычи углей на окружающую среду, а также современного аналитического и аппаратного оборудования с высокими метрологическими характеристиками.

Методы исследований, использованные в работе: определение минерального состава методом рентгеновского дифракционного анализа; стандартные методы определения химического состава отходов добычи углей; определение потенциала нейтрализации для оценки риска образования кислых вод в соответствии с разработанным Стандартом организации (СТО 1–ФХУ–2024 «Оценка потенциала нейтрализации в отходах добычи и обогащения минерального сырья»); атомно-абсорбционная спектрометрия с пиролитической приставкой для

определения содержания ртути; атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно связанной плазмой для определения содержания макро- и микроэлементов в отходах добычи углей и полученных из них водных вытяжек; капиллярного электрофореза для анализа анионного состава водных вытяжек.

Научная новизна работы заключается в следующем:

Установлено, что при длительной обработке вскрышной породы с высоким содержанием серы (1,63 %) в условиях высокой влажности и доступа воздуха, происходит окисление серосодержащих минералов. Это проявляется в последовательном уменьшении содержания серы в породе и в экстремальном изменении между 3-й и 9-й неделями обработки концентрации сульфатов, железа, натрия, магния и кальция в водных вытяжках по сравнению с соответствующими значениями, полученными для исходной породы.

Периодическое вымывание водорастворимых элюатов из серосодержащей вскрышной породы, приводит к ускорению и увеличению глубины процессов окисления серосодержащих минералов.

Впервые установлено, что периодическое вымывание из вскрышных пород водорастворимых элюатов, приводит к снижению воздействия отходов на окружающую среду, в том числе к уменьшению мобильности макро- и микроэлементов и рисков образования кислых вод.

Практическое значение и реализация результатов работы.

Для практического использования разработана «Методика оценки долговременного воздействия отходов на окружающую среду» (Зарегистрирована в Депозитарии ноу-хау НИТУ «МИСиС» № 45-608-2022 ОИС от 29 декабря 2022 г). Методика распространяется на отходы добычи и обогащения углей и устанавливает процедуру оценки долговременного воздействия отходов на окружающую среду при их размещении или использовании, в том числе в целях рекультивации. Для оценки риска образования кислых вод из отходов разработан Стандарт организации СТО 1–ФХУ–2024 «Оценка потенциала нейтрализации в отходах добычи и обогащения минерального сырья» (12 августа 2024 г). Стандарт распространяется на отходы добычи и обогащения бурых, каменных углей и

антрацитов, а также на твердые отходы сжигания углей и материалы на их основе, и устанавливает метод определения потенциала нейтрализации отхода по разности между его общим и кислотным потенциалами нейтрализации. Рекомендации по порядку опробования твердых отходов добычи углей, разработанные в диссертационной работе, используются в действующем на предприятии АО «Ургалуголь» Стандарте организации «Методика отбора вскрышных пород в местах их образования» (СТО 1-ОТ/2024) для оценки классификационных признаков вскрышных и вмещающих пород в рамках производственного экологического контроля.

Апробация работы. Основные научные и практические результаты диссертационной работы были доложены: на XXIII Международной конференции «Физико-химические и петрофизические исследования в науках о Земле» (26 сентября - 2 октября 2022 г., Москва); на XXIV Международной конференции «Физико-химические и петрофизические исследования в науках о Земле» (25 сентября - 1 октября 2023 г., Москва); на VI Международной научно-технической конференции «Защита окружающей среды от экотоксикантов: международный опыт и российская практика» (9 апреля 2024 г., Уфа); на 6-й конференции Международной научной школы академика РАН К.Н. Трубецкого «Проблемы и перспективы комплексного освоения и сохранения земных недр» (17-21 июня 2024 г., Москва); на Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Рекультивация нарушенных земель: технологии, эффективность и биоразнообразие» (1-3 октября 2024 г., Новокузнецк - Междуреченск); на XXII Менделеевском съезде по общей и прикладной химии (7-12 октября 2024 г., пгт Сириус).

Публикации. Основные положения и результаты работы представлены в 10 печатных публикациях, из них – 4 в изданиях, входящих в Scopus и перечень ВАК, в том числе 2 в журналах, рекомендуемых ВАК по специальности защищаемой диссертации и 6 в сборниках трудов Российских и международных конференций.

Структура и объем работы. Диссертационная работа состоит из введения, 6 глав, заключения, списка используемой литературы из 126 источника и 3 приложения, содержит 31 рисунок и 42 таблицы.

Глава 1 Российский и международный опыт оценки воздействия отходов добычи и переработки углей на окружающую среду

1.1 Воздействие отходов добычи и переработки углей на окружающую среду

Уголь является важным элементом мировой энергетики, особенно в странах с крупными запасами углей, таких как Россия, Китай, Индия и т.д. [1–3]. Доля угля в структуре мирового потребления первичной энергии составляет 27 % [4]. По данным Росстата, в Российской Федерации в I полугодии 2024 г. было добыто 211,3 млн тонн углей, что немного меньше уровня 2023 года (212,9 млн тонн), однако соответствует стабильному уровню последних лет (рисунок 1.1). Вместе с тем, добыча, переработка и сжигание углей является источником большого объема твердых отходов.

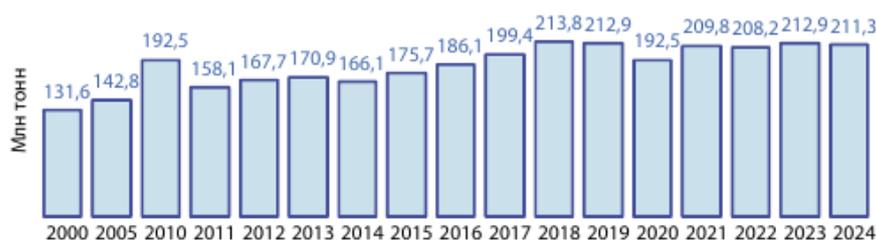


Рисунок 1.1 - Добыча угля в России в I полугодиях 2000-2024 гг. по данным Росстата [5]

По данным Государственного доклада «О состоянии и об охране окружающей среды РФ в 2022 году», объем отходов, образующихся при добыче полезных ископаемых, составляет 8380,1 млн тонн, что значительно превышает данные 2016 года (4723,8 млн тонн) [6]. Большой проблемой на сегодняшний момент является вопрос управления отходами, образующимися в процессе добычи и переработки углей. Основным направлением управления отходами является их размещение во внутренних и внешних отвалах, либо вовлечение в хозяйственную деятельность, в том числе, для рекультивации нарушенных земель [7]. В соответствии с Законом Российской Федерации № 27-ФЗ «О недрах» (с изменениями на 8 августа 2024 года) пользователи недр могут использовать «для ликвидации горных выработок и иных сооружений, связанных с использованием недрами, рекультивации земель вскрышные и вмещающие горные породы и

отходы недропользования V класса опасности, образовавшиеся при осуществлении пользования недрами» в соответствии с техническими проектами и (или) проектом рекультивации земель [8]. В соответствии с Постановлением Правительства Российской Федерации от 28 ноября 2024 года № 1644 «О порядке проведения оценки воздействия на окружающую среду» оценка воздействия на окружающую среду проводится в отношении планируемой хозяйственной и иной деятельности, которая может оказать прямое или косвенное воздействие на окружающую среду [9]. В соответствии с этим документом, одним из определяющих этапов является проведение исследований по оценке воздействия на окружающую среду, цель которых заключается в выявлении возможных прямых, косвенных и иных (экологических и связанных с ними социальных и экономических) воздействий планируемой хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду, а также прогноз изменения состояния окружающей среды, в том числе компонентов природной среды при реализации планируемой хозяйственной и иной деятельности [9].

Многочисленные исследования зарубежных и российских ученых показали, что вскрышные и вмещающие породы добычи углей при размещении их в отвалах или использовании для целей рекультивации могут оказывать негативное влияние на водные объекты за счет миграции потенциально опасных элементов в составе пород в поверхностные и подземные воды, что, в свою очередь, может приводить к повышению концентрации соответствующих элементов, выше нормируемых предельно-допустимой концентрации (ПДК) или установленных фоновых значений [10–12]. Потенциально опасные элементы в отходах могут продолжать загрязнять окружающую среду в течение длительного времени даже после окончания горнодобывающей деятельности [13]. Размещение в отвалах занимает большое количество земельных ресурсов и чревато опасными явлениями, такими как самовозгорание, оползни, сели и т.д., а также возможностью миграции потенциально опасных макро- и микроэлементов при выщелачивании атмосферными осадками, что может загрязнять почву, воздух, поверхностные и подземные воды [14–16]. Рекультивация, с другой стороны, хотя и позволяет

снизить нагрузку, создаваемую отвалами и полигонами, может обусловить более серьезные экологические проблемы, если неправильно управлять ею. Например, в результате выщелачивания горных пород грунтовыми водами потенциально опасные элементы могут осаждаться и проникать в подземные воды, что приводит к их загрязнению [17].

Образование кислой воды (AMD) представляет собой особую проблему в процессе управления отходами добычи и переработки углей [18,19]. Отходы, содержащие сульфидные минералы (например, пирит FeS_2 , пирротин Fe_{1-x}S , где $0 < x < 0,2$ и арсенопирит FeAsS), при взаимодействии с атмосферным кислородом и водой подвергаются окислительным реакциям, приводящим к образованию серной кислоты, что обуславливает, в свою очередь, риски кислых вод [20,21]. При этом увеличивается растворимость минералов, что может приводить к загрязнению объектов окружающей среды в том числе поверхностных и подземных вод [22]. Примеры подобных экологических проблем встречаются по всему миру. Например, в Аргентине существование хранилищ (отвалов) сульфидных отходов в течение более чем трех десятилетий привело к образованию высококислотного дренажа [23], а в Австралии в заброшенной шахте в течение многих лет наблюдали эмиссию в воды значительного количества опасных веществ, в том числе токсичных элементов, таких как кадмий, медь, свинец, цинк мышьяк, сурьма и др. [24]. Образование кислых вод требует определённого времени и зависит от ряда условий. Ключевыми факторами, определяющими скорость образования кислоты, являются наличие реакционноспособных сульфидов, воды и кислорода; значение pH; температура и т.д. [25].

Твердые отходы должны размещаться и утилизироваться с использованием наилучших доступных технологий, чтобы минимизировать их негативное воздействие на окружающую среду и здоровье человека. Например, в Европейском союзе действует справочный документ «Наилучшие доступные технологии для управления отходами в горнодобывающей промышленности (Best Available Techniques (BAT) for Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities)» [26]. В этом документе рассматриваются стратегии снижения воздействия отходов

на окружающую среду, включая повторное использование отходов, сокращение выбросов загрязняющих веществ и определение наилучших доступных технологий. В Российской Федерации используется информационно-технический справочник (ИТС) по наилучшим доступным технологиям ИТС 37-2023 «Добыча и обогащение угля» [27]. В справочнике представлены основы добычи и обогащения угля, технологии и системы управления, освещены вопросы истощения ресурсов, воздействия на окружающую среду, а также выявления и применения наилучших доступных технологий, в том числе в области минимизации негативного воздействия отходов.

Отдельное внимание в указанных справочниках и научной литературе уделяется условиям и механизму образования кислых вод, которые представляют серьёзную угрозу не только для водных объектов в зоне добычи углей, но и способны оказывать длительное негативное воздействие на безопасность региональных водных ресурсов. В связи с этим во всём мире ведутся активные научные исследования и разработка эффективных технологий нейтрализации кислых вод и предотвращения дальнейшего загрязнения.

Существует два основных подхода к обработке кислых вод: активные и пассивные технологии [28]. Активные технологии преимущественно применяются на действующих горнодобывающих предприятиях [29]. Наиболее распространёнными процессами являются нейтрализация, осаждение, адсорбция и т.д. [30]. Как правило, для нейтрализации кислой воды и усиления осаждения гидроксидов тяжёлых металлов в кислые стоки добавляют щелочные реагенты, такие как известь (CaO), известняк (CaCO_3), гидроксид натрия (NaOH) и др. [31]. Преимуществами активных технологий являются высокая эффективность удаления загрязняющих веществ из кислых вод и гибкое управление процессом. Однако такие методы требуют постоянных эксплуатационных затрат, в том числе на реагенты, техническое обслуживание и электроэнергию. Кроме того, существует риск выделения таких связанных веществ, как NH_3 или NaOH , что может привести к негативному воздействию на окружающую среду и здоровье человека [32,33].

Пассивные технологии характеризуются сравнительно низкими эксплуатационными затратами, требуют лишь периодического технического обслуживания и применяются в основном на закрытых или заброшенных шахтах. Эти методы основаны на естественных физических, геохимических и биологических процессах [33]. К наиболее распространённым пассивным технологиям относятся гидрботанические площадки, известняковые стоки или каналы, проницаемые реактивные барьеры и т.д. [34,35]. Кроме того, метод зависит от мощности генерации щелочной среды и эффективности удаления металлов в системе. Некоторые элементы, такие как цинк (Zn) и марганец (Mn), демонстрируют низкую склонность к осаждению при значениях pH ниже 6,0 ед., что ограничивает эффективность их удаления. Однако применение оксида магния (MgO) либо его сочетание с известняком (CaCO₃) позволяет повысить pH до необходимых значений и значительно улучшить эффективность осаждения этих металлов [28,36].

Выбор оптимального метода обработки кислых вод зависит от их состава, pH и затрат на обработку, а также от геологических и климатических условий региона. Важно отметить, что не существует универсальной технологии очистки, поскольку состав кислых вод может значительно варьироваться в зависимости от их источника, а также от применяемой технологии очистки. Кроме того, отходы, образующиеся в процессе очистки, также имеют разнообразный состав, что требует индивидуального подхода к каждому конкретному случаю [34].

Для минимизации рисков загрязнения объектов окружающей среды при размещении отходов добычи и переработки углей и планирования наилучших доступных технологий их предотвращения, прогноз воздействия отходов добычи углей на водные объекты необходимо осуществлять еще на стадиях разведки и эксплуатации месторождений [37]. В связи с этим возникают вопросы, связанные с выбором мест отбора проб отходов, образующихся при добыче углей, для характеристики их долговременного воздействия на окружающую среду: либо из хранилищ отходов (отвалов), либо в местах образования (при подготовительных или добычных работах). На основании пункта 3.3 документа «Санитарные правила

по определению класса опасности отходов производства и потребления» (СП 2.1.7.1386-03 с изменениями на 31 марта 2011 года), утверждённого Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации, пробы отходов могут отбираться непосредственно из источника образования отхода или из емкостей накопителя [38]. На сегодняшний момент в Российской Федерации наиболее распространенными документами, регламентирующими отбор проб отходов добычи углей, являются ПНД Ф 12.4.2.1-99 «Отходы минерального происхождения. Рекомендации по отбору и подготовке проб. Общие положения» и ПНД Ф 12.1:2:2.2:2.3:3.2-03 «Методические рекомендации. Отбор проб почв, грунтов, донных отложений, илов, осадков сточных вод, шламов промышленных сточных вод, отходов производства и потребления». В этих документах, в целом, отбор отходов производят в местах их размещения, исходя из наличия визуально однородных площадок без привязки ко времени размещения отхода в хранилище. Однако в работах [39,40] отмечено, что при длительном контакте с воздухом и атмосферной влагой происходит изменение минерального состава отходов, pH водных вытяжек, их удельной проводимости, содержания сухого остатка, концентрации элементов в вытяжках (SO_4^{2-} , Cd, Cu, Pb, Co, Fe, Mn и т.д.) и т.п. Такие изменения показателей могут исказить информацию о воздействии отходов на окружающую среду при их отборе из мест длительного хранения. В связи с этим для отбора проб отходов в местах их образования могут быть использованы основные положения ГОСТ Р 59252-2020 «Угли бурые, каменные, антрацит и горючие сланцы. Метод отбора пластовых проб» или специально разработанные методики, основанные, например, на отборе бурового шлама при бурении скважин по породе в соответствии с ГОСТ Р 59254-2020 «Угли бурые и каменные. Метод отбора проб бурением скважин».

Дополнительно следует указать, что, кроме отходов добычи и обогащения углей, существует проблема управления отходами, образующимися при сжигании углей. Сжигание угля является одним из ключевых источников энергии, особенно на тепловых электростанциях (ТЭЦ). Значительная часть электро- и теплоснабжения обеспечивается за счет сжигания угля, особенно в странах с

богатými запасами угля, таких как Россия, Индия, Китай и т.д. [41,42]. 28 марта 2024 года Комитет Государственной Думы по энергетике провел круглый стол «Законодательное регулирование вовлечения золошлаковых отходов в хозяйственный оборот». Было отмечено, что в специализированных золоотвалах складывается около 1,3 млрд тонн золошлаковых отходов, ежегодно образуется около 18 млн тонн золошлаков, из которых повторно используется около 30 % [43]. Ежегодное накопление тысячи тонн золошлаковых отходов (ЗШО) оказывает негативное воздействие на окружающую среду [44–46]. Основные отходы сжигания угля — это зола, шлак, зола уноса, а также выбросы в атмосферу, такие как углекислый газ, оксиды азота и серы. Основные области использования золошлаковых отходов включают производство кирпича, бетонных изделий, дорожное строительство, и также рекультивацию нарушенных земель [47,48]. Отходы могут содержать потенциально опасные элементы, приводящие к загрязнению почвы, воздуха, поверхностных и подземных вод [49].

Работы последних лет показали, что определяющим фактором загрязнения водных объектов является не общее содержание в отходах добычи, обогащения и сжигания углей «вредных» элементов, а так называемые «мобильные» формы – водорастворимые соединения элементов, образующиеся при контакте отходов с атмосферной влагой, кислородом и грунтовыми водами [50–53]. Превышение допустимой концентрации потенциально опасных соединений может привести к снижению функциональности почвы и загрязнению водоемов. Поэтому исследование мобильности макро- и микроэлементов в отходах добычи и сжигания углей необходимо для понимания и решения практической проблемы воздействия угольной промышленности на окружающую среду [54]. Это существенно поможет в разработке экономически эффективных стратегий управления отходами и в принятии решений регулируемыми и правительственными органами. Для предотвращения негативных процессов загрязнения объектов окружающей среды при использовании отходов добычи и переработки углей необходимо еще на стадии геологического изучения или эксплуатации месторождений оценивать

воздействие образующихся отходов на грунтовые и подземные воды, воздух и почвы.

1.2 Современные методы оценки воздействия отходов на окружающую среду за рубежом

Для оценки воздействия отходов на водные объекты основными методами являются статические и кинетические тесты [55,56]. Эти тесты позволяют определять вымываемость потенциально опасных макро- и микроэлементов из отходов под воздействием внешних факторов [57], таких как кислород и грунтовая вода, а также оценить изменение их миграции в окружающую среду. В упомянутом ранее документе ВАТ [26] приведены наиболее общие характеристики отходов, включающие минералогический состав, химический состав, вымываемость, риски образования кислых вод и др.

1.2.1 Статические тесты

Статические тесты предназначены для оценки потенциального риска генерирования кислых вод и приоритетных загрязняющих веществ в отходах, способных мигрировать в водные объекты без учета длительности и скорости этих процессов. К основным видам статических тестов относятся: тест на кислотно-основной баланс (АВА), различные модификации теста Собека; тест на вымываемость отходов, например, процедура выщелачивания (ТСLР), процедура выщелачивания синтетических осадков (SPLP); многоступенчатая последовательная экстракция, основанная на метод Тессье и т.д. [52,57].

Для оценки риска образования кислых вод применяется метод Собека и его модификации, основанные на анализе различий между скоростями растворения кислотогенерирующих и кислотонейтрализующих минералов [58,59] Тесты на вымываемость отходов используются для оценки их потенциального воздействия на окружающую среду, особенно в случае выделения опасных веществ [60]. Многоступенчатая последовательная экстракция позволяет определить

химическую форму тяжелых металлов и выявить условия, при которых может происходить их выщелачивание в различные периоды времени [61].

Статические тесты позволяют быстро выявить потенциальные риски генерирования кислых вод и приоритетные загрязнители в отходах [62]. Однако, статические тесты ограничены в прогнозе поведения отходов при их длительном размещении в условиях контакта с атмосферным кислородом, атмосферными осадками и грунтовыми водами [63].

1.2.2 Кинетические тесты

Для оценки долговременного воздействия отходов добычи и переработки углей, как правило, используются кинетические тесты. Они позволяют прогнозировать динамику миграции загрязняющих веществ в поверхностные и подземные воды при длительном размещении отходов или их использовании при рекультивации [57]. Reemtsma Т. и другие авторы [64] считают, что кинетические тесты лучше имитируют естественные условия, чем более распространенные статические тесты.

При оценке воздействия отходов на окружающую среду важно учитывать ряд факторов, которые определяют поведение загрязняющих веществ. Эти факторы влияют на процессы выщелачивания, мобильность элементов в отходах, что, в свою очередь, сказывается на результатах кинетических тестов. В мировой практике существующие методы оценки долговременного воздействия отходов на окружающую среду представлены в основном тестами на выщелачивание в колонках, в камерах влажности и полевыми испытаниями [65]. На процессы миграции тяжелых металлов влияют климатические факторы, такие как температура, осадки и скорость ветра [66].

Колоночные тесты

Колоночные тесты на выщелачивание при изучении дренажа шахтных вод применяются с середины XX века [67,68].

Объем орошающей жидкости (количество жидкой фазы по отношению к твердой пробе) представляет собой один из важных параметров, который

необходимо учитывать при проектировании системы рекультивации. В работе [69] было проведено исследование в течение 84 недель по выщелачиванию Cu, Zn, Fe и SO_4^{2-} из хвостохранилища в Японии (закрытого уже более 40 лет), в котором добывали золото, серебро, медь, кобальт, цинк и сульфид железа. Были поставлены три колонки с пробами крупностью менее 2 мм. Ежедневно в колонку добавляли дистиллированную воду в объеме 100, 200 и 400 см³. Воду пропускали под действием силы тяжести при комнатной температуре (20±3) °С. Исследование показало, что при увеличении объема орошающей жидкости (элюента) концентрация потенциально опасных элементов в элюатах (моделирующих сточные воды) также возрастает. В работе [70] также показано, что максимальная концентрация ртути в элюатах наблюдается при наивысшей интенсивности осадков и минимальном значении pH (4,5 ед.). Увеличение интенсивности осадков способствует ускорению эрозионных процессов в хвостах, что, в свою очередь, приводит к повышению миграционной способности ртути в их составе.

pH атмосферных осадков также является одним из ключевых факторов, влияющих на растворимость химических элементов. В работе [71] был исследован процесс выщелачивания Cu, Zn, Pb, Cd и As из хвостохранилища при моделировании местных кислотных дождей. Было показано, что кислые осадки способны ускорить выделение Cu, Zn, Pb и Cd из хвостохранилища. В данном исследовании не учитывали реальные геохимические процессы (например, окисление и выветривание сульфидных минералов). В работах [70,72,73] для разных процессов выделения тяжелых металлов при выщелачивании были использованы разные кинетические модели. В качестве моделей выщелачивания использовали: кинетическое уравнение первого порядка ($Y = ax + b$); степенное уравнение с постоянной скоростью процесса ($Y = ax^b$); параболическое уравнение ($Y = ax^{0.5} + b$); модифицированное уравнение Еловича ($Y = a \ln x + b$). Авторы [73] исследовали хвостохранилище отходов добычи молибдена и проанализировали закономерность выделения основных тяжелых металлов (Mo, Mn, Cu, Zn) из этого хвостохранилища и факторы, влияющие на них. До начала

эксперимента образцы замачивали в деионизированной воде в течение 24 часов, а затем непрерывно выщелачивали в течение 10 дней. Значение pH раствора выщелачивания было установлено на уровне 5, 6 и 7 ед. с помощью NaOH и смеси H₂SO₄ и HNO₃ в соответствии со значением pH местной дождевой воды. Было обнаружено, что в ходе эксперимента значение pH раствора выщелачивания постепенно увеличивалось и стабилизировалось в диапазоне 7,2 – 7,7 ед. Это может быть обусловлено присутствием в хвостах кальцита и других минералов, обладающих нейтрализующей способностью, что способствует снижению кислотности, вызванной кислотными дождями. На концентрацию цинка влияет значение pH раствора выщелачивания: чем ниже значение pH, тем выше концентрация выделяемого цинка. Применение кинетического уравнения первого порядка ($Y = ax + b$) показывает, является ли выделение металла при выщелачивании однократным диффузионным процессом. Степенное уравнение с постоянной скоростью процесса ($Y = ax^b$) лучше описывает кинетический процесс высвобождения металлов Mo, Mn, Cu. Параболическое уравнение ($Y = ax^{0.5} + b$) лучше описывает закономерность выделения Zn, демонстрируя влияние нескольких механизмов диффузии. Модифицированное уравнение Еловича ($Y = a \ln x + b$) показывает величину изменения энергии активации выщелачивания металла. Кинетическая модель позволяет не только сверить эмпирические уравнения и экспериментальные результаты между собой, но и предсказать тенденцию выделения тяжелых металлов на более поздней стадии, что дает рекомендации по предотвращению и контролю загрязнения тяжелыми металлами.

Крупность частиц также является одним из ключевых показателей, влияющих на скорость выщелачивания. Исследования показывают, что по мере уменьшения крупности частиц увеличивается удельная поверхность исследуемого материала, что ведет к увеличению реакционной поверхности и, как следствие, повышению скорости выщелачивания элементов [74]. В работе [72] исследовали процесс выщелачивания Cu, Mn и Zn из хвостов с различной крупностью отходов. При различной крупности частиц концентрация выделившихся металлов из мелких

частиц была выше, чем из крупных. Кроме того, в работе [25] также оценивали влияние размера колонки на динамику образования кислых вод и установили, что скорость образования кислоты существенно зависит от размера колонки как для мелких, так и для крупных частиц.

Учитывая важность степени выветривания пород для геохимических механизмов выделения металлов, в работах [39,40] исследовали породы с разной степенью выветривания. Результаты показали, что невыветрелые породы выделяют более низкие концентрации растворенных твердых веществ, чем выветрелые породы [39]; концентрация элемента (Cu и Pb) в фильтрате после длительного выветривания оказывается выше, чем в фильтрате свежих пород [40]. Кроме того, авторы [40] еще оценили потенциальный экологический риск тяжелых металлов с использованием метода индекса Хакансона [75], который применяется для оценки экологического риска, основанного на уровне токсичности различных тяжелых металлов и чувствительности организмов к их загрязнению. Установлено, что невыветрелые породы имеют самый высокий экологический риск. Все это дополнительно указывает на необходимость использования для оценки воздействия отходов на окружающую среду пробы, отобранные не из хранилищ, а в местах образования отходов.

Вагуан В. Р. и другие авторы [76] изучали способность к кислотообразованию и выделению потенциально опасных элементов из отходов с высоким содержанием серы (1,8 – 5,7 %), используя пробы с крупностью 0,2 мм при комнатной температуре (25 °С). Результаты показали, что потенциально опасные элементы As, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Hg, Mo и Ni превышали значение критической нагрузки (показатель, характеризующий потенциальный риск элемента).

Таким образом, колоночные тесты позволяют проводить выщелачивание в различных условиях, в том числе при постоянном увлажнении, что обеспечивает необходимые условия для окисления серосодержащих минералов. Благодаря колоночным тестам возможно разработать стратегии управления для снижения риска загрязнения потенциально опасными элементами, предсказать тенденцию выделения тяжелых металлов и оценить долговременную эффективность мер по

восстановлению хвостохранилищ (например, затвердевание и стабилизация) [70–73].

Из недостатков колоночных тестов можно отметить, что для испытаний в колонках не существует стандартной документации, а размеры колонки, объем жидкости, масса пробы и т.д. выбираются в зависимости от конкретного эксперимента. При этом размеры колонки могут влиять на результаты испытаний [25]. Таким образом, сложно провести сравнение результатов. Также существует риск неравномерного контакта орошающей жидкости с пробой [69]. Кроме того, колоночные тесты не подходят для большого размера образцов [58] и для частиц меньше определенного размера, так как раствор склонен образовывать канавки вдоль стенки колонны, что приводит к неполному контакту между фильтратом и образцом в колонне, тем самым влияя на результаты прогноза. Также в одной из работ в процессе исследования колонки была сломана из-за разбухания, вызванного процессом окисления, что привело к прекращению части экспериментов [77].

Камера влажности

Тесты в камерах влажности были впервые применены в начале 1960-х годов [67]. В 1996 году международная организация ASTM разработала стандартный метод испытания лабораторного выветривания твердых материалов с использованием камеры влажности (Humidity Cell) ASTM D5744. Это единственный нормативный документ для оценки длительного воздействия отходов на окружающую среду. Согласно стандарту ASTM D5744–96, для испытаний отходов с размером частиц менее 6,3 мм используется камера диаметром 10,2 см и высотой 20,3 см, тогда как для отходов с размером частиц менее 150 мкм применяется камера диаметром 20,3 см и высотой 10,2 см. 1 кг отходов загружался в камеры для чередования циклов влажного и сухого воздуха. Объем промывочного раствора составляет 500/1000 мл при режимах капельного или потокового. В капельном режиме раствор свободно стекает, тогда как в потоковом режиме выход из камеры закрывается на время добавления раствора, после чего раствор удерживается в камере в течение одного часа. Эксперимент

проводится в течение не менее 20 недель. На основе стандарта ASTM D5744–96 ряд ученых модифицировали метод камеры влажности с параметрами, приведенными в таблице 1.1 [78].

В протоколе Департамента природных ресурсов Миннесоты (MN–DNR) [79] используются те же размеры камеры, крупность пробы, объем раствора что и в предыдущей редакции ASTM D5744 от 1996 года. Однако в этом протоколе исключен цикл влажной/сухой обработки, и эксперимент осуществляется только в условиях контролируемой температуры (25 °C) и влажности (~60 %), что приводит к более высокому удержанию воды. Повышенное содержание влаги может способствовать переносу кислоты на поверхность нейтрализованных минералов, ускоряя реакцию нейтрализации. Эксперимент контролируется по температуре и влажности, что способствует воспроизводимости результатов, но не регламентирует продолжительность испытаний.

В методе Morin & Nutt [80] размер камеры для образцов с крупными частицами соответствуют ASTM D5744-96. В ходе эксперимента воздух поступает снизу вверх через образец при чередовании сухих и влажных циклов. Объем начального промывочного раствора составляет 750 мл, затем 500 мл, и он находится в контакте с образцом в течение 2 часов. В случае образцов с мелкими частицами размеры камеры составляют 19 см в высоту и 17,8 см в диаметре. Воздух циркулирует над образцом в течение чередующихся циклов сухого и влажного воздуха. Объем промывочного раствора составляет 500 мл, перемешивают его с образцом в течение 1 минуты, и затем он контактирует с образцом в течение 4 часов. Длительность экспериментов составляет 40 недель и более.

Таблица 1.1 – Обзор методов испытаний с использованием камеры влажности [78]

Параметр	ASTM D5744-96		Minnesota Department of Natural Resources (MN-DNR) [79]	Morin & Hutt (1997) [80]		Brodie et al. (1991) [81]
	Порода	Отвал	Порода	Порода	Отвал	Порода
Крупность	< 6,3 мм	Как получено	< 6,3 мм	80 % < 6,4 мм	Как получено	< 10 см
Масса пробы, кг	1	1	1	~1	~1	50-65
Высота камеры, см	20,3	10,2	20,3	20,3	19,0	около 45
Диаметр камеры, см	10,2	20,3	10,2	10,2	16,5	30
Температура, °С	Не указано		25	~25		Не указано
Влажность, %	Не указано		~60	Не указано		Не указано
Скорость потока воздуха	1-10 л мин ⁻¹		-	Не указано		Непрерывно
Цикл сухого воздуха	Влажность < 10 % в течение 3 дней через образец		-	3 дня через образец	3 дня над образцом	-
Цикл влажного воздуха	Влажность 95 % в течение 3 дней через образец		-	3 дня через образец	3 дня над образцом	-
Объем фильтра, мл	500 или 1000		500 или 1000	500		Соответствует атмосферным осадкам
Время контакта, ч	Свободное протекание		Свободное протекание	2	4	Не указано
Длительность	Минимум 20 недель		Не указано	40 недель, 5 лет или более		Не указано

Brodie и другие авторы [81] предложили более крупный размер камеры, предназначенной для прогнозирования дренажа из пород. Камера может вмещать от 50 до 65 кг породы, ее внутренний диаметр составляет 30 см, а высота – около 45 см. Объем промывочного раствора определяется исходя из количества осадков, выпавших на рассматриваемом участке.

В обновленной версии стандарта ASTM D5744–13 представлены два варианта метода, различающиеся способом подачи кислорода. В первом варианте отходы с размером частиц менее 6,3 мм загружают в камеру, где в течение недели осуществляется чередование циклов сухого и влажного воздуха, после чего на седьмой день проводится выщелачивание. Во втором варианте отходы размещают в открытую камеру и выдерживают в течение шести дней, а на седьмой день проводят выщелачивание [82].

В работе [83] исследованы характеристики длительного выщелачивания угольных отходов разной крупности американских обогатительных фабрик, перерабатывающих битуминозные угли с различным содержанием пирита. Результаты показали, что минералогический состав оказывает значительное влияние на характеристики выщелачивания отходов обогащения. Наиболее кислый рН и наибольшее выделение микроэлементов наблюдалось в фильтрате из крупных потоков отходов, содержащих среднее или высокое количество пирита, в то время как образцы мелких классов отходов выделяли меньшее количество микроэлементов. Минимальное содержание микроэлементов наблюдалось в фильтрате из потоков отходов с низким содержанием пирита.

Метод камеры влажности обычно используется для определения скорости окисления сульфидов [56,84]. Benzaazoua M. и другие авторы [84] исследовали потенциал кислотообразования сульфидных пород при рекультивации в Канаде. Исследования скорости окисления сульфидов могут быть использованы для построения геохимических моделей прогнозирования риска кислых вод [85]. В работах [84] отметили, что камера влажности позволяет быстрее определить потенциал кислотообразования и нейтрализации по сравнению с колоночными тестами. Также были выявлены недостатки этого метода. В процессе сушки отходы могут быть пересушены, что значительно снижает скорость окисления сульфидов и приводит к получению неверных результатов. Метод камеры влажности позволяет измерять скорость образования и потребления кислоты в условиях полного насыщения кислородом и не способен имитировать выщелачивание в

отходах, которые могут быть частично насыщены либо лишены кислорода. Эти тесты не совсем точно имитируют реальные полевые условия [86].

Основным преимуществом вышеуказанных лабораторных испытаний является возможность исследования воздействия отходов в контролируемых условиях, что обеспечивает более надежный и точный подход к прогнозированию реальных промышленных действий. Эти основные методы используют не только для оценки долговременного выщелачивания, но и для установления влияния длительного окисления. В работе [87] обнаружили, что при постоянном перемешивании отходов с водой и длительном контакте мобильность элементов из отходов значительно увеличивается. В вышеуказанном испытании не наблюдалось перемешивание пробы с водой, малое время пребывания жидкости в пробе и небольшое соотношение твердого к жидкому, что затрудняло обеспечение достаточного контакта между пробой и водой, что могло привести к неточным результатам.

Предлагаемые зарубежные кинетические тесты, как колоночные, так и камеры влажности, хорошо работают на отходах руд и для магматических прочных пород, однако плохо применимы для глинистых размокающих пород, которыми преимущественно представлены отходы добычи углей. Наличие большого количества глинистых пород приводит к забиванию колонок и трудностям полного извлечения растворов выщелачивания из камер влажности.

Полевые испытания

Кроме лабораторных испытаний для оценки долговременного воздействия еще применяют полевые испытания.

Choi S. K. и др. [88] оценили в Корее потенциальное воздействие полигона для захоронения золы уноса на грунтовые воды, используя полевые методы испытания. Образцы грунтовых вод из мониторинговых скважин, установленных вблизи участка хранилища летучей золы, показали концентрации элементов, схожие с концентрациями в пульпе золы уноса и в поверхностных водах. Это указывает на то, что местные участки имеют плохую систему полимерной изоляции и могут оказывать воздействие на грунтовые воды в результате

захоронения золы уноса на полигоне. Ramya S. S. и др. [89] провели оценку воздействия золошлакоотвалов в Индии на качество близлежащих грунтовых вод. Результаты показали, что в водах из расположенных поблизости золошлакоотвалов присутствуют очень высокие концентрации сульфатов (>1000 мг/л). Сравнив концентрации элементов в водах с их предельными значениями (ПДК), Бюро индийских стандартов (BIS) показало, что концентрация фтора в одном из образцов превышала предельное значение.

Лабораторные исследования являются экономически эффективным методом оценки воздействия отходов добычи углей на окружающую среду, а именно вымывания элементов из отходов в различных условиях. Они позволяют более своевременно собирать данные, моделировать воздействие различных факторов окружающей среды и проводить исследования до размещения или использования отходов для рекультивации, что дает возможность прогнозировать их дальнейшее поведение. В отличие от лабораторных исследований, полевые исследования отражают реальные климатические условия местности, однако их проведение ограничивает возможность предварительной оценки и принятия решений по минимизации экологических рисков [90,91].

Статические тесты дают потенциальный риск образования кислых вод, в то время как кинетические, хотя и более трудоемки и затратны, но они позволяют прогнозировать динамику и механизмы выщелачивания макро- и микроэлементов в условиях, приближенных к реальным. Комплексное использование этих методов в сочетании с химическим, минералогическим и физическим анализом обеспечивает всестороннюю оценку миграционных характеристик элементов в отходах и позволяет прогнозировать их поведение при рекультивации.

Из литературных данных следует, что основными критериями оценки воздействия отходов на водные объекты и почвы являются: риски образования кислых вод, определенные по значениям потенциала нейтрализации [92,93]; валовое содержание макро- и микроэлементов (в том числе, потенциально опасных) и их сопоставление с соответствующими кларковыми значениями [94]; вымываемость пород по содержанию сухого остатка в водных вытяжках [39,76];

pH водных вытяжек, полученных в результате статических и кинетических тестов [25,39,76]; а также концентрация загрязняющих веществ в водных вытяжках по сравнению с регламентированными фоновыми или предельно допустимыми значениями [40,63,89].

1.3 Российская практика оценки воздействия отходов на окружающую среду

Понятие «обращение с отходами» в России закреплено законодательно и предусматривает деятельность, в процессе которой образуются отходы. В Российской Федерации согласны по закону «Об отходах производства и потребления» от 24.06.1998 № 89-ФЗ (с изменениями на 26 декабря 2024 года) статьи 4.1 отходы в зависимости от степени негативного воздействия на окружающую среду подразделяются в соответствии с критериями, установленными федеральным органом исполнительной власти, осуществляющим государственное регулирование в области охраны окружающей среды, на пять классов опасности: I класс – чрезвычайно опасные отходы; II класс – высокоопасные отходы; III класс – умеренно опасные отходы; IV класс – малоопасные отходы; V класс – практически неопасные отходы [95]. Согласно Федеральным законам № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды» (от 10.01.2002 с изменениями на 8 августа 2024 года) и № 89-ФЗ «Об отходах производства и потребления», вскрышные и вмещающие породы, а также отходы недропользования V класса опасности могут быть использованы для ликвидации горных выработок и рекультивации земель [95,96].

В Российской Федерации классификация отходов осуществляется в соответствии с приказом Росприроднадзора от 22.05.2017 № 242 «Об утверждении Федерального классификационного каталога отходов» (с изменениями на 20 декабря 2024 года) (ФККО) [97]. ФККО — это список видов отходов, классифицированных на основе ключевых признаков: по происхождению, составу, агрегатному состоянию, химическому составу, экологической опасности [98]. Приказом Минприроды России от 08.12.2020 № 1027 утвержден «Порядок

подтверждения отнесения отходов I-V классов опасности к конкретному классу опасности» (с изменениями на 6 декабря 2023 года) [99]. Действующая нормативная база по классификации отходов обладает рядом недостатков: в ряде случаев классификация видов отходов представлена в обобщённой форме, что указывает на необходимость её дальнейшего совершенствования и детализации. В ФККО имеются блок, в котором находятся отходы, не вошедшие не в один из представленных отраслевых блоков, и получившие свой блок «Отходы при выполнении прочих видов деятельности, не вошедшие в блоки 1–3, 6–8» [100].

В соответствии с Постановлением Правительства Российской Федерации от 28 ноября 2024 года № 1644 «О порядке проведения оценки воздействия на окружающую среду», определяющим этапом использования отходов для хозяйственной деятельности является проведение исследований по оценке их воздействия на окружающую среду, цель которых заключается в выявлении возможных прямых, косвенных и иных экологических воздействий планируемой хозяйственной деятельности на окружающую среду, а также в прогнозе изменения состояния окружающей среды, в том числе ее отдельных компонентов [9]. Однако критерии соответствующих оценок воздействия на объекты окружающей среды пока четко не определены. Одним из документов, используемых для оценки воздействия отходов добычи и сжигания угля на окружающую среду, является СП 2.1.7.1386-03 [38]. Для предварительной оценки водно-миграционной способности загрязняющих веществ используется ориентировочный водно-миграционный показатель (ОВМП). Этот показатель отражает потенциальное негативное воздействие отходов на здоровье человека и состояние окружающей среды за счёт миграции их компонентов в атмосферные осадки и грунтовые воды. В таблице 1.2 приведены эколого-гигиенические показатели и критерии отнесения отходов к классам опасности в части воздействия на водные объекты.

Таблица 1.2 – Показатели и критерии опасности компонента отхода в части воздействия на водные объекты [38]

№ п/п	Показатели опасности	Классы опасности			
		I	II	III	IV
		Чрезвычайно-опасные	Высоко-опасные	Умеренно-опасные	Мало-опасные
1	ОВМП _б	>1000	> 100-1000	>10-100	≤10
2	ОВМП _Е	>100	>50-100	>10-50	>3-10

В работе Гушиной Т. О. [101] разработана и апробирована методика для оценки риска образования кислых вод отходами добычи и переработки углей, суть которой заключается в обработке пробы избытком HCl известной нормальности и титровании кислоты, оставшейся после нейтрализации щелочных агентов, раствором NaOH известной нормальности [101,102]. Для реализации статического теста для оценки мобильности макро- и микроэлементов в отходах добычи и переработки углей разработан ГОСТ Р 58914–2020. Суть метода заключается в экстракции пробы дистиллированной водой при соотношении твердого вещества к жидкому 1:50 и последующем определении в полученной водной вытяжке концентрации водорастворимых форм макро- и микроэлементов. Комплексование этих методов позволяет оценить способность отходов к генерации кислоты, их вымываемость, перечень приоритетных загрязнителей, а также мобильность потенциально опасных макро- и микроэлементов, входящих в состав отходов [102].

Однако, до настоящего времени в Российской Федерации отсутствуют кинетические тесты для оценки долговременного воздействия отходов добычи и переработки углей при их длительном размещении в отвалах или использовании для рекультивации [103]. В связи с этим, исследования, направленные на разработку отечественных кинетических тестов для оценки долговременного воздействия отходов добычи углей на окружающую среду при их долговременном

размещении и использовании для рекультивации, являются актуальной научной задачей.

Выводы:

1. Анализ литературных данных показал, что вскрышные и вмещающие породы, образующиеся при добыче углей, при их размещении в отвалах или использовании для целей рекультивации могут вызывать загрязнение поверхностных и подземных вод за счёт миграции потенциально опасных элементов в водные объекты. В связи с возможностью изменения состава отходов под воздействием атмосферных факторов отмечено влияние мест отбора отходов для достоверной оценки их воздействия на водные объекты.

2. Проанализирована мировая практика оценки воздействия отходов добычи и сжигания углей на окружающую среду. Показано, что кинетические тесты являются эффективным методом долговременной оценки воздействия отходов угольных шахт и разрезов на водные объекты, особенно в отношении динамики образования кислых вод и выщелачивания тяжелых металлов и других опасных веществ. Показано, что предлагаемые зарубежные кинетические тесты, как колоночные, так и камеры влажности, хорошо работают на отходах руд и для магматических прочных пород, однако плохо применимы для глинистых размокающих пород, которыми преимущественно представлены отходы добычи углей. Наличие большого количества глинистых пород приводит к забиванию колонок и трудностям полного извлечения растворов выщелачивания из камер влажности.

3. Основными критериями оценки воздействия отходов на водные объекты и почвы являются: валовое содержание потенциально опасных элементов в отходах и его сопоставление с соответствующими кларковыми или фоновыми значениями; рН водных вытяжек, полученных в результате статических и кинетических тестов; концентрация загрязняющих веществ в водных вытяжках по сравнению с регламентированными фоновыми или предельно допустимыми значениями; вымываемость пород по содержанию сухого остатка в водных вытяжках, а также

риски образования кислых вод, определенные по значениям потенциала нейтрализации.

4. В настоящее время в Российской Федерации отсутствуют кинетические тесты для оценки долговременного воздействия отходов добычи и переработки углей при их длительном размещении в отвалах или использовании для рекультивации. В связи с этим, исследования, направленные на разработку отечественных кинетических тестов для оценки долговременного воздействия отходов добычи углей на окружающую среду при их долговременном размещении и использовании для рекультивации, являются актуальной научной задачей.

На основе анализа литературных источников сформулированы следующие задачи исследования:

1. Отбор вскрышных пород, характеризующихся различным составом, в том числе по содержанию серы, в местах образования отходов с использованием стандартных методов;

2. Проведение статических тестов по оценке мобильности макро- и микроэлементов в составе вскрышных пород и риска образования кислых вод для предварительной оценки воздействия отходов на водные объекты;

3. Разработка кинетического теста для оценки влияния времени размещения отходов на их состав и мобильность макро- и микроэлементов;

4. Экспериментальное моделирование долговременной вымываемости макро- и микроэлементов из отходов;

5. Разработка рекомендаций по практическому применению результатов исследования.

Глава 2 Объекты и методы исследования

2.1 Отбор проб вскрышных пород

Для исследования были отобраны пробы вскрышных пород на двух угольных месторождениях по открытой добыче бурых и каменных углей. Отбор проб вскрышных пород производили в местах образования отходов (рисунок 2.1).

Пробы вскрышных пород У1 и У2 были отобраны на месторождении бурого угля Канско-Ачинского бассейна. Породы вскрыши на месторождении отбирали от отдельных породных прослоев по всей мощности на пяти отдельных вскрышных уступах [57]. Выбор именно этих проб для исследования был обоснован результатами предварительного опробования всех проб вскрышных пород по содержанию в них серы. Отбор проб производили от предварительно зачищенной поверхности [104].



а) б)
Рисунок 2.1 – Места отбора проб
(а – отбор пород У1 и У2, б – отбор породы У3)

Проба У3 была отобрана сразу после буровзрывных работ по вскрыше на Ургальском угольном месторождении Буреинского бассейна [104].

Отбор пород У1 и У2 проводили в соответствии с ГОСТ Р 59252–2020 «Угли бурые, каменные, антрацит и горючие сланцы. Метод отбора пластовых проб» [105], а проба У3 была отобрана в соответствии с ПНД Ф 12.4.2.1-99 «Отходы минерального происхождения. Рекомендации по отбору и подготовке проб. Общие положения» [106]. Для проведения исследований отбирали представительные пробы вскрышных пород в количестве не менее 5 кг и измельчали до крупности

менее 3 мм. Пробы были доведены до воздушно-сухого состояния и помещены в герметичную тару, исключаящую их окисление при хранении. Для отдельных видов испытаний готовили пробы разной крупности.

2.2 Методы исследования отходов добычи углей

В первой главе было показано, что основными критериями оценки воздействия отходов на водные объекты и почвы являются: валовое содержание потенциально опасных элементов в отходах и его сопоставление с соответствующими кларковыми или фоновыми значениями; рН водных вытяжек, полученных в результате статических и кинетических тестов; концентрация загрязняющих веществ в водных вытяжках по сравнению с регламентированными фоновыми или предельно допустимыми значениями; вымываемость пород по содержанию сухого остатка в водных вытяжках, а также риски образования кислых вод, определенные по значениям потенциала нейтрализации. В связи с этим для оценки воздействия отходов на водные объекты использовали методы, приведенные ниже.

2.2.1 Минеральный состав

Минеральный состав исследуемых вскрышных пород и их химический состав по основным золообразующим элементам определяли методами рентгеновского дифракционного анализа. Измерения проводили на аналитическом комплексе ARL 9900 Workstation IP3600, в котором реализована комбинированная конструкция “рентгенофлуоресцентный спектрометр с верхним расположением трубки + θ - θ дифрактометр”. Идентификацию минеральных фаз выполняли с использованием базы данных ICDD PDF-2 и программного пакета Crystallographica Search-Match. Долю рентгеноаморфных минеральных фаз рассчитывали, как разность между исходной площадью дифрактограммы и площадью реконструированной дифрактограммы всех кристаллических фаз. Для исследований пробы отходов дополнительно измельчали до крупности менее 63

мкм. Измерения проводили на исходных пробах пород, без их предварительного озоления [104].

2.2.2 Определение химического состава

Определение содержания органического углерода в пробах отходов проводили по методике № 241.0041/RA.RU.311866/2023 «Методика измерений массовой доли органического углерода в пробах отходов добычи, переработки, обогащения и сжигания твердого минерального топлива гравиметрическим методом». Пробу отходов обрабатывали соляной кислотой, после чего полученную смесь частично упаривали и фильтровали через беззольный фильтр до исчезновения запаха сероводорода. Отфильтрованный остаток промывали деионизированной водой до полного удаления ионов хлора. Остаток на фильтре высушивали при $(105 \pm 5) ^\circ\text{C}$ и прокаливании при $(815 \pm 10) ^\circ\text{C}$ отфильтрованного остатка до постоянной массы. Содержание органического углерода (C_o^d) рассчитывали по формуле (2.1):

$$C_o^d = \frac{P_1 - P_2}{a^d} * 100, \quad (2.1)$$

где:

P_1 – масса сухого остатка после контрольного просушивания, г;

P_2 – масса сухого остатка после контрольного прокаливании, г;

a^d – масса навески в пересчете на сухое вещество, г [107].

Содержание общей серы в отходах определяли аналогично ГОСТ 32465–2013 (ISO 19579:2006) «Топливо твердое минеральное. Определение серы с использованием ИК-спектрометрии» [104]. Сущность метода заключается в сжигании навески пробы при температуре $1350 ^\circ\text{C}$ в токе кислорода. Объем диоксида серы, образовавшегося под действием высокой температуры, измеряется с помощью инфракрасного детектора, после чего содержание серы пересчитывается с учетом предварительно проведенной градуировки прибора. Испытания проводили с использованием анализатора серы LECO SC-144DR (рисунок 2.2).



Рисунок 2.2 – Анализатор серы LECO SC-144DR

Содержание хлора и ртути в пробах пород определяли по ГОСТ Р 59013–2020 «Топливо твердое минеральное. Определение содержания хлора» и ГОСТ Р 59176–2020 «Топливо твердое минеральное. Определение содержания ртути на основе прямого сжигания» соответственно. Для определения других элементов пробы пород аналитической крупности подвергали озолению в муфельной печи SNOL 7.2/900 при (500 ± 10) °С по следующей схеме: пробу в предварительно взвешенном тигле помещали в муфельную печь при комнатной температуре, после чего равномерно повышали температуру в печи до 500 °С в течение 60 мин. Обработку заканчивали по результатам определения массы пробы после ее полной стабилизации. Определяли остаток после озоления пробы (A_{500}^d , %) с учетом содержания в ней влаги [104].

Расчет показателя (A_{500}^d) производили по формуле (2.2):

$$A_{500}^d = \left(\frac{m_3 - m_1}{m_2 - m_1} \right) \left(\frac{100}{100 - W} \right), \quad (2.2)$$

где:

m_1 – масса пустого тигля, г;

m_2 – масса тигля с навеской пробы, г;

m_3 – масса тигля с озоленной пробой, г;

W – содержание в пробе влаги, % [104].

Содержание влаги (W , %) воздушно-сухой пробы отходов добычи углей

определяли аналогично ГОСТ 33503–2015 «Топливо твердое минеральное. Методы определения влаги в аналитической пробе». Для этого взвешивали представительную часть пробы (около 1 г) с точностью до 0,0001 г в заранее взвешенном бюксе и помещали в сушильный шкаф, нагретый до температуры (105-110) °С. Изменение массы пробы регистрировали каждый час. Определение проводили до полной стабилизации массы пробы. Полученное значение содержания влаги использовали для пересчета концентрации элементов на сухое состояние проб отходов [104].

После озоления пробу переводили в раствор путем обработки смесью плавиковой, азотной и соляной кислот. В полученном растворе определяли концентрацию элементов методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой (ICP-AES) на приборе ICAP 7200 Thermo (рисунок 2.3) с аксиальным обзором плазмы по ГОСТ Р 54237–2020 «Топливо твердое минеральное. Определение химического состава золы методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой». Полученные значения пересчитывали на сухое состояние пробы с учетом величины A_{500}^d [104].



Рисунок 2.3 – Спектрометр атомно-эмиссионный ICAP 7200 Thermo

2.2.3 Определение вымываемости отходов и химического состава водных вытяжек

Определение выхода и состава водорастворимых форм веществ

Вымываемость проб вскрышных пород оценивали по сухому остатку после выпаривания аликвоты вытяжки водорастворимых форм веществ из отходов по

ГОСТ Р 58914–2020 «Топливо твердое минеральное. Определение выхода и состава водорастворимых форм веществ». Суть метода заключается в вытяжке пробы отходов дистиллированной водой при соотношении твердого вещества к жидкому 1:50 [104]. Пределы повторяемости результатов согласно ГОСТ Р 58914-2020: при диапазоне вымываемости пород до 2 % – предел повторяемости составляет 20 % отн.; при значениях свыше 2 % – 15 %.

Мобильность макро- и микроэлементов определяли по их концентрации в померенных вытяжках и дальнейшему расчету доли мобильных форм элемента относительно их валового содержания в отходах. Концентрацию макро- и микроэлементов в водных вытяжках определяли на отдельных аликвотах в соответствии с рекомендациями ГОСТ Р 58914–2020: сульфаты – ПНД Ф 16.1:2:2.3:2.2.69-10 «Методика измерений массовой доли водорастворимых форм хлорид-, сульфат-, оксалат-, нитрат-, фторид-, формиат-, фосфат-, ацетат- ионов в почвах, грунтах тепличных, глинах, торфе, осадках сточных вод, активном иле, донных отложениях методом капиллярного электрофореза с использованием системы капиллярного электрофореза "Капель" (рисунок 2.4)»; остальные элементы методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой (ICP-AES) на приборе ICAP 7200 Thermo [104]. Формулы для расчета мобильности макро- и микроэлементов в пробах отходов приведены в разделе 3.3.4.



Рисунок 2.4 – Система капиллярного электрофореза

Определение рН водных вытяжек

Значения рН водных вытяжек, полученных по ГОСТ Р 58914–2020, определяли аналогично п. 4.3 ГОСТ 26423–85 «Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки». Измерения проводили на рН-метре, предварительно откалиброванном по трем буферным растворам (9,81; 6,86; 4,01), приготовленным из стандартных титров. Окончательное значение записывали после установления ионного равновесия, т.е. когда значение сигнала изменялось не более чем на 0,05 единиц рН. Во время анализа градуировка периодически контролировалась с помощью буферного раствора с рН 6,86. Пределы повторяемости результатов согласно ГОСТ 26423–85 составляет 0,2 ед.

2.2.4 Определение потенциала нейтрализации отходов

Определение потенциала нейтрализации для оценки рисков образования из вскрышных пород кислых вод ранее было предложено в работе [101]. В настоящей работе были проведены дополнительные исследования для уточнения процедуры измерений и оценки метрологических характеристик. В результате был разработан Стандарт организации СТО 1–ФХУ–2024 «Оценка потенциала нейтрализации в отходах добычи и обогащения минерального сырья» (Приложение Б) [108] – далее СТО. СТО распространяется на отходы добычи и обогащения углей бурых, каменных и антрацитов, а также на твердые отходы сжигания углей и материалы на их основе, и устанавливает метод определения потенциала нейтрализации отхода по разности между его общим и кислотным потенциалами нейтрализации. Положения настоящего стандарта могут быть использованы при оценке риска образования кислотных или щелочных вод при складировании, размещении или использовании отхода [108]. В таблице 2.1 представлены метрологические характеристики.

Общий потенциал нейтрализации (NP) отхода определяют обработкой навески пробы фиксированным объемом соляной кислоты известной концентрации, взятом в избытке, нагреванием полученной смеси для обеспечения

полноты прохождения реакции нейтрализации, охлаждением ее до комнатной температуры и последующим титрованием кислоты, оставшейся после нейтрализации щелочных веществ пробы, раствором гидроксида натрия (NaOH) известной концентрации [101,108]. По объему раствора NaOH, пошедшего на титрование избытка соляной кислоты, рассчитывают общий потенциал нейтрализации пробы в пересчете на эквивалент иона кальция (Ca^{+2}) в тоннах на 1000 тонн отхода. Кислотный потенциал нейтрализации (AP) рассчитывают, исходя из массовой доли содержания серы в отходе также в пересчете на тонны эквивалента иона Ca^{+2} на 1000 тонн отхода. Потенциал нейтрализации отхода (Net NP) определяют, как разность его общего и кислотного потенциалов нейтрализации, в пересчете на тонны эквивалента иона Ca^{+2} на 1000 тонн отхода. По полученным значениям потенциала нейтрализации (Net NP) оценивают риск образования кислотных или щелочных вод [101,108]. В таблице 2.2 указаны оценки риска образования кислотных или щелочных вод в зависимости от эквивалента Ca^{+2} на 1000 тонн отхода. Для проведения титрования с помощью прибора Титриона Эксперт-001 (рисунок 2.5).

Таблица 2.1 – Пределы повторяемости и воспроизводимости в тоннах эквивалента Ca^{+2} на 1000 тонн отхода при доверительной вероятности $P = 95\%$ [108]

Диапазоны значений общего потенциала нейтрализации (NP), в тоннах эквивалента Ca^{+2} на 1000 тонн отхода	Максимально допустимое расхождение между результатами определения, рассчитанными	
	на аналитическое состояние отхода	на сухое состояние отхода
	Предел повторяемости r , т эквивалента Ca^{+2} на 1000 т отхода	Предел воспроизводимости R , тонн эквивалент Ca^{+2} на 1000 тонн отхода
Для отходов добычи и обогащения		
До 2 вкл.	0,6	Работа по определению предела воспроизводимости еще не завершена
Вс. 2 до 4 вкл.	0,8	
Вс. 4 до 32 вкл.	1,0	
Вс. 32 до 60 вкл.	2,8	
Вс. 60 до 140 вкл.	4,4	
Свыше 140	6	
Для отходов сжигания углей и материалов на их основе		
Свыше 6	$r = 0,1777 \times \overline{NP} - 1,0145$ где \overline{NP} среднеарифметическое значение двух параллельных определений	

Таблица 2.2 – Оценка степени риска образования кислых или щелочных вод [108]

Значение потенциала нейтрализации в т эквивалент кальция (Ca^{+2}) на 1000 тонн отхода	Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод
Менее (-8) включительно	Значительный риск образования кислых вод
Более (-8) до (+8) (включительно)	– при $\text{NP/AP} < 1$: риск образования кислых вод – при $1 < \text{NP/AP} < 3$: зона неопределенности – при $\text{NP/AP} > 3$: незначительный риск образования кислых вод
Более (+8) до (+40)	Отсутствие риска образования кислых вод
Более (+40)	Риск образования щелочных вод



Рисунок 2.5 – Прибор Титрион Эксперт-001

Выводы:

1. Для исследования были отобраны три пробы вскрышных пород двух месторождений бурых и каменных углей. Отбор проб осуществлялся в местах их образования по стандартным методикам, в соответствии с требованиями ГОСТ Р 59252–2020 и ПНД Ф 12.4.2.1–99. Пробы отходов хранились в условиях, исключающих их окисление.

2. Для характеристики отходов применяли следующие методы:

- рентгеновский дифракционный для определения минерального состава;
- рентгенофлуоресцентный анализ для определения химического состава;
- ICP-AES для определения валового содержания микроэлементов в отходах и состава водных вытяжек;

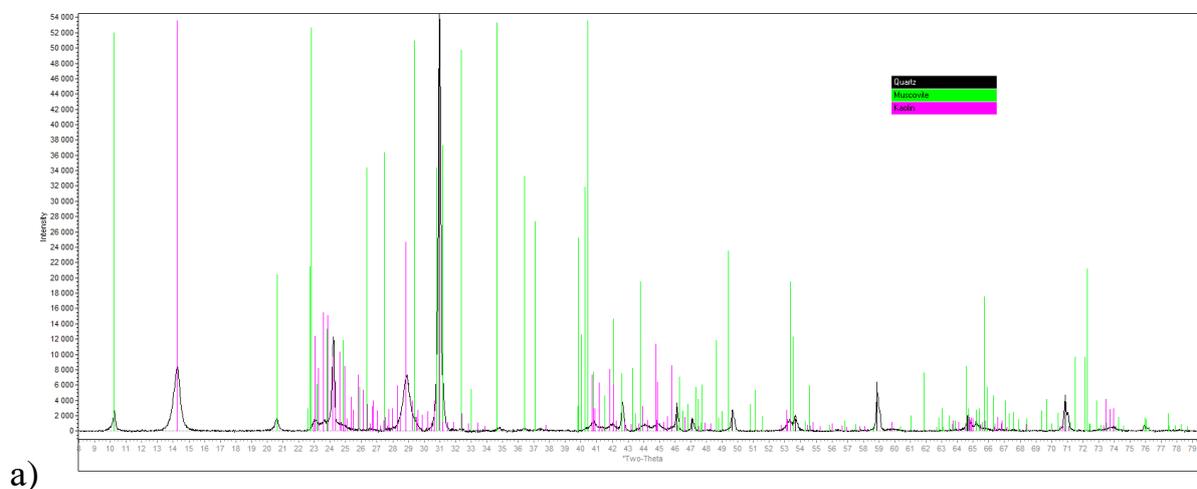
– для определения вымываемости отходов, рН водных вытяжек и концентрации в них макро- и микроэлементов применяли статический тест по ГОСТ Р 58914–2020 и ГОСТ 26423–85.

3. Для определения риска образования кислых вод из отходов разработан Стандарт организации СТО 1–ФХУ–2024 «Оценка потенциала нейтрализации в отходах добычи и обогащения минерального сырья» [108].

Глава 3 Исследование состава вскрышных пород и предварительная оценка их воздействия на водные объекты по результатам статических тестов

3.1 Минеральный состав вскрышных пород

Породы существенно различаются по минеральному составу. В составе пробы У1 преобладают кварц и алюмосиликаты, суммарное содержание которых составляет 78 %. Минеральный состав пробы У2 более разнообразен: в нем помимо алюмосиликатов и кварца (суммарно – 65 %) присутствуют железо- и серосодержащие минералы в виде гипса и ярозита. Состав пробы У3 существенно отличается от У1 и У2. В этой пробе наряду с кварцем и алюмосиликатами (суммарно – 70 %) присутствуют карбонатные породы в виде доломита и сидерита. Наибольшее содержание рентгеноаморфной минеральной фазы обнаружено в составе пробы У2, наименьшее – в У1 [104]. Дифрактограммы исследуемых вскрышных пород приведены на рисунке 3.1, а их соответствующие результаты расчета минерального состава представлены в таблице 3.1.



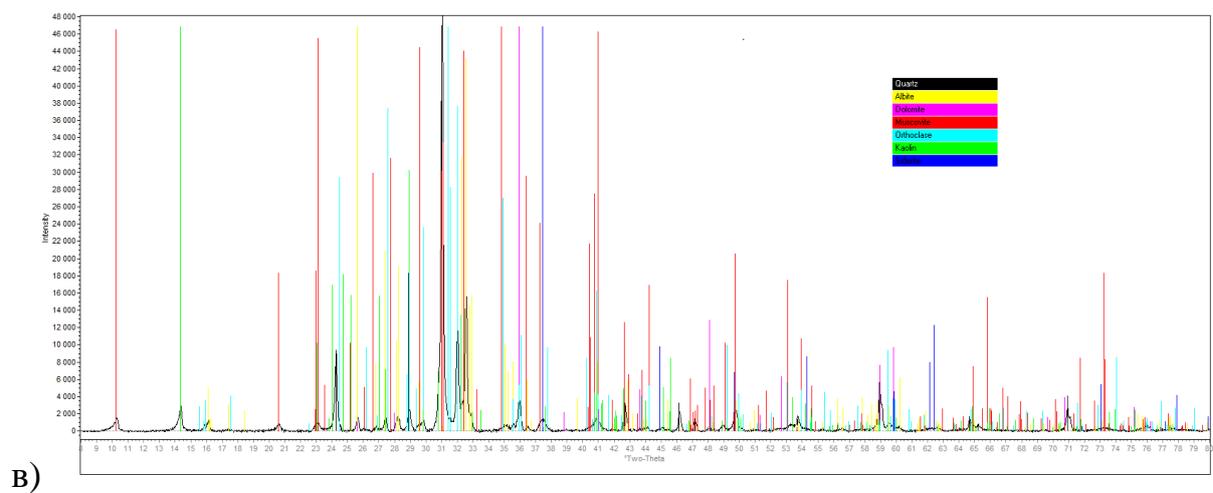
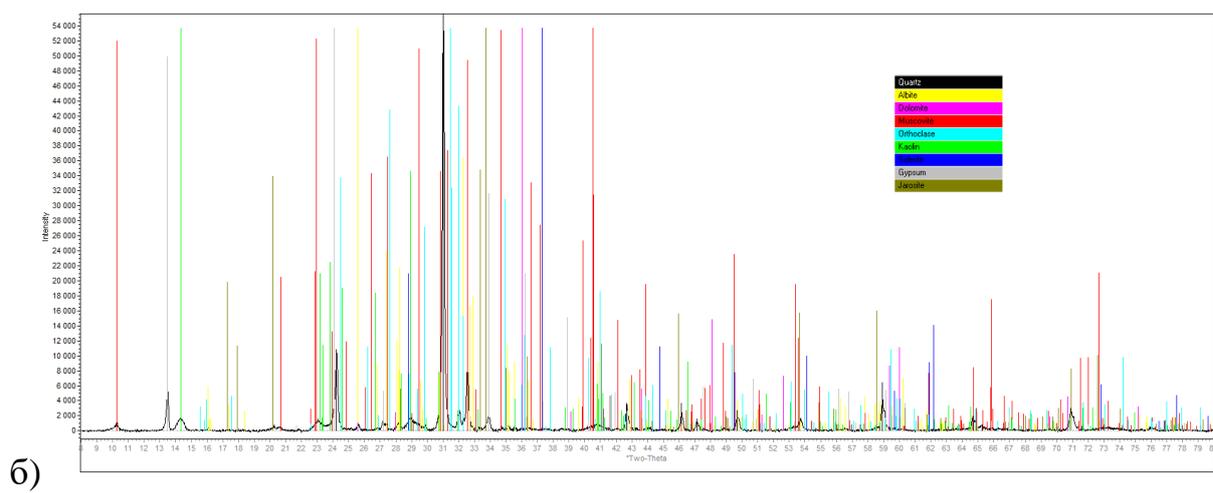


Рисунок 3.1 – Дифрактограмма исследуемых вскрышных пород (а – У1, б – У2, в – У3)

Таблица 3.1 – Минеральный состав отходов добычи углей [104,109]

Фаза	Состав	У1	У2	У3
		Массовая доля, %		
Кварц	SiO ₂	41,02	37,79	36,47
Мусковит	KAl ₂ AlSi ₃ O ₁₀ (OH) ₂	4,68	4,94	5,25
Каолинит	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄	32,33	11,94	3,95
Альбит	NaAlSi ₃ O ₈	–	8,20	18,14
Ортоклаз	KAlSi ₃ O ₈	–	2,39	6,08
Гипс	CaSO ₄ (H ₂ O) ₂	–	3,69	–
Ярозит	KFe ₃ (SO ₄) ₂ (OH) ₆	–	1,00	–
Доломит	CaMg(CO ₃) ₂	–	–	2,59
Сидерит	FeCO ₃	–	–	2,41
Рентгеноаморфная минеральная фаза		21,97	30,04	25,11

Примечание: «–» содержание кристаллической фазы не выявлено

3.2 Валовое содержание макро- и микроэлементов во вскрышных породах

Результаты рентгенофлюоресцентного анализа (РФА) и ICP-AES (таблица 3.2) показали, что выбранные для исследования пробы пород различаются по содержанию основных золообразующих элементов и микроэлементов. Основными отличиями является содержание соединений серы в породах: проба У2 характеризуется наибольшим содержанием серы – 1,63 %, тогда как в пробе У1 с того же месторождения содержание серы составляет 0,03 %, а в пробе У3 – 0,04 %. Проба У1 характеризуется наибольшим содержанием алюминия и титана, а также минимальным содержанием кальция, железа, калия, магния, натрия, фосфора и кремния. Содержание в породах кремния в целом сопоставимо и находится в диапазоне от 28,6 до 31,06 %. Проба У2, имеющая наиболее разнообразный минеральный состав, характеризуется максимальным содержанием кальция, железа, магния и фосфора, а также минимальным содержанием алюминия. Вскрышная порода У3 характеризуется наибольшим содержанием кремния, натрия и калия. Повышенное содержание в пробе У3 натрия и калия обусловлено, по всей видимости, наличием в ее составе значительного количества альбита и ортоклаза. Содержание органического углерода ($C_{орг}$) в пробах находится в диапазоне от 2,4 до 5,8 % [104].

В таблице 3.3 представлены результаты определения валового содержания в породах микроэлементов. Содержание в исследуемых пробах основных микроэлементов в целом соответствует значениям кларков [94] этих элементов в верхней части земной коры (рисунок 3.2) [104].

Состав пробы У2 отличается более высоким содержанием таких элементов как хром, хлор, никель, стронций и цинк по сравнению с пробами У1 и У3. В пробе У3 отмечено минимальное содержание диагностируемых элементов, а проба У1 отличается более высоким содержанием меди по сравнению с остальными породами [104].

Таблица 3.2 – Содержание в пробах золообразующих элементов по результатам рентгенофлуоресцентного анализа (РФА) и ICP-AES [104]

Элемент	№ пробы		
	У1	У2	У3
Содержание элементов в пробах пород, %			
Na	0,06 (0,06)	0,49 (0,71)	1,25 (1,2)
Mg	0,31 (0,25)	0,94 (0,67)	0,58 (0,41)
Al	13,10 (11,3)	7,94 (6,1)	10,00 (6,3)
Si	28,60	29,40	31,06
P	0,02 (0,01)	0,32 (0,30)	0,04 (0,04)
S	0,15 (0,03)	1,56 (1,63)	0,35 (0,04)
K	1,41 (1,5)	2,07 (2,1)	3,43 (2,7)
Ca	0,15 (0,14)	1,62 (1,0)	1,09 (0,58)
Ti	0,67 (0,73)	0,61 (0,59)	0,33 (0,25)
Mn	0,02 (0,01)	0,05 (0,03)	0,03 (0,03)
Fe	0,72 (0,60)	4,33 (3,9)	2,04 (1,6)
Дополнительные характеристики проб			
C _{орг}	4,4	2,4	5,8
A ₅₀₀ ^d	92,6	93,4	92,3
W	1,3	5,0	0,9

Примечание. В скобках указано содержание элементов (на сухое состояние), определенное методом атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ICP-AES), а также содержание серы (на сухое состояние), определенное по ГОСТ 32465–2013; C_{орг} – содержание органического углерода; A₅₀₀^d – зольность на сухое состояние топлива при 500 °С; W – содержание в пробе влаги

Таблица 3.3 – Содержание микроэлементов в пробах пород [104,109]

Элемент	Содержание элементов (мкг/г) в пробах пород			Кларки химических элементов в верхней части континентальной земной коры, мкг/г
	У1	У2	У3	
Be	1,1	1,6	2,4	1,3–3,8
Cl	122	160	13	100–1500
V	63	98	44	53–121
Cr	41	66	29	34–92
Co	1,0	16	6,1	7,3–18
Ni	4,3	29	9,6	18,6–58
Cu	39	26	13	14–47
Zn	12	80	75	51–83
Sr	59	167	112	230–350
Mo	< 1,7	1,3	1,3	0,6–1,56
Cd	< 0,12	0,54	0,39	0,06–0,64
Hg	0,064	0,049	< 0,010	0,0123–0,096

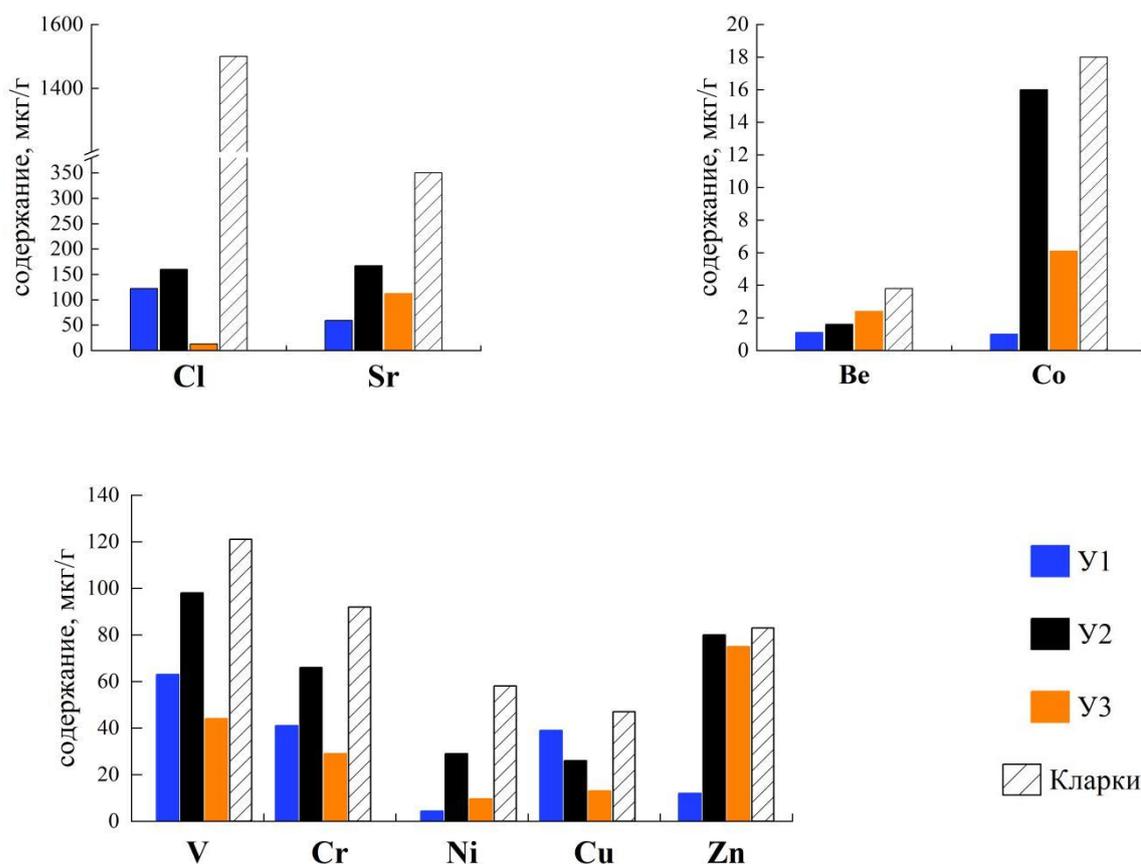


Рисунок 3.2 – Содержание в пробах микроэлементов и их соответствующие кларки

3.3 Характеристика водных вытяжек из вскрышных пород

3.3.1 Вымываемость вскрышных пород

Вымываемость проб вскрышных пород оценивали по сухому остатку после выпаривания аликвоты экстракта водорастворимых форм веществ из отходов по ГОСТ Р 58914–2020. В таблице 3.4 представлены результаты определения вымываемости вскрышных пород, а их сопоставление показано в виде гистограммы на рисунке 3.3. Пробы У1 и У3 отличаются достаточно низким содержанием в своем составе водорастворимых форм веществ (0,3 и 0,1 % соответственно), в то время как соответствующий показатель для пробы У2 составил 4,3 % [104]. Таким образом, максимально вымываемость соответствует вскрышной породе с высоким содержанием серы.

Таблица 3.4 – Вымываемость вскрышных пород

№ пробы	Вымываемость, %
У1	0,3
У2	4,3
У3	0,1

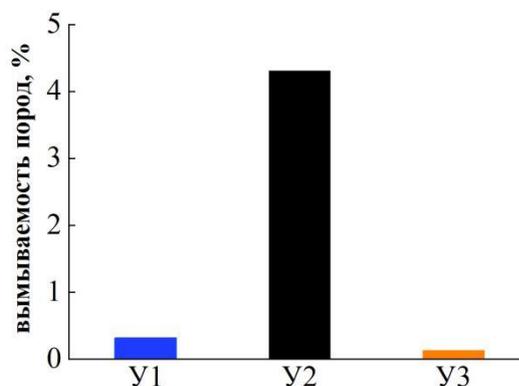


Рисунок 3.3 – Вымываемость пород [104]

3.3.2 Показатель кислотности водных вытяжек

Показатель кислотности (рН) водных вытяжек (таблица 3.5), полученных в соответствии с ГОСТ Р 58914–2020, из проб У1 и У3 близок к нейтральной среде. В то же время рН водных вытяжек из пробы пород У2 составляет 3,6 ед., т.е. характеризуется очень высокой кислотностью, что обусловлено, по всей видимости, высоким содержанием общей серы и ее водорастворимых форм в пробе (таблица 3.6) [104]. На рисунке 3.4 показано сопоставление значений рН водных вытяжек для всех проб пород.

Таблица 3.5 – Значения рН водных вытяжек из пород

№ пробы	рН водных вытяжек, ед.
У1	6,3
У2	3,6
У3	7,8

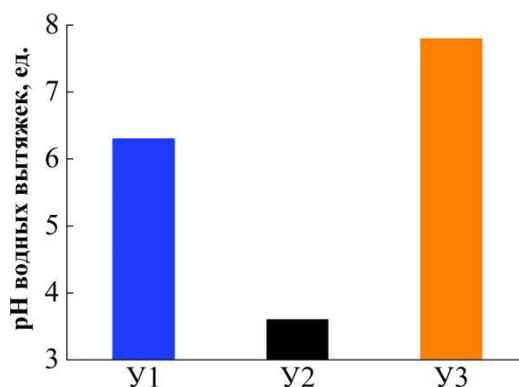


Рисунок 3.4 – pH водных вытяжек из пород [104]

3.3.3 Химический состав водных вытяжек

В таблице 3.6 представлены результаты определения концентрации элементов в водных вытяжках, выделенных из проб пород по ГОСТ Р 58914–2020, а также предельно допустимые концентрации (ПДК) этих элементов в водах рыбохозяйственного назначения [110].

Состав водных вытяжек из вскрышных пород различается. Водная вытяжка из пробы серосодержащей породы У2 содержит наибольшую концентрацию таких элементов как бериллий, магний, алюминий, сульфаты, кальций, марганец, железо, кобальт, никель, медь, цинк, мышьяк и стронций. В то же время водная вытяжка из пробы У1 характеризуется большей концентрацией натрия, титана и ванадия. Водная вытяжка из пробы У3 содержит минимальную концентрацию элементов, за исключением молибдена.

Сопоставление концентрации элементов в водных вытяжках с соответствующими значениями ПДК в водах рыбохозяйственного назначения позволило выявить потенциальные загрязнители поверхностных и подземных вод. Так для вскрышной породы У1 выявлено превышение относительно ПДК концентрации алюминия, ванадия, меди и цинка, а в вытяжках из пробы У3 – только алюминия и молибдена. В то же время отмечено, что в вытяжках из серосодержащей породы У2 концентрация таких элементов как бериллий, алюминий, сульфаты, марганец, железо, кобальт, никель, медь, цинк и стронций значительно превышает значения ПДК. Таким образом, потенциальными загрязнителями водных объектов являются: для пород У1 – алюминий, ванадий,

медь и цинк; для пород У2 – бериллий, алюминий, сульфаты, марганец, железо, кобальт, никель, медь, цинк и стронций; для пород У3 – только алюминий и молибден.

Таблица 3.6 – Концентрация элементов в водных вытяжках из пород [104]

Элемент	У1	У2	У3	ПДК, мг/дм ³
	Концентрация элементов в водных вытяжках из пород, мг/дм ³			
Be	0,0001	0,004	н.п.о.	0,0003
Na	1,8	0,38	0,37	120
Mg	0,60	17	1,6	40
Al	0,49	11	0,35	0,04
S	2,0	116	0,16	
SO ₄ ²⁻	6,1	347	0,48	100
K	2,4	1,7	2,4	50
Ca	2,5	81	5,7	180
Ti	0,02	н.п.о.	0,004	0,06
V	0,004	0,001	0,0001	0,001
Mn	0,005	3,0	0,01	0,01
Fe	0,09	7,7	0,08	0,1
Co	н.п.о.	0,12	0,0002	0,01
Ni	0,001	0,22	0,002	0,01
Cu	0,02	0,09	н.п.о.	0,001
Zn	0,03	0,60	н.п.о.	0,01
As	н.п.о.	0,002	0,0005	0,05
Sr	0,05	0,80	0,04	0,4
Mo	0,0004	н.п.о.	0,002	0,001

Примечание: ПДК – предельно допустимая концентрация элемента в водах рыбохозяйственного назначения в соответствии с [110], н.п.о. – ниже предела определения

3.3.4 Мобильность макро- и микроэлементов в составе вскрышных пород

Мобильность макро- и микроэлементов, рассчитывали, как долю водорастворимых форм элементов от их валового содержания в породе. Данные, приведенные в таблице 3.7, рассчитывали на основании результатов определения концентрации макро- и микроэлементов (в мг/дм³) в водных вытяжках (таблица 3.6) [104]. Содержание водорастворимой формы элемента ($X_{вр}$) в водной вытяжке (в мкг/г) рассчитывали по формуле (3.1):

$$X_{\text{ВР}} = \frac{CV}{m} * 1000, \quad (3.1)$$

где:

C – измеренная концентрация элемента в водной вытяжке, мг/дм³;

V – объем водной вытяжки, дм³;

m – масса пробы, взятой для анализа, в пересчете на сухое состояние, г;

1000 – пересчет мг в мкг [104].

Масса пробы (m) составляла 10 г, а объем водной вытяжки (V) – 0.5 дм³.

Массовую долю водорастворимой формы элемента в пробе отходов рассчитывали по формуле (3.2) [104]:

$$\frac{X_{\text{ВР}}}{X_{\text{вал}}} * 100, \quad (3.2)$$

где:

$X_{\text{ВР}}$ – содержание водорастворимой формы элемента в водной вытяжке, мкг/г;

$X_{\text{вал}}$ – валовое содержание элемента в пробе породы, мкг/г [104].

При расчете массовой доли водорастворимых форм элементов в пробе использовали результаты определения валового содержания элементов методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой (ICP-AES), а общего содержания серы – по ГОСТ 32465–2013 [104].

Установлены различия в мобильности макро- и микроэлементов в исследуемых породах (рисунок 3.5). Вскрышная серосодержащая порода У2 отличается наибольшим содержанием мобильных форм таких элементов, как сера, кальций, магний, никель, стронций и т.д. Проба У1 отличается самой высокой мобильностью натрия. Несмотря на высокое валовое содержание меди в пробе У1 (39 мкг/г), ее мобильная форма составляет 3,0 %. При этом в пробе У2 содержание мобильной формы меди составляет 18,9 % [104].

Таблица 3.7 – Содержание водорастворимых форм макро- и микроэлементов в водных вытяжках (мкг/г) и их мобильность (%) в породах [104]

Элемент	№ пробы					
	У1		У2		У3	
	содержание элемента в мобильной форме		содержание элемента в мобильной форме		содержание элемента в мобильной форме	
	в водной вытяжке, мкг/г	от валового содержания в пробе, %	в водной вытяжке, мкг/г	от валового содержания в пробе, %	в водной вытяжке, мкг/г	от валового содержания в пробе, %
Be	0,003	0,2	0,20	12,8	–	–
Na	91	16,5	20	0,3	19	0,2
Mg	30	1,2	918	13,7	82	2,0
Al	25	0,02	592	1,0	18	0,03
P	0,55	0,4	7,1	0,2	0,01	0,002
S	103	34,5	6077	37,3	8,1	2,0
K	123	0,8	88	0,4	123	0,5
Ca	126	9,3	4251	42,0	285	4,9
Ti	0,92	0,01	–	–	0,22	0,01
V	0,19	0,3	0,05	0,1	0,004	0,01
Cr	0,03	0,1	0,44	0,7	0,01	0,03
Mn	0,24	0,4	160	48,9	0,59	0,2
Fe	4,4	0,1	405	1,0	3,8	0,02
Co	–	–	6,3	39,2	0,01	0,2
Ni	0,06	1,4	12	40,2	0,09	0,9
Cu	1,2	3,0	4,9	18,9	–	–
Zn	1,6	13,5	32	39,5	–	–
As	–	–	0,10	0,6	0,02	0,2
Sr	2,3	3,9	42	25,1	1,9	1,7
Mo	0,02	–	–	–	0,10	7,9

Примечание: “–” – значение близко к нулю

Высокое содержание в составе пробы У2 водорастворимых форм элементов обусловлено в первую очередь низким значением рН водной вытяжки из этой породы [104]. Полученные результаты о влиянии рН на степень выщелачивания макро- и микроэлементов, в том числе потенциально опасных, хорошо согласуются с имеющимися в литературе данными: чем выше кислотность водной вытяжки, тем больше вероятность повышения мобильности водорастворимых форм элементов [22,76,111].

Проба У1 отличается высоким содержанием мобильного натрия. Несмотря на высокую мобильность серы в пробе У1 (34,5 %), ее концентрация в водной вытяжке (2,0 мг/дм³) и валовое содержание (0,03 %) крайне незначительны. Для пробы У3 характерна более высокая мобильность молибдена по сравнению с пробами У1 и У2. Мобильность остальных элементов в данной породе не превышает 5 % [104].

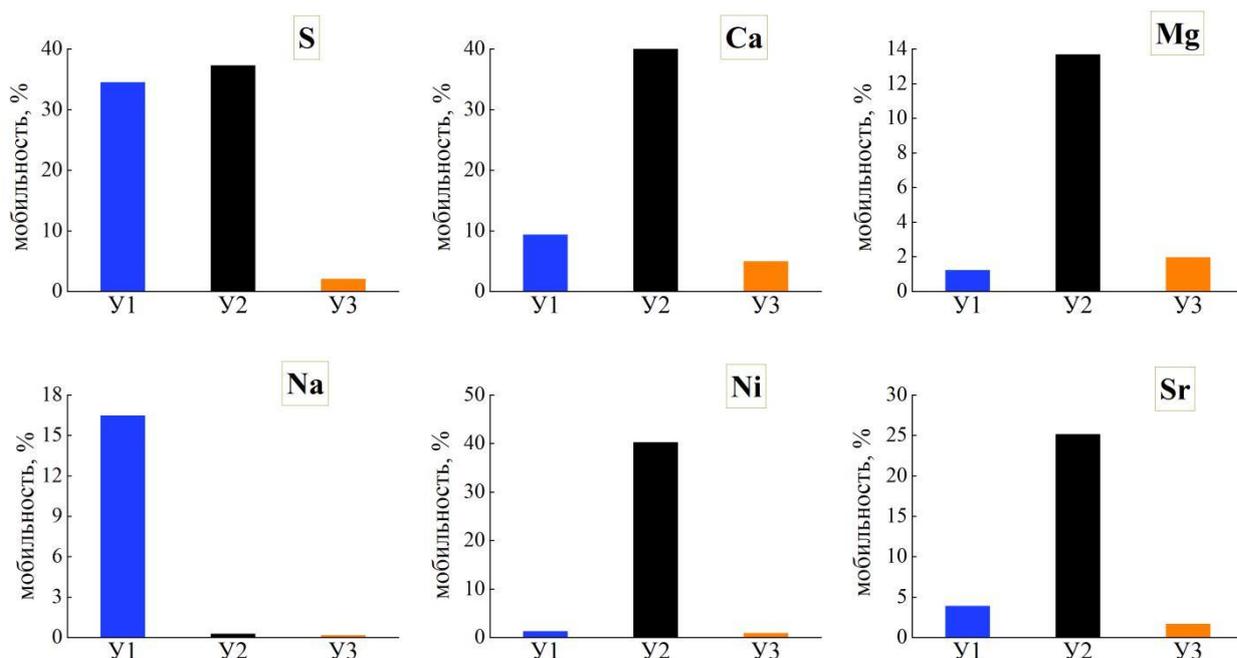


Рисунок 3.5 – Мобильность элементов (содержание водорастворимых форм от валового содержания элемента в породах, %) в породах

3.4 Определение риска образования кислых вод

Для предварительной оценки безопасности отходов добычи и переработки углей при их размещении в отвалах и дальнейшем вторичном использовании необходимо не только предварительный прогноз потенциальных загрязнителей вод по результатам статического теста по ГОСТ Р 58914–2020, но и оценка риска образования кислых вод [102].

В соответствии с разработанным Стандартом организации [108] были проведены испытания для оценки рисков образования кислых вод отходами добычи углей (таблица 3.8). Для проб с низким содержанием серы У1 и У3 риск образования кислых вод незначителен или отсутствует, в то время как для серосодержащей породы У2 определен значительный риск образования кислых вод

[102,112]. Это свидетельствует о том, что породы различаются по степени опасности образования кислых вод: серосодержащие породы характеризуются более высоким риском образования кислых вод по сравнению с породами с низким содержанием серы.

Для более четкой оценки таких рисков проведено сопоставление концентрации в водных вытяжках суммарных щелочных (Na, Mg, K, Ca) и кислых (SO_4^{2-}) ионов (таблица 3.6). Для этого рассчитывали показатель К по формуле (3.1):

$$K = \frac{\sum(\text{Na, Mg, K, Ca})}{\text{SO}_4^{2-}}, \quad (3.1)$$

где:

К – показатель соотношения концентрации щелочных элементов и кислых в водных вытяжках, от. ед.;

\sum – суммарная концентрация щелочных (Na, Mg, K, Ca) ионов в водных вытяжках, мг/дм³.

Порода У3 характеризуется крайне низким содержанием сульфатов и преобладанием щелочных элементов в водной вытяжке (таблица 3.9). Установлено, что соотношение щелочных элементов и кислых (показатель К) имеет максимальное значение для данной породы, характеризующейся по значению потенциала нейтрализации отсутствием рисков кислых вод и рН водных вытяжек 7,8 ед., поскольку кислотообразующих компонентов в породе гораздо меньше, чем веществ, создающих щелочную среду. В отличие от него, порода У1 характеризуется меньшим содержанием щелочных элементов и значительно меньшим показателем К, что определяет риск образования кислых вод и более низкий рН (6,3 ед.). Несмотря на то, что водная вытяжка из У2 отличается высоким содержанием щелочных элементов и сульфатов, суммарная концентрация щелочных элементов весьма незначительна по отношению к сульфатам, т.е. веществ, создающих щелочную среду не хватает для нейтрализации кислотообразующих агентов. Для серосодержащей породы У2 показатель К меньше единицы, что соответствует высокому риску образования кислых вод и рН 3,6 ед.

Таблица 3.8 – Потенциал нейтрализации исходных проб пород [102,112]

№ пробы	рН пасты	Общий потенциал нейтрализации (NP)		Кислотный потенциал нейтрализации (AP)		Потенциал нейтрализации (Net NP)		Оценка		
		в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Ca на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Ca на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Ca на 1000 тонн	Отношение NP:AP	Оценка величины отношения NP/AP	Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод
У1	7	0,2	0,1	0,9	0,4	-0,8	-0,3	0,2	NP/AP < 1	Риск образования кислых вод
У2	3	-7,9	-3,2	50,9	20,4	-58,9	-23,5	-	-	Значительный риск образования кислых вод
У3	7	23,5	9,4	1,3	0,5	22,3	8,9	-	-	Отсутствие риска образования кислых вод

Таблица 3.9 – Характеристика водных вытяжек

Элемент	У1	У2	У3
	Концентрация элементов в водных вытяжках, мг/дм ³		
SO ₄ ²⁻	6,1	347	0,48
∑(Na,Mg,K,Ca)	7,3	100	10
К, от. ед.	1,2	0,3	20,9
рН водных вытяжек, ед.	6,3	3,6	7,8
Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод	Риск образования кислых вод	Значительный риск образования кислых вод	Отсутствие риска образования кислых вод

Выводы:

1. Установлено, что различия в минеральном и химическом составе вскрышных пород, в сочетании с результатами статических тестов, позволяют предварительно оценить воздействие пород на водные объекты, в том числе выявить перечень потенциальных загрязнителей и риски образования кислых вод.

2. Исследованы три пробы вскрышных пород, отобранные в местах образования отходов добычи углей, разных угольных месторождений. Показано, что представленные породы различаются по своему минеральному и химическому составу. Отмечено, что содержание общей серы в породах различно и составляет: 0,03, 1,63, и 0,04 %.

3. Установлено, что порода месторождения Канско-Ачинского бассейна с высоким содержанием серы характеризуется высокой вымываемостью, низким значением рН водной вытяжки, существенным превышением в ней относительно ПДК концентрации таких элементов как бериллий, алюминий, сульфаты, марганец, железо, кобальт, никель, медь, цинк и стронций, а также высоким риском образования кислых вод по значению потенциала нейтрализации. Это предварительно указывает на существенное негативное воздействие этой породы на водные объекты.

4. Вскрышная порода Ургальского угольного месторождения характеризуется отсутствием риска образования кислых вод, низкой вымываемостью, рН водной вытяжки 7,8 ед. и концентрацией элементов в ней не превышающей соответствующие ПДК. Это предварительно свидетельствует о том, что эта порода не оказывает негативное воздействие на водные объекты. Вскрышная порода месторождения Канско-Ачинского бассейна с незначительным содержанием серы отличается низкой вымываемостью. Водная вытяжка из нее характеризуется рН 6,3 ед., а значение потенциала нейтрализации указывает на риск образования кислых вод. Это предварительно может указывать на потенциальное негативное воздействие этой породы на водные объекты.

Глава 4 Исследование влияния длительных атмосферных воздействий на состав пород и мобильность в них макро- и микроэлементов

4.1 Разработка кинетического теста для длительного воздействия на состав пород

В первой главе было показано, что длительное размещение вскрышных пород (преимущественно серосодержащих) в хранилищах приводит к изменению состава пород, в том числе вымываемости (содержание сухого остатка в водных вытяжках) и концентрации элементов в водных вытяжках [39,40]. Таким образом, место отбора проб вскрышных пород существенно влияет на достоверность оценки воздействия отходов на водные объекты из-за возможности изменения состава и свойства пород со временем. Для оценки влияния времени размещения вскрышных пород, отобранных в местах их образования (см. раздел 2.1), на состав пород и мобильность в них макро- и микроэлементов был разработан кинетический тест (Приложение А) [113].

На рисунке 4.1 показана принципиальная схема кинетического теста. Кинетический тест моделирует длительное нахождение вскрышных пород в условиях избыточной влажности и полного доступа кислорода воздуха. Пробы вскрышных пород, отобранных в местах образования отходов, крупностью менее 3 мм доводили до воздушно-сухого состояния, после чего помещали в испытательную камеру «КТХВ-150» (рисунок 4.2) и обрабатывали в условиях постоянной температуры (25 ± 2) °С и влажности 95 % на протяжении 1, 3, 6, 9, 12, 25, 34, 45, 55 и 60 недель. После каждой контрольной точки (контрольная точка соответствует периоду обработки) пробу извлекали из испытательной камеры и отбирали пробу (не менее 50 г) для контроля. Эту пробу доводили до воздушно-сухого состояния и измельчали до аналитической крупности (0,2 мм). Оставшуюся пробу помещали обратно в испытательную камеру для дальнейших испытаний. В исходных пробах, а также в пробах после каждой контрольной точки обработки определяли: содержание общей серы, вымываемость, рН водных вытяжек, химический состав водных вытяжек и потенциала нейтрализации пород [103,114,115]. Для исследования использовали методы, указаны в разделе 2.2.

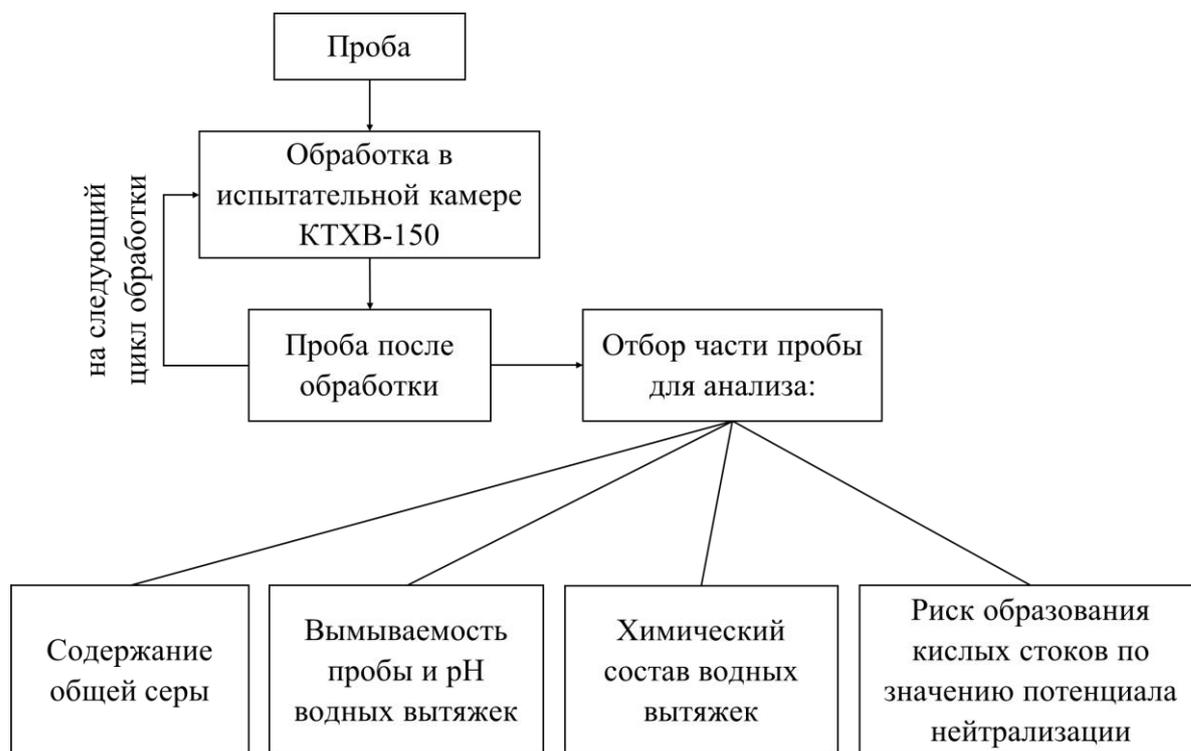


Рисунок 4.1 – Принципиальная схема кинетического теста [114]



Рисунок 4.2 – Размещение проб внутри испытательной камеры «КТХВ-150»

4.2 Влияние времени воздействия на содержание в породах общей серы

Как было показано в разделе 3.2, вскрышные породы У1, У2 и У3 существенно различаются по содержанию в них общей серы. В пробах пород У1 и У3 содержание серы составляет 0,03 и 0,04 % соответственно, в то время как проба У2 характеризуется наибольшим содержанием серы (1,63 %) [114]. При

длительном воздействии содержание серы (таблица 4.1) в пробах У1 и У3 практически не изменяется.

Для пробы У2 отмечено последовательное снижение содержания серы с увеличением циклов обработки. Снижение серы происходит, по всей видимости, за счет процессов окисления серосодержащих минералов и образования газообразных продуктов. Наиболее существенное снижение серы происходит после 9-й недели обработки (рисунок 4.3) [114].

Таблица 4.1 – Содержание общей серы во вскрышных породах на протяжении всего периода испытаний

№ Пробы	Содержание общей серы в пробах пород на сухое состояние, %										
	Исходная проба	Период обработки, недель									
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60
У1	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02
У2	1,63	1,63	1,63	1,62	1,61	1,52	1,51	1,50	1,44	1,42	1,41
У3	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04

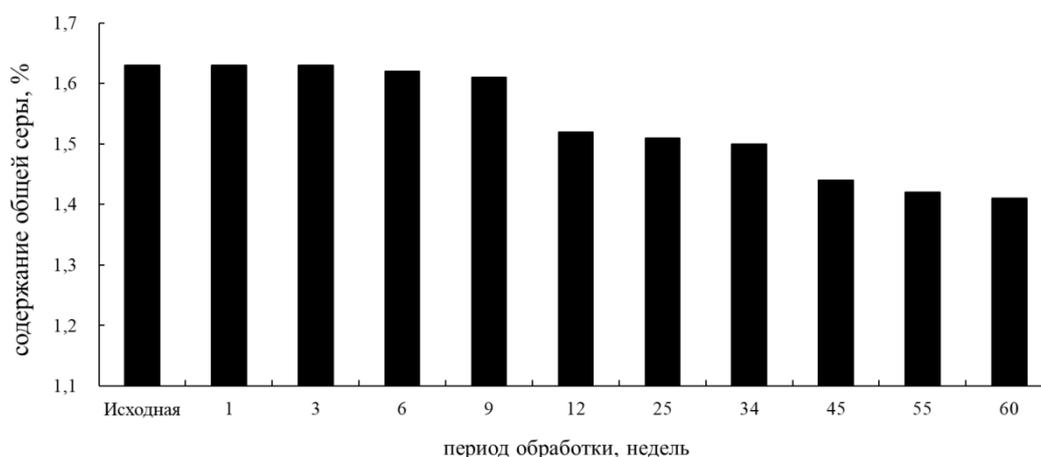


Рисунок 4.3 – Содержание общей серы в пробе У2 на протяжении всего периода испытаний [114]

Несмотря на большое количество работ, посвященных возможным механизмам окисления серосодержащих пород, не существует однозначного мнения о составе продуктов окисления. Большинство авторов указывает на образование серной кислоты при окислении пирита, сульфатов, гидроксидов и оксидов железа [116,117]. В работах [118,119] отмечено, что образовавшаяся при

окислении пирита серная кислота может вступает с ним в химическую реакцию, разлагая его до элементарной серы или серосодержащих газов.

4.3 Влияние времени воздействия на вымываемость пород и состав водных вытяжек

4.3.1 Изменение вымываемости пород

Результаты, приведенные в таблице 4.2, показывают, что вымываемость пород У1 и У3 с увеличением времени нахождения в условиях высокой влажности и полного доступа воздуха практически не изменяется по сравнению с исходными пробами и варьируется в диапазоне 0,1–0,3 % и 0,1–0,2 % соответственно. При этом вымываемость серосодержащей породы У2 несущественно увеличивается вплоть до 3 недели обработки, достигая 4,8 %, а затем снижается до уровня исходной пробы. Изменение вымываемости пород при длительном нахождении в камере показано на рисунке 4.4 [114].

Таблица 4.2 – Вымываемость вскрышных пород при длительном нахождении в камере

№ пробы	Вымываемость вскрышных пород, %										
	Исходная проба	Период обработки, недель									
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60
У1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,2
У2	4,3	4,5	4,8	4,4	4,6	4,1	4,4	4,2	4,3	4,4	4,2
У3	0,1	0,2	0,1	0,1	0,05	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2

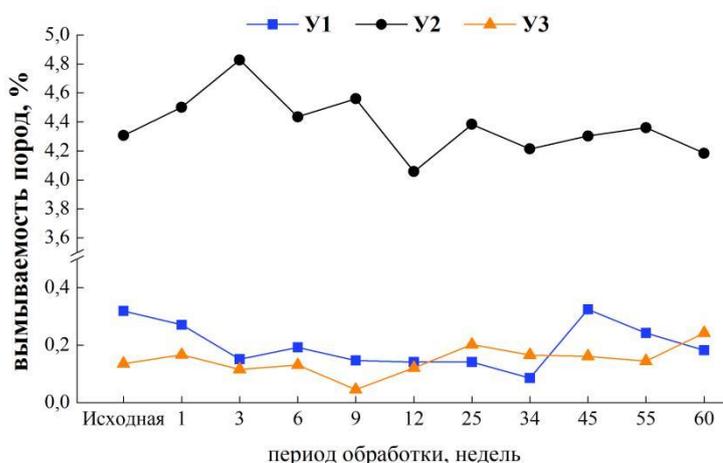


Рисунок 4.4 – Вымываемость пород [114,115]

4.3.2 Показатель кислотности водных вытяжек

Значения рН водных вытяжек, полученных в соответствии с ГОСТ Р 58914–2020 из проб вскрышных пород У1 и У3, на протяжении всего периода испытаний близки к нейтральным и случайно изменяются в диапазонах 6,1–6,8 ед. и 7,0–8,0 ед. соответственно. Показатель рН водных вытяжек пробы У2 имеет небольшую тенденцию к росту, достигая значения 4,1 ед. на 60-й неделе (таблица 4.3, рисунок 4.5) [114].

Таблица 4.3 – Значения рН водных вытяжек из пород в зависимости от продолжительности обработки

№ пробы	рН водных вытяжек в зависимости от продолжительности обработки, ед.										
	Исходная проба	Период обработки, недель									
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60
У1	6,3	6,4	6,1	6,6	6,6	6,6	6,4	6,4	6,8	6,3	6,1
У2	3,6	4,0	3,7	3,9	3,9	3,9	4,1	4,1	4,2	4,0	4,1
У3	7,8	7,7	7,3	7,6	7,6	7,0	7,7	7,5	7,6	7,6	8,0

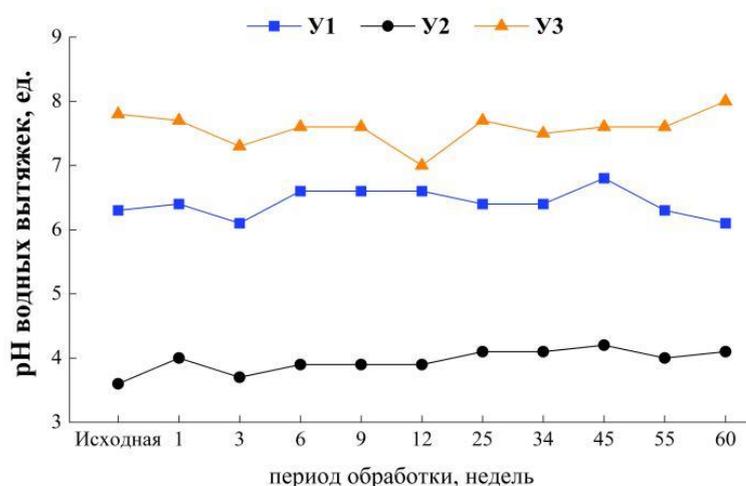


Рисунок 4.5 – рН водных вытяжек из пород на протяжении всего периода испытаний [112,114,115]

4.3.3 Химический состав водных вытяжек

В таблицах 4.4–4.6 представлены результаты определения химического состава водных вытяжек, полученных по ГОСТ Р 58914–2020 для проб вскрышных пород У1–У3 на разных контрольных точках в течение 60 недель испытаний, а также их соответствующие значения ПДК этих элементов [114].

Полученные данные свидетельствуют о том, что для проб пород У1 и У3 концентрация большинства макро- и микроэлементов в водных вытяжках на протяжении всего периода испытаний изменяется в крайне незначительных пределах и остается на уровне соответствующей концентрации для исходных проб (рисунок 4.6). В водных вытяжках из пробы У1 отмечено небольшое увеличение концентрации (по сравнению с вытяжкой из исходной пробы) таких элементов, как кальций, железо, натрий и алюминий, в интервале между 3-й и 9-й неделями испытаний [114]. В водных вытяжках из пробы У3 наблюдается крайне незначительное увеличение концентрации алюминия, железа, меди и цинка в отдельных циклах испытаний по сравнению с исходной пробой.

В отличие от пород У1 и У3, изменение концентрации в водных вытяжках из серосодержащей породы У2 таких элементов как бериллий, сера (сульфаты) и железо характеризуется экстремальным характером в зависимости от времени нахождения породы в камере. Максимальная концентрация этих элементов зафиксирована в интервале между 3-й и 9-й неделями испытаний, а ее количественное значение значимо выше, чем для исходной вскрышной породы. Это обуславливает значимо большее превышение концентрации этих элементов относительно ПДК, что указывает на более высокий уровень негативного воздействия породы У2 на водные объекты между 3-й и 9-й неделями размещения. Обнаруженная зависимость может быть обусловлена окислением серосодержащих минералов и частичным переходом соответствующих элементов в водорастворимую форму [114]. В процессе окисления пирита образуется серная кислота, которая взаимодействует с минералами, повышая концентрацию ионных форм других элементов. Дальнейшее окисление пирита приводит к образованию труднорастворимых соединений гидроксида и оксидов железа [120,121], что объясняет снижение концентрации сульфатов после 6-й недели обработки. Концентрация таких потенциально опасных элементов как кобальт, марганец и цинк в водных вытяжках из У2 находится на уровне, сопоставимой с концентрацией этих элементов в водной вытяжке из исходной пробы [114].

Таблица 4.4 – Концентрация элементов в водных вытяжках из породы У1, мг/дм³ [114]

Элемент	Концентрация элементов, мг/дм ³ , в водных вытяжках в зависимости от продолжительности обработки											ПДК, мг/дм ³
	Исходная проба	Период обработки, недель										
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60	
Be	0,0001	0,00003	н.п.о.	0,00003	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	0,0003
Na	1,8	1,8	1,3	5,4	0,87	1,5	0,96	0,63	0,94	0,87	0,79	120
Mg	0,60	0,58	0,60	1,4	0,53	0,56	0,66	0,58	0,65	0,57	0,65	40
Al	0,49	0,52	0,72	4,2	0,92	0,47	1,2	0,56	0,79	0,29	0,42	0,04
P	0,01	0,01	0,03	0,04	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	
S	2,0	2,2	2,7	1,9	2,0	1,9	2,5	2,3	2,2	1,9	2,0	
SO ₄ ²⁻	6,1	6,6	8,0	5,6	6,0	5,8	7,5	6,8	6,6	5,7	6,1	100
K	2,4	1,0	0,97	1,9	0,96	0,96	0,71	1,6	1,1	0,80	0,89	50
Ca	2,5	2,3	2,5	4,8	2,3	2,3	2,6	2,3	2,7	2,2	2,8	180
Ti	0,02	0,02	0,02	0,08	0,04	0,01	0,05	0,02	0,02	0,01	0,01	0,06
V	0,004	0,004	0,005	0,01	0,004	0,003	0,004	0,003	0,002	0,003	0,003	0,001
Mn	0,005	0,01	0,01	0,005	0,004	0,004	0,01	0,004	0,01	0,01	0,01	0,01
Fe	0,09	0,05	0,08	0,33	0,07	0,03	0,14	0,02	0,18	0,03	0,05	0,1
Co	н.п.о.	0,0001	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	0,0002	0,0002	н.п.о.	н.п.о.	0,0001	0,01
Ni	0,001	0,001	0,001	н.п.о.	0,001	0,0001	0,01	0,001	0,001	0,0005	н.п.о.	0,01
Cu	0,02	0,01	0,01	н.п.о.	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,001
Zn	0,03	0,01	0,004	0,05	0,0003	0,04	0,02	0,02	0,01	0,03	0,02	0,01
As	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	0,00001	н.п.о.	н.п.о.	0,001	0,0004	н.п.о.	0,05
Sr	0,05	0,05	0,06	0,03	0,05	0,05	0,06	0,05	0,07	0,06	0,07	0,4
Mo	0,0004	0,0002	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	0,0003	0,0003	0,0010	0,0004	0,0001	0,001

Примечание: ПДК – предельно допустимая концентрация элемента в водах рыбохозяйственного назначения в соответствии с [110], н.п.о. – ниже предела определения

Таблица 4.5 – Концентрация элементов в водных вытяжках из породы У2, мг/дм³ [114]

Элемент	Концентрация элементов, мг/дм ³ , в водных вытяжках в зависимости от продолжительности обработки											ПДК, мг/дм ³
	Исходная проба	Период обработки, недель										
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60	
Be	0,004	0,003	0,003	0,01	0,003	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,0003
Na	0,38	0,60	0,62	1,7	0,33	0,59	0,75	0,67	0,80	0,75	0,42	120
Mg	17	15	15	24	17	16	16	17	16	20	16	40
Al	11	8,5	7,2	13	6,1	6,4	5,6	4,8	4,3	4,3	4,3	0,04
P	0,13	0,18	0,13	0,18	0,27	1,1	0,22	0,22	0,12	0,28	0,52	
S	116	117	137	242	126	119	138	129	170	106	139	
SO ₄ ²⁻	347	350	410	726	378	356	415	388	509	318	418	100
K	1,7	3,1	2,6	3,9	3,3	1,4	4,2	4,2	3,6	2,8	1,2	50
Ca	81	89	140	171	96	123	62	93	88	136	89	180
Ti	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	0,002	0,001	0,003	н.п.о.	0,004	0,001	0,06
V	0,001	0,001	н.п.о.	0,001	0,0003	0,002	0,001	0,001	н.п.о.	0,001	0,0004	0,001
Mn	3,0	2,7	2,5	2,7	2,9	2,8	2,7	2,8	2,7	2,8	2,6	0,01
Fe	7,7	10	4,5	19	8,3	3,9	11	10	10	6,3	2,0	0,1
Co	0,12	0,11	0,10	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,10	0,10	0,09	0,01
Ni	0,22	0,21	0,19	0,22	0,21	0,19	0,21	0,21	0,20	0,20	0,18	0,01
Cu	0,09	0,06	0,09	0,04	0,06	0,04	0,06	0,07	0,06	0,06	0,11	0,001
Zn	0,60	0,60	0,63	0,68	0,81	0,55	0,56	0,68	1,1	0,63	0,65	0,01
As	0,002	н.п.о.	0,0005	н.п.о.	0,001	0,004	0,001	0,002	н.п.о.	0,0004	н.п.о.	0,05
Sr	0,80	0,87	0,95	1,0	0,85	0,85	0,86	0,79	0,73	0,75	0,73	0,4
Mo	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	0,001

Примечание: ПДК – предельно допустимая концентрация элемента в водах рыбохозяйственного назначения в соответствии с [110], н.п.о. – ниже предела определения

Таблица 4.6 – Концентрация элементов в водных вытяжках из породы УЗ, мг/дм³ [114]

Элемент	Концентрация элементов, мг/дм ³ , в водных вытяжках в зависимости от продолжительности обработки											ПДК, мг/дм ³
	Исходная проба	Период обработки, недель										
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60	
Be	н.п.о.	н.п.о.	0,00002	0,00003	0,00002	0,00003	0,0001	0,0001	н.п.о.	н.п.о.	0,00005	0,0003
Na	0,37	1,9	0,49	1,9	0,92	0,32	1,6	1,2	0,83	0,76	0,89	120
Mg	1,6	1,4	1,0	1,3	1,3	1,1	1,7	1,3	1,0	1,3	1,4	40
Al	0,35	0,44	0,41	0,75	0,52	0,56	0,72	0,59	0,38	0,42	0,44	0,04
P	0,0001	0,005	0,007	0,002	0,003	0,003	н.п.о.	0,01	0,001	н.п.о.	н.п.о.	
S	0,16	0,41	0,40	0,34	0,29	0,28	0,48	0,63	0,65	0,55	0,35	
SO ₄ ²⁻	0,48	1,2	1,2	1,0	0,87	0,84	1,4	1,9	1,9	1,7	1,1	100
K	2,4	2,2	1,8	2,8	2,1	2,0	3,1	3,4	2,2	2,5	2,8	50
Ca	5,7	4,6	5,2	4,4	4,6	4,2	5,5	4,7	5,1	4,3	4,6	180
Ti	0,004	0,004	0,01	0,01	0,001	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,06
V	0,0001	0,001	0,0004	0,001	0,0002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Mn	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,05	0,002	0,004	0,007	0,01
Fe	0,08	0,07	0,12	0,21	0,08	0,10	0,18	0,11	0,05	0,03	0,08	0,1
Co	0,0002	0,0002	0,0003	0,0002	0,0003	0,0003	0,0004	0,0003	0,0001	0,0002	0,0002	0,01
Ni	0,002	н.п.о.	0,002	0,002	0,01	0,005	0,002	0,001	н.п.о.	н.п.о.	0,0002	0,01
Cu	н.п.о.	0,001	0,002	0,005	н.п.о.	0,01	0,004	0,01	0,002	0,003	0,004	0,001
Zn	н.п.о.	0,02	0,02	0,02	н.п.о.	0,01	0,02	0,03	н.п.о.	0,02	0,04	0,01
As	0,0005	0,001	0,002	0,002	0,001	0,001	0,002	0,01	0,001	0,002	0,002	0,05
Sr	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,01	0,4
Mo	0,002	0,003	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,002	0,004	0,001

Примечание: ПДК – предельно допустимая концентрация элемента в водах рыбохозяйственного назначения в соответствии с [110], н.п.о. – ниже предела определения

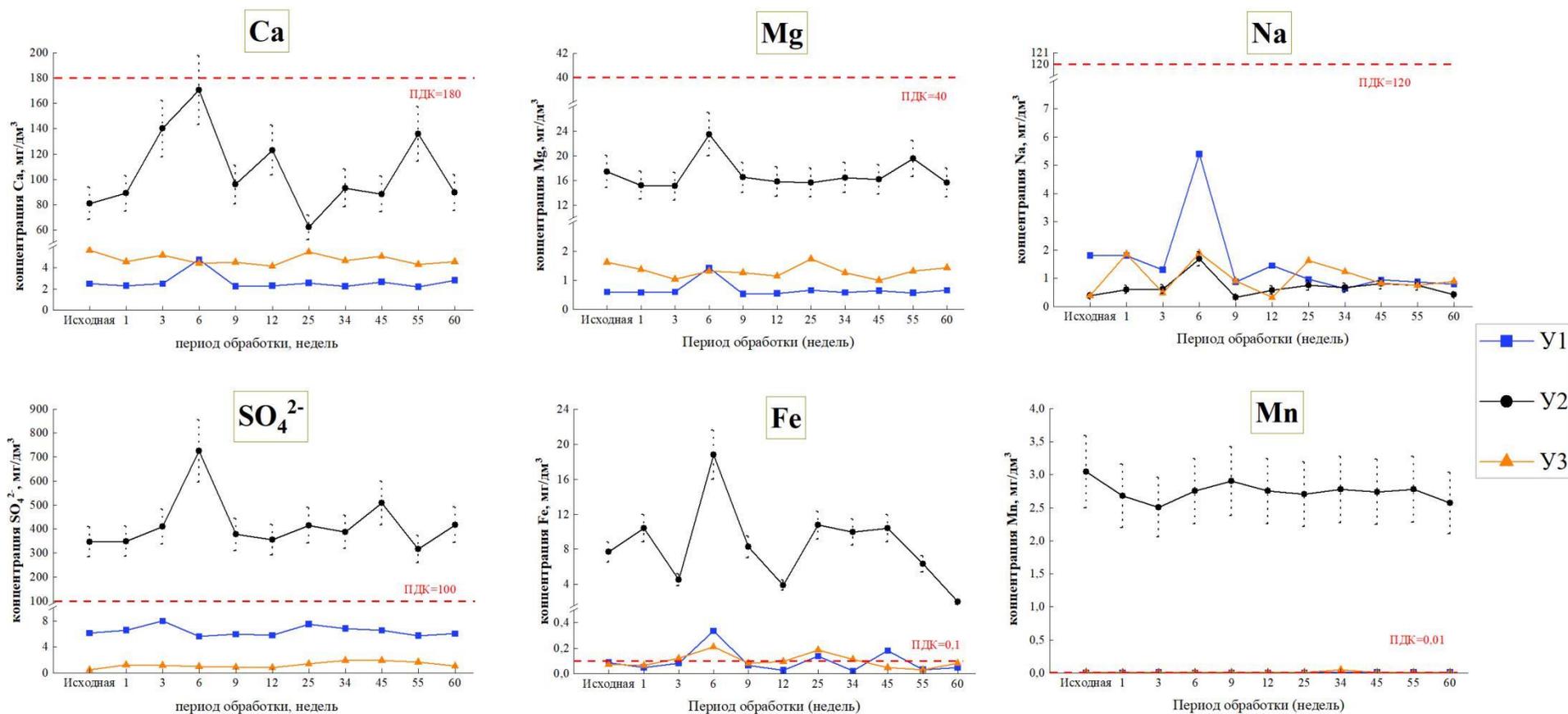


Рисунок 4.6 – Концентрация элементов в водных вытяжках в зависимости от продолжительности обработки (Черная пунктирная линия указывает на пределы погрешности измерения показателя; красная пунктирная линия указывает на предельно допустимые концентрации (ПДК) этих элементов в водах рыбохозяйственного назначения)

4.3.4 Мобильность макро- и микроэлементов в составе пород

Данные, приведенные в таблицах 4.7 и 4.9 показывают, что при длительном нахождении в камере породы У1, в интервале между 3-й и 9-й неделями испытаний наблюдается незначительное увеличение мобильности таких элементов, как натрий, алюминий, кальций и цинк по сравнению с исходной пробой. Вероятно, это связано с физико-химическими изменениями алюмосиликатных минералов, таких как мусковит и каолинит, способных к гидратации, набуханию и разрушению в условиях высокой влажности [122,123]. Для породы У3 изменение мобильности элементов при обработке в условиях кинетического теста практически не происходит.

В то же время в серосодержащей породе У2 при длительной обработке в камере наблюдается экстремальное изменение мобильности макро- и микроэлементов. В интервале между 3-й и 9-й неделями отмечено значительное увеличение мобильности бериллия, натрия, серы и кальция – в 2–4 раз по сравнению с исходными пробами, после чего их мобильность снижается до уровня, близкого к исходному (таблица 4.8 и рисунок 4.7). В этот же период также отмечено небольшое увеличение мобильности таких элементов, как магний и железо – менее чем в 2 раза по сравнению с исходными пробами. По-видимому, такие закономерности обусловлены изменением содержания водорастворимых форм серы за счет окисления сульфидов и других серосодержащих соединений. Такой процесс приводит к образованию серной кислоты (H_2SO_4) и растворимых сульфатов. Кислая среда, в свою очередь, инициирует растворимость других минералов, например, таких как гипс, что приводит к повышению концентрации кальция, магния, хрома и т.п. [120,121]. Более глубокие процессы окисления серосодержащих минералов могут приводить к образованию труднорастворимых соединений, таких как разные формы гидроксидов и оксидов железа, таких как лимонит, гематит и т.п., что по-видимому объясняет снижение мобильности серы после 6-й недели обработки [120,121].

Таблица 4.7 – Мобильность элементов в породе У1

Элемент	Массовая доля, %										
	Исходная проба	Период обработки, недель									
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60
Be	0,2	0,1	–	0,1	–	–	–	–	0,00001	–	–
Na	16,5	16,6	11,9	49,3	8,0	13,3	8,7	5,8	8,6	7,9	7,2
Mg	1,2	1,2	1,2	2,9	1,1	1,1	1,4	1,2	1,3	1,2	1,4
Al	0,02	0,02	0,03	0,2	0,04	0,02	0,1	0,02	0,04	0,01	0,02
P	0,4	0,5	1,3	1,8	0,7	0,4	0,5	0,7	0,3	0,5	0,4
S	34,5	37,5	44,8	31,7	33,7	32,7	42,2	57,4	55,5	48,2	51,1
K	0,8	0,3	0,3	0,6	0,3	0,3	0,2	0,5	0,4	0,3	0,3
Ca	9,3	8,8	9,4	18,0	8,5	8,7	9,6	8,4	10,1	8,3	10,7
Ti	0,01	0,01	0,01	0,1	0,03	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	0,01
V	0,3	0,3	0,4	0,5	0,3	0,2	0,3	0,2	0,1	0,3	0,3
Cr	0,1	0,03	0,03	0,1	0,1	0,04	0,04	0,1	0,04	0,1	0,0
Mn	0,4	0,4	0,5	0,4	0,3	0,3	0,4	0,3	0,6	0,5	0,7
Fe	0,1	0,04	0,1	0,3	0,1	0,02	0,1	0,02	0,2	0,03	0,04
Co	–	0,6	–	–	–	–	1,3	1,0	–	–	0,8
Ni	1,3	0,6	1,2	–	0,8	0,1	16,5	0,7	0,6	0,5	–
Cu	3,0	1,1	1,3	–	0,8	1,3	1,3	1,1	0,7	1,3	1,4
Zn	13,5	5,1	1,7	19,2	0,1	17,2	7,9	9,1	5,9	12,3	7,0
As	–	–	–	–	–	0,04	–	–	2,2	1,2	–
Sr	3,9	4,1	5,3	2,7	4,3	3,9	5,0	4,4	5,8	4,9	5,8
Mo	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Примечание: “–” – значение близко к нулю

Таблица 4.8 – Мобильность элементов в породе У2

Элемент	Массовая доля, %										
	Исходная проба	Период обработки, недель									
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60
Be	12,8	9,2	9,7	31,5	9,4	8,7	7,9	7,4	6,8	7,2	7,3
Na	0,3	0,4	0,4	1,2	0,2	0,4	0,5	0,5	0,6	0,6	0,3
Mg	13,7	12,0	11,5	18,3	13,0	12,2	12,1	12,8	12,7	15,3	12,0
Al	1,0	0,7	0,6	1,1	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4
P	0,2	0,3	0,2	0,3	0,5	1,9	0,4	0,4	0,2	0,5	0,9
S	37,3	38,5	43,6	78,7	41,5	40,9	47,8	44,8	64,0	39,6	51,0
K	0,4	0,8	0,6	1,0	0,8	0,3	1,1	1,0	0,9	0,7	0,3
Ca	42,0	46,4	70,7	87,7	49,9	62,9	31,7	47,9	46,1	70,5	45,3
Ti	–	–	–	–	–	0,001	0,001	0,003	–	0,003	0,001
V	0,1	0,03	–	0,05	0,01	0,1	0,1	0,1	–	0,04	0,02
Cr	0,7	1,1	1,4	1,6	1,0	0,5	1,1	0,8	0,5	0,7	0,2
Mn	48,9	43,3	39,2	43,8	46,8	43,5	42,8	44,1	44,2	44,5	40,3
Fe	1,0	1,4	0,6	2,5	1,1	0,5	1,4	1,3	1,4	0,8	0,3
Co	39,2	34,9	31,7	36,8	36,5	34,0	34,2	35,4	34,4	34,2	30,0
Ni	40,2	37,9	32,6	39,4	38,4	34,2	36,9	38,5	36,8	35,8	32,4
Cu	18,9	11,8	16,7	8,8	11,5	8,6	11,9	13,4	12,3	13,0	20,8
Zn	39,5	39,5	39,9	44,1	53,3	35,5	36,3	44,0	69,6	41,4	41,8
As	0,6	–	0,1	–	0,3	1,3	0,2	0,5	–	0,1	–
Sr	25,1	27,4	29,1	32,0	26,8	26,5	26,5	24,5	23,1	23,5	23,1
Mo	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Примечание: “–” – значение близко к нулю

Таблица 4.9 – Мобильность элементов в породе УЗ

Элемент	Массовая доля, %										
	Исходная проба	Период обработки, недель									
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60
Be	–	–	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	–	–	0,1
Na	0,2	0,8	0,2	0,8	0,4	0,1	0,7	0,5	0,4	0,3	0,4
Mg	2,0	1,7	1,3	1,6	1,5	1,4	2,1	1,5	1,2	1,6	1,7
Al	0,03	0,04	0,03	0,1	0,04	0,04	0,1	0,05	0,03	0,1	0,1
P	0,002	0,1	0,1	0,03	0,03	0,04	–	0,1	0,01	–	–
S	2,0	4,2	4,0	3,5	2,9	2,8	4,9	8,0	8,2	7,0	4,5
K	0,5	0,4	0,3	0,5	0,4	0,4	0,6	0,6	0,4	0,5	0,5
Ca	4,9	4,0	4,6	3,9	4,0	3,6	4,8	4,1	4,5	3,8	4,0
Ti	0,01	0,01	0,01	0,01	0,003	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01
V	0,01	0,1	0,05	0,1	0,02	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Cr	0,03	0,03	0,05	0,2	–	0,04	0,1	0,03	0,1	–	–
Mn	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,9	0,04	0,1	0,1
Fe	0,02	0,02	0,04	0,1	0,03	0,03	0,1	0,04	0,02	0,01	0,03
Co	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	0,4	0,3	0,1	0,2	0,1
Ni	0,9	–	0,8	1,2	5,4	2,5	0,9	0,4	–	–	0,1
Cu	–	0,4	0,9	1,8	–	4,3	1,4	2,5	0,8	1,1	1,7
Zn	–	1,6	1,1	1,6	–	0,7	1,4	1,7	–	1,5	2,4
As	0,2	0,9	1,4	1,4	0,3	0,6	1,1	4,9	0,7	1,2	1,4
Sr	1,7	1,4	1,4	1,3	1,4	1,3	1,5	1,3	1,5	1,5	0,4
Mo	7,9	11,8	8,7	13,4	12,6	12,6	12,2	12,8	10,0	7,0	16,1

Примечание: “–” – значение близко к нулю

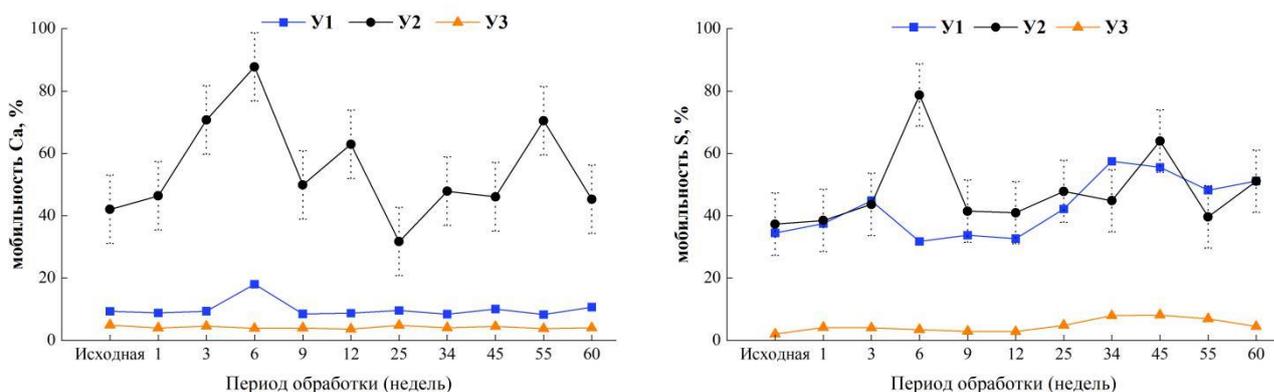


Рисунок 4.7 – Мобильность элементов (содержание водорастворимых форм от валового содержания элемента в породах, %) в породах (Черная пунктирная линия указывает на пределы погрешности изменения показателя)

4.4 Влияние времени воздействия на потенциал нейтрализации пород

Длительная обработка вскрышных пород в камере не приводит к изменению значений потенциала нейтрализации (таблицы 4.10, 4.12, 4.14). Риск образования кислых вод по значению потенциала нейтрализации для проб пород не изменяется по сравнению с исходными породами [101].

Однако, сопоставление концентрации щелочных и кислых элементов в водных вытяжках из пород на разных этапах кинетического теста (таблицы 4.11, 4.13, 4.15) показывает, что при длительном нахождении пород в испытательной камере показатель К для пробы У1 постепенно снижается и становится ниже единицы, а для У3 уменьшается в два раза по сравнению с исходной пробой. Это позволяет полагать, что для пробы У1 риски образования кислых вод могут увеличиться по мере длительного нахождения в условиях высокой влажности и доступа кислорода. В то же время для серосодержащей породы У2 показатель остаётся практически неизменным и значительно ниже единицы, что свидетельствует о высоком риске образования кислых вод при длительном нахождении в камере, что подтверждается также значениями рН их водных вытяжек.

Таблица 4.10 – Потенциал нейтрализации пробы У1

Период обработки, неделя	рН пласты	Общий потенциал нейтрализации (NP)		Кислотный потенциал нейтрализации (AP)		Потенциал нейтрализации (Net NP)		Оценка		
		в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	Отношение NP:AP	Оценка величины отношения NP/AP	Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод
Исходная проба	7	0,2	0,1	0,9	0,4	-0,8	-0,3	0,2	NP/AP < 1	Риск образования кислотных вод
1	7	0,2	0,1	0,9	0,4	-0,8	-0,3	0,2	NP/AP < 1	
3	7	0,4	0,2	0,9	0,4	-0,5	-0,2	0,4	NP/AP < 1	
6	7	0,7	0,3	0,9	0,4	-0,2	-0,1	0,8	NP/AP < 1	
9	7	0,5	0,2	0,9	0,4	-0,5	-0,2	0,5	NP/AP < 1	
12	7	0,5	0,2	0,9	0,4	-0,5	-0,2	0,5	NP/AP < 1	
25	7	-0,1	-0,05	0,9	0,4	-1,1	-0,4	-0,1	NP/AP < 1	
34	7	-0,3	-0,1	0,6	0,3	-0,9	-0,4	-0,5	NP/AP < 1	
45	7	-0,6	-0,2	0,6	0,3	-1,2	-0,5	-1,0	NP/AP < 1	
55	7	0,1	0,0	0,6	0,3	-0,6	-0,2	0,1	NP/AP < 1	
60	7	-0,2	-0,1	0,6	0,3	-0,8	-0,3	-0,2	NP/AP < 1	

Таблица 4.11 – Характеристика водных вытяжек из породы У1

Элемент	Концентрация элементов в водных вытяжках, мг/дм ³										
	Исходная проба	Период обработки, недель									
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60
SO ₄ ²⁻	6,1	6,6	8,0	5,6	6,0	5,8	7,5	6,8	6,6	5,7	6,1
∑(Na,Mg,K,Ca)	7,3	5,7	5,4	14	4,6	5,3	4,9	5,1	5,3	4,5	5,2
К, от. ед.	1,2	0,9	0,7	2,4	0,8	0,9	0,7	0,7	0,8	0,8	0,9
рН водных вытяжек, ед.	6,3	6,4	6,1	6,6	6,6	6,6	6,4	6,4	6,8	6,3	6,1
Заклучение о риске образования кислотных или щелочных вод	Риск образования кислотных вод										

Таблица 4.12 – Потенциал нейтрализации пробы У2

Период обработки, неделя	рН пласты	Общий потенциал нейтрализации (NP)		Кислотный потенциал нейтрализации (AP)		Потенциал нейтрализации (Net NP)		Оценка		
		в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	Отношение NP:AP	Оценка величины отношения NP/AP	Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод
Исходная проба	3-4	-7,9	-3,2	50,9	20,4	-58,9	-23,5	-	-	Значительный риск образования кислых вод
1	3-4	-4,4	-1,8	50,0	20,0	-54,4	-21,8	-	-	
3	2-3	-3,5	-1,4	50,0	20,0	-53,5	-21,4	-	-	
6	2-3	-3,7	-1,5	50,0	20,0	-53,7	-21,5	-	-	
9	2-3	-4,7	-1,9	50,0	20,0	-54,7	-21,9	-	-	
12	1-2	-1,2	-0,5	46,9	18,8	-48,1	-19,2	-	-	
25	1-2	-4,6	-1,8	46,9	18,8	-51,5	-20,6	-	-	
34	1-2	-3,1	-1,2	46,9	18,8	-50,0	-20,0	-	-	
45	1-2	-3,7	-1,5	43,8	17,5	-47,4	-19,0	-	-	
55	1-2	-2,1	-0,8	43,8	17,5	-45,9	-18,3	-	-	
60	1-2	-0,4	-0,2	43,8	17,5	-44,1	-17,7	-	-	

Таблица 4.13 – Характеристика водных вытяжек из породы У2

Элемент	Концентрация элементов в водных вытяжках, мг/дм ³										
	Исходная проба	Период обработки, недель									
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60
SO ₄ ²⁻	347	350	410	726	378	356	415	388	509	318	418
∑(Na,Mg,K,Ca)	100	108	158	200	116	141	83	114	109	159	107
К, от. ед.	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3	0,4	0,2	0,3	0,2	0,5	0,3
рН водных вытяжек, ед.	3,6	4,0	3,7	3,9	3,9	3,9	4,1	4,1	4,2	4,0	4,1
Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод	Значительный риск образования кислых вод										

Таблица 4.14 – Потенциал нейтрализации пробы УЗ

Период обработки, неделя	рН пласты	Общий потенциал нейтрализации (NP)		Кислотный потенциал нейтрализации (AP)		Потенциал нейтрализации (Net NP)		Оценка		
		в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	Отношение NP:AP	Оценка величины отношения NP/AP	Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод
Исходная проба	7	23,5	9,4	1,3	0,5	22,3	8,9	-	-	Отсутствие риска образования кислых вод
1	7	23,4	9,4	1,3	0,5	22,2	8,9	-	-	
3	7	21,3	8,5	1,3	0,5	20,1	8,0	-	-	
6	7	18,1	7,2	1,3	0,5	16,8	6,3	14,5	NP/AP > 3	Незначительный риск образования кислых вод
9	7	19,1	7,7	1,3	0,5	17,9	7,0	15,3	NP/AP > 3	
12	7	20,7	8,3	1,3	0,5	19,5	7,7	16,6	NP/AP > 3	
25	7	18,5	7,4	1,3	0,5	17,2	7,7	14,8	NP/AP > 3	
34	7	20,1	8,0	1,3	0,5	18,8	7,7	16,1	NP/AP > 3	
45	7	23,6	9,4	1,3	0,5	22,3	8,9	-	-	Отсутствие риска образования кислых вод
55	7	29,8	11,9	1,3	0,5	28,6	11,4	-	-	
60	7	28,4	11,3	1,3	0,5	27,1	10,8	-	-	

Таблица 4.15 – Характеристика водных вытяжек из породы УЗ

Элемент	Концентрация элементов в водных вытяжках, мг/дм ³										
	Исходная проба	Период обработки, недель									
		1	3	6	9	12	25	34	45	55	60
SO ₄ ²⁻	0,48	1,2	1,2	1,0	0,87	0,84	1,4	1,9	1,9	1,7	1,1
∑(Na,Mg,K,Ca)	10	10	8,5	10	8,8	7,7	12	11	9,1	8,9	9,8
К, от. ед.	20,9	8,1	7,1	10,2	10,1	9,1	8,3	5,6	4,7	5,3	9,2
рН водных вытяжек, ед.	7,8	7,7	7,3	7,6	7,6	7,0	7,7	7,5	7,6	7,6	8,0
Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод	Отсутствие риска образования кислых вод			Незначительный риск образования кислых вод					Отсутствие риска образования кислых вод		

Выводы:

1. Разработан кинетический тест для оценки влияния времени размещения вскрышных пород, отобранных в местах их образования, на их состав и мобильность макро- и микроэлементов.

2. При длительном воздействии в камере на породы У1 и У3 содержание в них серы практически не изменяется. В то же время для пробы У2 отмечено последовательное снижение содержания серы с увеличением циклов обработки. Наиболее существенное снижение серы происходит после 9-й недели обработки. Это вероятно, связано с процессами окисления серосодержащих минералов и образованием газообразных продуктов.

3. Отмечено, что при длительном нахождении в камере в условиях высокой влажности и полного доступа воздуха, вымываемость и рН водных вытяжек для всех вскрышных пород изменяются крайне незначительно.

4. Вскрышная порода У1, представленная преимущественно алюмосиликатами и кварцем, в интервале между 3-й и 9-й неделями обработки характеризуется незначительным увеличением концентрации некоторых макро- и микроэлементов в водных вытяжках и мобильности элементов, что, вероятно, связано с процессами гидратации, набухания и разрушения пород.

5. Отмечено, что при длительном нахождении в камере серосодержащей породы У2, изменение концентрации бериллия, сульфатов и железа в водных вытяжках характеризуется экстремальным характером и достигает максимальных значений в интервале между 3-й и 9-й неделями. По сравнению с исходной пробой зафиксировано значительное увеличение концентрации элементов в водных вытяжках и мобильности этих элементов в составе породы. Полученные результаты показывают, что длительное нахождение в камере в условиях высокой влажности и полного доступа воздуха серосодержащей вскрышной породы приводит к существенному увеличению уровня ее негативного воздействия на водные объекты в начальные периоды размещения и, вероятно, связано с окислением серосодержащих минералов.

Глава 5 Модифицированный кинетический тест для оценки долговременного воздействия вскрышных пород на водные объекты

5.1 Принципиальная схема и порядок проведения тестирования

При длительном размещении вскрышных пород и взаимодействии их с атмосферной влагой и воздухом, часть водорастворимых форм элементов может вымываться в поверхностные и подземные воды. Для моделирования такого процесса разработан модифицированный кинетический тест (Приложение А) [113], основанный на последовательном удалении водорастворимых веществ (элюатов) из вскрышных пород после каждого цикла обработки. Принципиальная схема теста представлена на рисунке 5.1. Такой подход позволяет имитировать вымывание мобильных форм макро- и микроэлементов в природных условиях и оценивать их потенциальное воздействие на водные объекты [124].

Для проведения испытаний пробы вскрышных пород крупностью менее 3 мм помещают в испытательную камеру «КТХВ-150» при тех же условиях обработки, что и в кинетическом тесту, указанном в главе 4. После каждого цикла обработки (1, 3, 6, 9 и 25 недель) вынимают пробу из камеры. Пробу переносят в стакан и добавляют к ней дистиллированную воду в количестве, соответствующем соотношению твердой и жидкой фазы (Т:Ж) 1:5. Полученную суспензию выдерживают 3 часа при комнатной температуре и постоянном перемешивании (рисунок 5.2). После этого суспензию фильтруют с использованием двойного фильтра (синяя лента) на воронке Бюхнера. После окончания фильтрования, твердую пробу помещают на противень и сушат при комнатной температуре. Если при высушивании твердая проба породы не приобретает сыпучесть ее принудительно разрыхляют до крупности исходной пробы. После высушивания, твердую пробу вскрышной породы помещают обратно в камеру для следующего цикла обработки. Перед каждым циклом испытаний отбирают часть представительной твердой пробы для оценки потенциального воздействия пород на окружающую среду и определяют в ней содержания общей серы, рН водных вытяжек и химический состав водных вытяжек по результатам статического теста по ГОСТ Р 58914-2020, а также потенциал нейтрализации [125]. В элюате,

полученном после фильтрования суспензии, определяют содержание сухого остатка, рН, концентрацию макро- и микроэлементов [125]. Для исследования использовали методы, указаны в разделе 2.2.

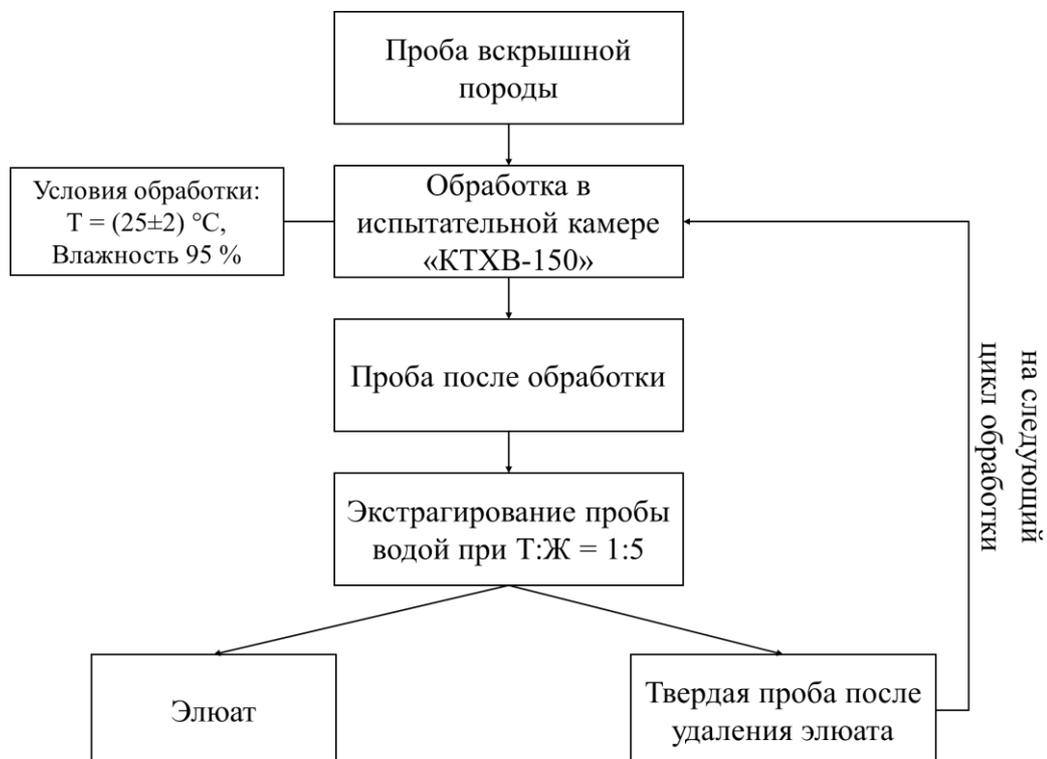


Рисунок 5.1 – Принципиальная схема модифицированного кинетического теста [125]



Рисунок 5.2 – Перемешивание суспензии

5.2 Изменение содержания общей серы в породах в условиях тестирования

При последовательном удалении элюатов содержание общей серы в пробах пород У1 и У3 практически не изменяется по сравнению с исходными вскрышными породами (таблица 5.1). В то же время для серосодержащей породы У2 отмечено существенное снижение содержания серы. После 1-й недели обработки вскрышной породы У2 содержание серы в ней практически не изменяется. После удаления элюатов и обработки породы на следующем цикле (3 недели), содержание серы в ней снижается на 0,5 % абс. Последующее удаление элюатов и обработка породы (6, 9 и 25 недель) приводит к плавному уменьшению в породе серы вплоть до 0,64 % [125].

Таблица 5.1 – Содержание общей серы в пробах вскрышных пород на разных циклах обработки [125]

№ пробы	Содержание общей серы в пробах вскрышных пород на разных циклах обработки, %					
	Исходная проба	Период обработки, недель				
		1	3	6	9	25
У1	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02
У2	1,63	1,54	1,02	0,74	0,72	0,64
У3	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04

На рисунке 5.3 представлены расчетные и экспериментальные (таблица 5.1) значения содержания серы в породе У2 в течение всего периода тестирования. Расчетные значения получены путем вычитания из общего содержания серы в исходной породе содержания серы в удаляемых на каждом цикле обработке элюатах (таблица 5.5). Сопоставление экспериментальных и расчетных значений показывает, что содержание серы в породе У2 по результатам эксперимента значительно ниже расчетных данных. Это может свидетельствовать о протекании глубоких окислительных процессов серосодержащих веществ с образованием в том числе газообразных продуктов, как было показано в разделе 4.2. При сравнении полученных результатов с данными кинетического теста (таблица 4.1) показано, что последовательное вымывание элюатов из породы У2 приводит ускорению

процессов окисления серосодержащих минералов. Таким образом, полученные данные показывают, что последовательное вымывание элюатов из серосодержащей вскрышной породы приводит к более раннему развитию окислительных процессов серосодержащих веществ и увеличению их глубины [125].

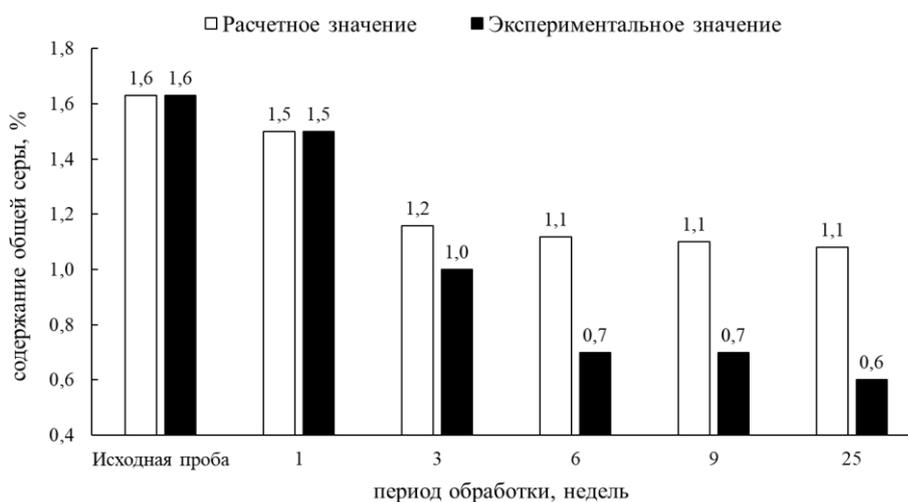


Рисунок 5.3 – Сравнение значения расчетного и экспериментального содержания серы в пробе У2 на протяжении всего цикла испытаний [125]

5.3 Характеристика водных вытяжек (элюатов) при последовательном вымывании пород

5.3.1 Содержание сухого остатка в элюатах

При последовательном вымывании элюатов содержание в элюатах У1 и У3 сухого остатка практически не изменяется по сравнению с исходными вскрышными породами (таблица 5.2). Для вскрышной породы У2 после 1-й недели ее обработки содержание сухого остатка в элюатах также практически не изменяется (с учетом погрешности изменения этого показателя – 15 % отн.) по сравнению с исходной пробой (рисунок 5.4). Последовательное извлечение элюатов из вскрышной породы У2 после каждого цикла обработки приводит к снижению содержания сухого остатка в элюатах из пробы У2 вплоть до 0,1 % (после 9-й недели обработки) [125].

Таблица 5.2 – Содержание сухого остатка в элюатах [125]

№ пробы	Содержание сухого остатка в элюатах, %					
	Исходная проба	Период обработки, недель				
		1	3	6	9	25
У1	0,3	0,2	0,1	0,04	0,04	0,05
У2	2,7	2,9	1,4	0,3	0,1	0,1
У3	0,05	0,04	0,03	0,04	0,03	0,03

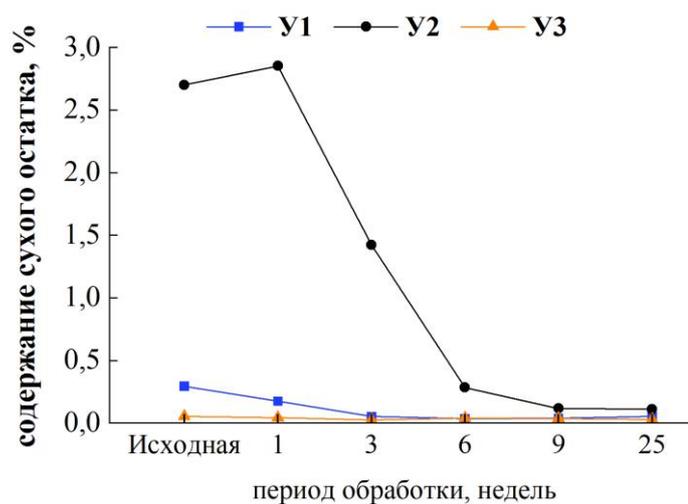


Рисунок 5.4 – Содержание сухого остатка в элюатах

5.3.2 pH элюатов

Показатель кислотности (pH) элюатов, вымываемых из породы У1, варьируется в диапазоне от 5,9 до 6,9 ед., а из породы У3 pH элюатов остаётся практически неизменным на протяжении всего периода испытаний. Результаты, полученные после каждого цикла обработки, приведены в таблице 5.3. Элюат из исходной серосодержащей породы У2 характеризуется pH равным 3,2 ед. Отмечено незначительное снижение pH элюата после 1-й недели обработки. В дальнейших циклах испытаний, так же как для породы У1, происходит увеличение показателя pH элюатов вплоть до 4,1 ед. после последнего цикла обработки (рисунок 5.5) [125].

Таблица 5.3 – рН элюатов [125]

№ пробы	рН элюатов, ед.					
	Исходная проба	Период обработки, недель				
		1	3	6	9	25
У1	5,9	6,0	6,9	6,5	6,0	6,5
У2	3,2	2,9	3,3	3,7	4,0	4,1
У3	8,0	7,8	7,7	7,8	7,8	7,8

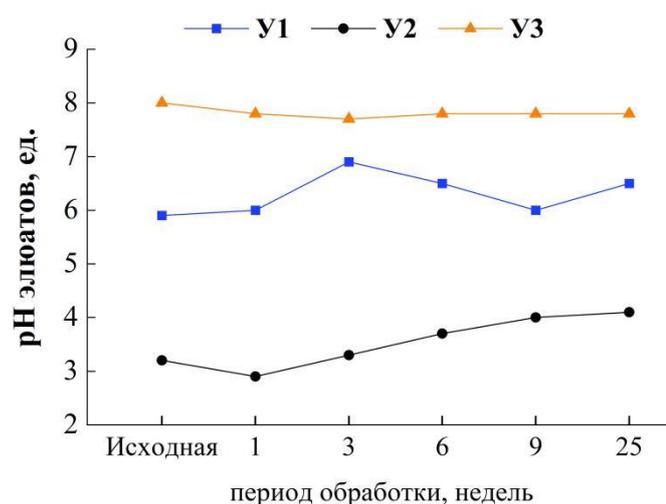


Рисунок 5.5 – рН элюатов, вымываемых из пород [124]

5.3.3 Химический состав элюатов

В таблицах 5.4–5.6 приведены данные о изменении химического состава элюатов при последовательном вымывании породы и обработке в камере [125].

В пробе У1, после первой недели обработки, концентрация элементов в элюате практически не изменяется по сравнению с исходной пробой. По мере дальнейшего вымывания вскрышной породы и обработки твердых проб в испытательной камере, концентрация элементов в элюатах постепенно уменьшается. Исключение составляет натрий: его концентрация в элюате увеличивается с 3,7 до 6,7 мг/дм³ после первой недели обработки породы, а затем начинает снижаться. В элюатах из пробы У3 концентрация макро- и микроэлементов в элюатах либо снижается по мере вымывания породы в течение всего цикла испытаний, либо остается неизменной. Исключение составляет кальций – его концентрация в элюате достигает максимума после второго цикла (3 недели) обработки породы (до 12 мг/дм³), а затем снижается [125]. В целом, при

последовательном вымывании элюатов воздействие пород на водные объекты практически не изменяется по сравнению с исходными породами, на что указывает отсутствие увеличения соответствующих концентраций загрязняющих веществ в водных вытяжках.

В то же время, элюаты из серосодержащей породы У2 (таблица 5.5) характеризуются экстремальным характером изменения концентрации таких элементов как бериллий, магний, алюминий, фосфор, ванадий, хром, марганец, железо, кобальт, никель, медь, цинк и мышьяк. Максимальная концентрация этих элементов наблюдается после первого цикла обработки в камере. Для сульфатов, кальция, натрия и стронция максимальная концентрация отмечена после 3-й недели испытаний. После достижения максимума концентрация всех элементов в элюатах, за исключением натрия, значительно снижается и на шестой неделе становится ниже значений для водной вытяжки из исходной пробы [125]. При этом, в конце испытаний, концентрация кальция, ванадия и стронция становится ниже соответствующих ПДК; концентрация сульфатов, кобальта, никеля приближается к значениям соответствующих ПДК, в то время как концентрация бериллия, алюминия, марганца, железа, меди и цинка все еще значительно превышает соответствующие ПДК (рисунок 5.6). Это свидетельствует о том, что при последовательном удалении элюатов наибольшее воздействие на водные объекты происходит в начальном периоде размещения, после чего негативное воздействие серосодержащей вскрышной породы на водные объекты в целом, снижается.

Таблица 5.4 – Концентрация элементов в элюатах из пробы У1, мг/дм³ [125]

Элемент	Концентрация элементов, мг/дм ³ , в элюатах в зависимости от количества циклов обработки вскрышной породы						ПДК, мг/дм ³
	Исходная проба	Период обработки, недель					
		1	3	6	9	25	
Be	0,0003	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0003
Na	3,7	6,7	6,1	3,6	1,2	0,65	120
Mg	3,3	3,8	1,8	1,0	0,57	0,61	40
Al	0,63	0,98	1,6	1,5	0,48	1,4	0,04
P	0,10	0,07	0,03	0,04	0,03	0,04	
S	18	19	4,3	1,6	1,0	1,5	
SO ₄ ²⁻	55	57	13	4,7	3,0	4,5	100
K	18	3,1	3,3	1,7	1,2	1,4	50
Ca	15	16	6,8	4,3	2,4	1,7	180
Ti	0,06	0,04	0,03	0,02	0,01	0,04	0,06
V	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,001
Cr	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001	
Mn	0,06	0,07	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Fe	0,30	0,21	0,22	0,20	0,07	0,15	0,1
Co	0,001	0,0004	0,0002	н.п.о.	0,0002	0,0001	0,01
Ni	0,001	0,003	0,01	0,01	0,0004	0,0009	0,01
Cu	0,09	0,05	0,03	0,02	0,02	0,03	0,001
Zn	0,05	0,06	0,04	0,05	0,05	0,03	0,01
As	н.п.о.	н.п.о.	0,003	н.п.о.	0,0004	0,001	0,05
Sr	0,48	0,54	0,09	0,08	0,06	0,07	0,4
Mo	н.п.о.	н.п.о.	0,0001	н.п.о.	0,0002	0,00002	0,001

Примечание: н.п.о. – ниже предела определения

Таблица 5.5 – Концентрация элементов в элюатах из пробы У2, мг/дм³ [125]

Элемент	Концентрация элементов, мг/дм ³ , в элюатах в зависимости от количества циклов обработки вскрышной породы						ПДК, мг/дм ³
	Исходная проба	Период обработки, недель					
		1	3	6	9	25	
Be	0,003	0,03	0,01	0,002	0,001	0,001	0,0003
Na	0,48	0,50	2,3	1,2	1,1	1,0	120
Mg	10	115	42	5,3	2,6	2,3	40
Al	10	110	38	3,9	1,9	1,6	0,04
P	0,19	0,78	0,20	0,31	0,38	0,32	
S	150	366	531	79	35	39	
SO ₄ ²⁻	451	1098	1593	238	106	116	100
K	2,4	2,3	10	8,2	7,1	6,9	50
Ca	100	180	478	81	31	19	180
Ti	0,003	н.п.о.	0,003	0,0005	0,001	0,002	0,06
V	0,001	0,05	0,01	0,001	0,0004	0,0004	0,001
Cr	0,02	0,04	0,01	0,002	0,001	0,001	
Mn	2,5	6,5	5,8	1,3	0,57	0,55	0,01
Fe	8,7	64	34	6,0	0,71	1,3	0,1
Co	0,10	0,84	0,27	0,06	0,02	0,03	0,01
Ni	0,19	1,6	0,44	0,10	0,05	0,05	0,01
Cu	0,13	0,74	0,22	0,06	0,03	0,05	0,001
Zn	0,57	4,0	1,9	0,42	0,18	0,21	0,01
As	0,002	0,01	н.п.о.	0,003	0,003	0,002	0,05
Sr	1,0	2,8	2,8	0,50	0,23	0,21	0,4
Mo	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	0,001

Примечание: н.п.о. – ниже предела определения

Таблица 5.6 – Концентрация элементов в элюатах из пробы У3, мг/дм³ [125]

Элемент	Концентрация элементов, мг/дм ³ , в элюатах в зависимости от количества циклов обработки вскрышной породы						ПДК, мг/дм ³
	Исходная проба	Период обработки, недель					
		1	3	6	9	25	
Be	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0001	0,0001	0,0003
Na	2,7	2,0	1,3	0,97	0,95	0,67	120
Mg	2,5	2,3	1,7	2,3	1,7	2,0	40
Al	1,5	1,2	0,99	0,95	0,85	0,50	0,04
P	0,005	0,01	0,005	0,004	0,01	0,005	
S	1,9	2,1	0,47	0,30	н.п.о.	0,60	
SO ₄ ²⁻	5,7	6,3	1,4	0,89	н.п.о.	1,8	100
K	5,7	н.п.о.	3,0	2,8	2,3	1,9	50
Ca	6,0	8,1	12	8,3	6,2	7,4	180
Ti	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,06
V	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Cr	0,001	0,001	0,001	0,0003	0,0004	0,0003	
Mn	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Fe	0,33	0,26	0,29	0,30	0,29	0,17	0,1
Co	0,002	0,002	0,002	0,003	0,003	0,001	0,01
Ni	0,01	0,004	0,004	0,004	0,002	0,002	0,01
Cu	0,002	0,001	0,001	0,003	0,002	0,001	0,001
Zn	н.п.о.	0,01	0,02	0,01	0,03	0,03	0,01
As	0,004	0,01	0,01	0,004	0,01	0,002	0,05
Sr	0,07	0,05	0,04	0,04	0,04	0,05	0,4
Mo	0,02	0,02	0,01	0,01	0,003	0,004	0,001

Примечание: н.п.о. – ниже предела определения

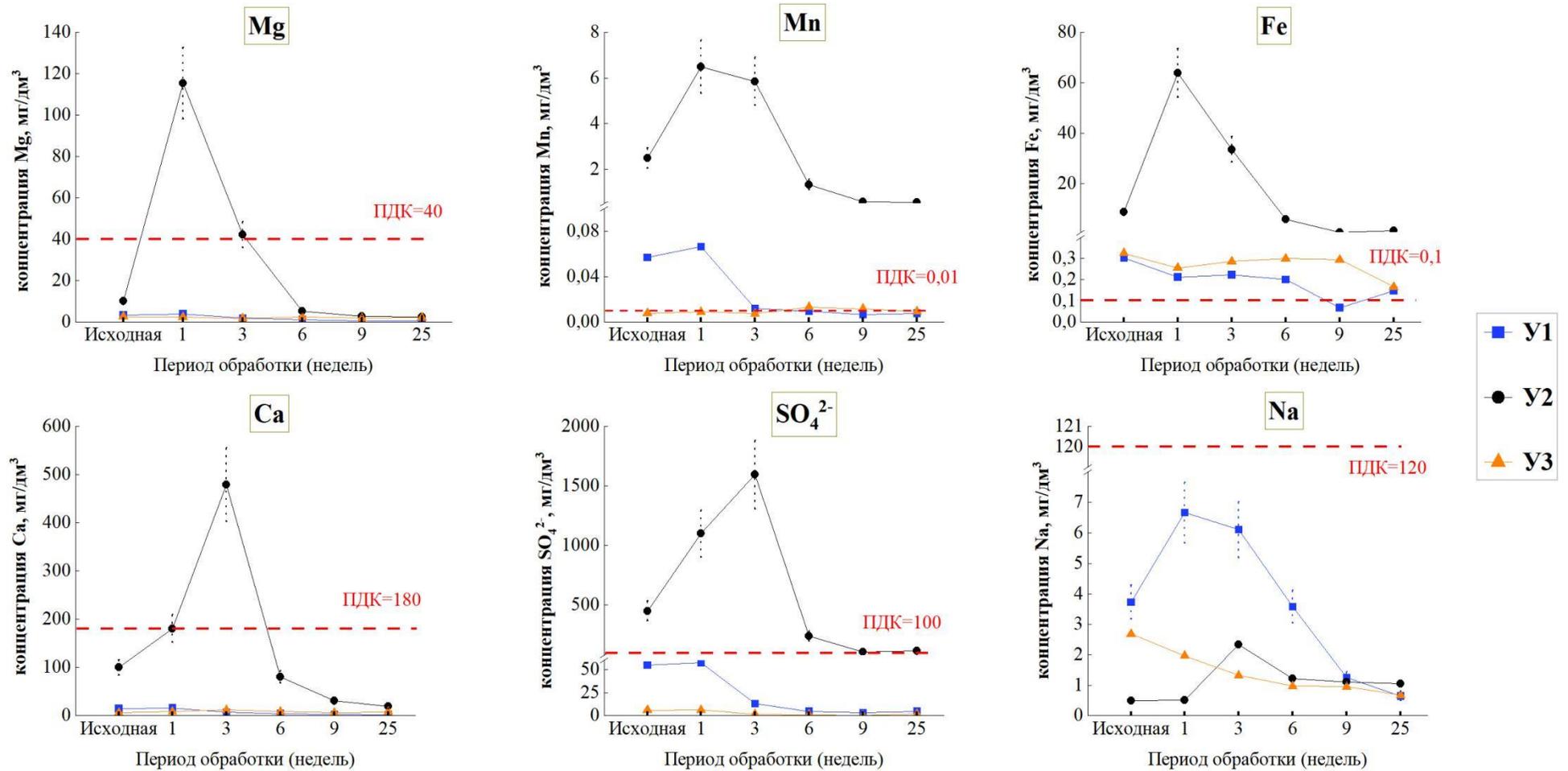


Рисунок 5.6 – Концентрация элементов в элюатах из проб пород (Черная пунктирная линия указывает на пределы погрешности измерения показателя; красная пунктирная линия указывает на предельно допустимые концентрации (ПДК) этих элементов в водах рыбохозяйственного назначения)

Анализ зависимости концентрации элементов в элюатах, вымываемых из серосодержащей породы У2, показывает наличие взаимосвязи между концентрацией серы, кальция, стронция и железа (рисунок 5.7). Установлено, что с увеличением концентрации серы в элюатах наблюдается одновременное увеличение концентрации кальция, стронция и частично железа. Для кальция и железа это может быть связано с повышением растворимости, входящих в состав породы, сульфата кальция (гипса) в кислой среде и с окислением ярозита и других соединений железа. Ранее выполненные исследования (в разделе 4.3.3) показали, что при отсутствии последовательного вымывания водой породы У2 концентрация кальция, железа, магния, натрия, калия и серы в водных вытяжках достигает максимума только в интервале между 3-й и 9-й неделями обработки в испытательной камере. Таким образом, можно полагать, что вымывание водорастворимых веществ из вскрышной породы У2 инициирует процессы окисления серосодержащих минералов [125]. Это хорошо согласуется с данными [126] о том, что при воздействии кислорода и грунтовых вод на породы с высоким содержанием серы окисление серосодержащих минералов существенно ускоряется [125].

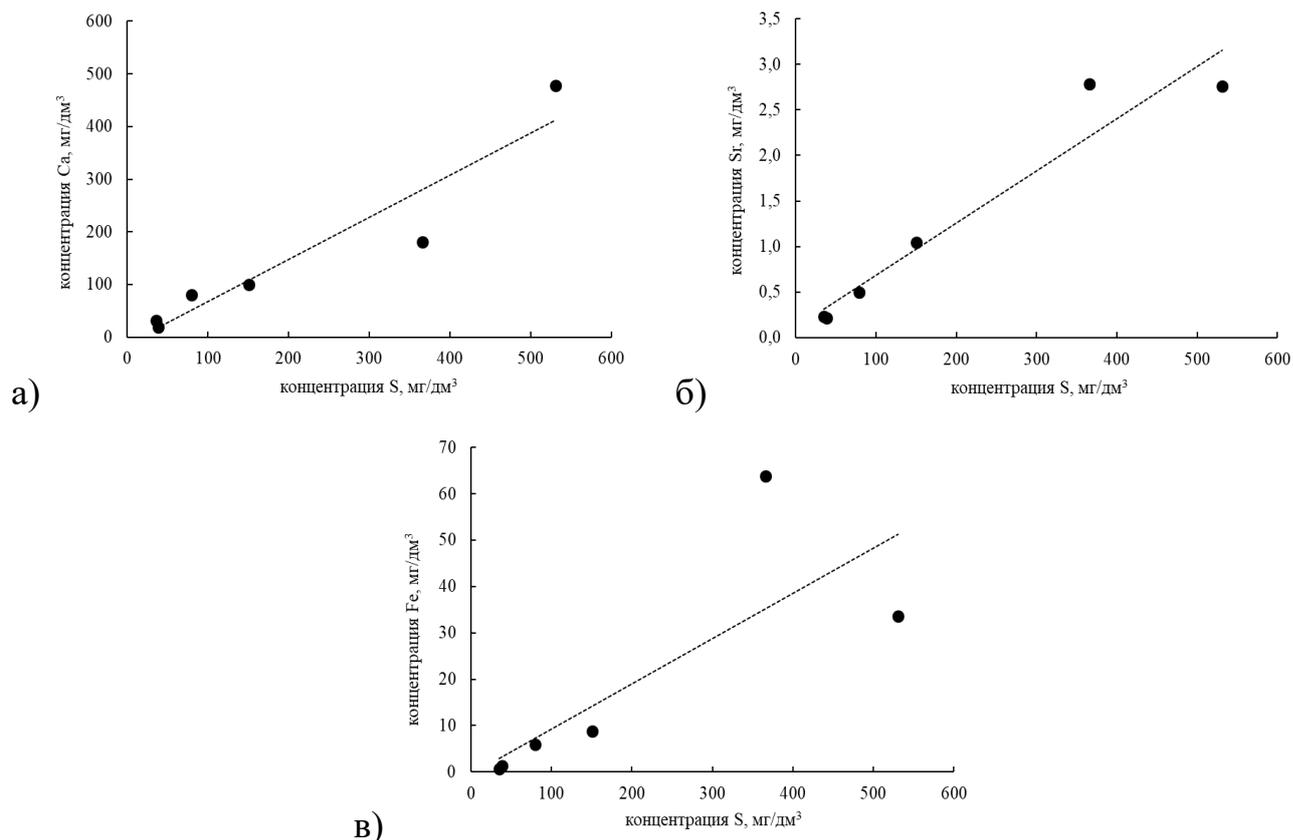


Рисунок 5.7 – График зависимости концентрации кальция (а), стронция (б) и железа (в) от концентрации серы в элюатах из пробы У2 [125]

5.3.4 Мобильность соединений серы

Мобильность серы рассчитывали, как отношение содержания серы, перешедшей в водорастворимую форму (в составе элюатов), к её общему содержанию в породе после каждого цикла обработки. Данные об изменении мобильности серы в породе У2 приведены на рисунке 5.8. Отмечено, что при последовательном удалении элюатов мобильность серы во вскрышной породе У2 имеет экстремальный характер, достигая максимума после 3-й недели, затем резко снижается ниже уровня исходной пробы [125]. Это дополнительно указывает на то, что последовательное вымывание из породы водорастворимых веществ приводит к ускорению и увеличению глубины окисления серосодержащих минералов.

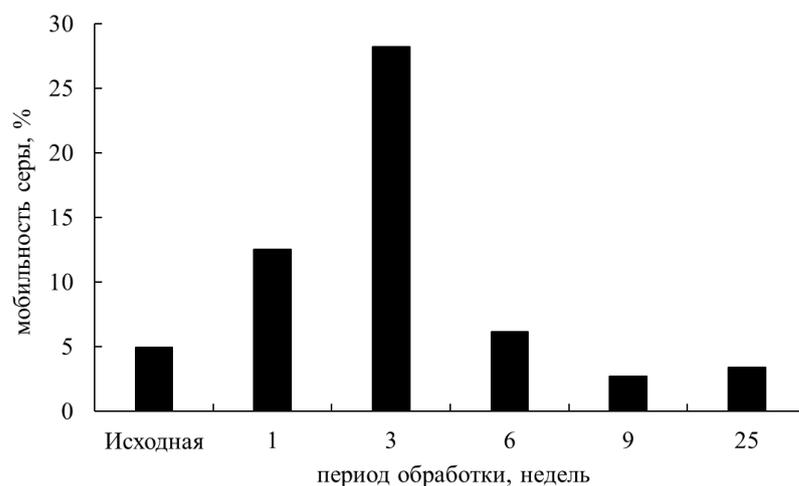


Рисунок 5.8 – Мобильность серы (%) в породах на протяжении всего цикла испытаний [125]

5.4 Влияние последовательного вымывания водорастворимых веществ на состав и свойства вскрышных пород

Кроме элюатов как моделей состава поверхностных и подземных вод, оценивали также потенциальное воздействие пород после удаления из них элюатов. Оценку проводили с использованием статических тестов.

5.4.1 Остаточная вымываемость

После последовательного удаления элюатов серосодержащая порода У2 характеризуется резким снижением остаточной вымываемости (рисунок 5.9). В то же время породы У1 и У3 характеризуются практически неизменным значением этого показателя. Результаты представлены в таблице 5.7.

Таблица 5.7 – Вымываемость твердых проб после удаления элюатов

№ пробы	Вымываемость твердых проб после удаления элюатов, %					
	Исходная проба	Период обработки, недель				
		1	3	6	9	25
У1	0,3	0,3	0,3	0,2	0,1	0,2
У2	4,1	1,7	0,4	0,2	0,2	0,3
У3	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

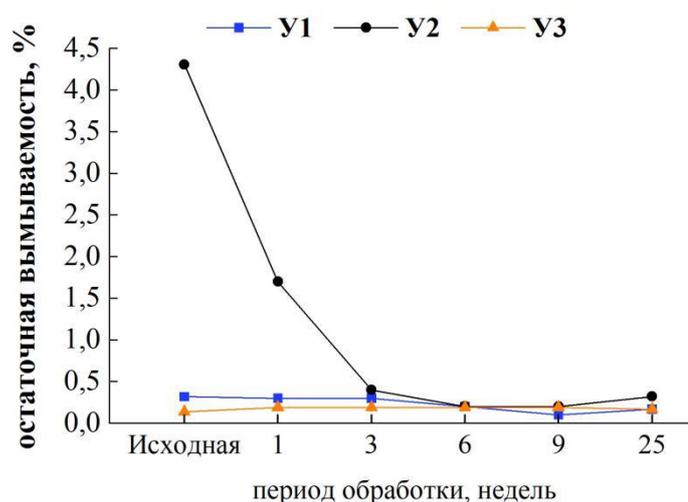


Рисунок 5.9 – Вымываемость твердых проб после удаления элюатов [125]

5.4.2 Показатель кислотности водных вытяжек

После удаления элюатов отмечается значительное увеличение значения рН водных вытяжек из пробы У2, который достигает 5,8 ед. после 25 недель (рисунок 5.10), что указывает на снижение потенциальной опасности этой породы для окружающей среды. Такое увеличение рН связано со снижением мобильности серы в пробе У2 после удаления элюатов (рисунок 5.12). В то же время рН водных вытяжек из проб вскрышных пород У3 практически не изменяется, а из У1 немного увеличивается (таблица 5.8) [125].

Таблица 5.8 – рН водных вытяжек из вскрышных пород после удаления элюатов [125]

№ пробы	рН водных вытяжек из вскрышных пород после удаления элюатов, ед.					
	Исходная проба	Период обработки, недель				
		1	3	6	9	25
У1	6,3	6,5	6,4	6,8	6,6	6,7
У2	3,6	4,5	5,1	5,1	5,8	5,8
У3	7,8	7,8	7,7	7,7	7,7	7,7

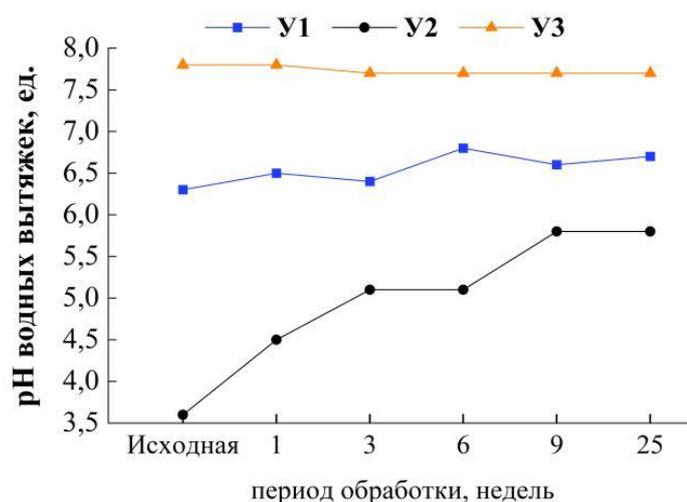


Рисунок 5.10 – Изменение рН водных вытяжек из вскрышных пород после удаления элюатов

5.4.3 Химический состав водных вытяжек

Для проб пород У1 и У3 после последовательного вымывания водорастворимых веществ отмечается незначительное снижение концентрации элементов в водных вытяжках либо их значения остаются на уровне, сопоставимом с исходными пробами (с учётом погрешности измерений) (рисунок 5.11). В то же время для твердых проб серосодержащей породы после удаления элюатов наблюдается снижение концентрации макро- и микроэлементов в водных вытяжках по результатам статического теста. Установлено, что при последовательном удалении элюатов концентрация бериллия, сульфатов, кобальта, никеля и стронция в водных вытяжках из твердых проб после 3-й недели испытаний становится значительно ниже соответствующих ПДК. Концентрация алюминия, марганца, железа, меди и цинка приближаются к уровням соответствующих ПДК. Это свидетельствует о том, что после удаления элюатов потенциальное воздействие серосодержащей породы на окружающую среду снижается. Данный вывод подтверждается также анализом изменения мобильности серы в твердых пробах У2 (рисунок 5.12). Отмечено значительное снижение мобильности серы в пробе У2 после удаления элюатов.

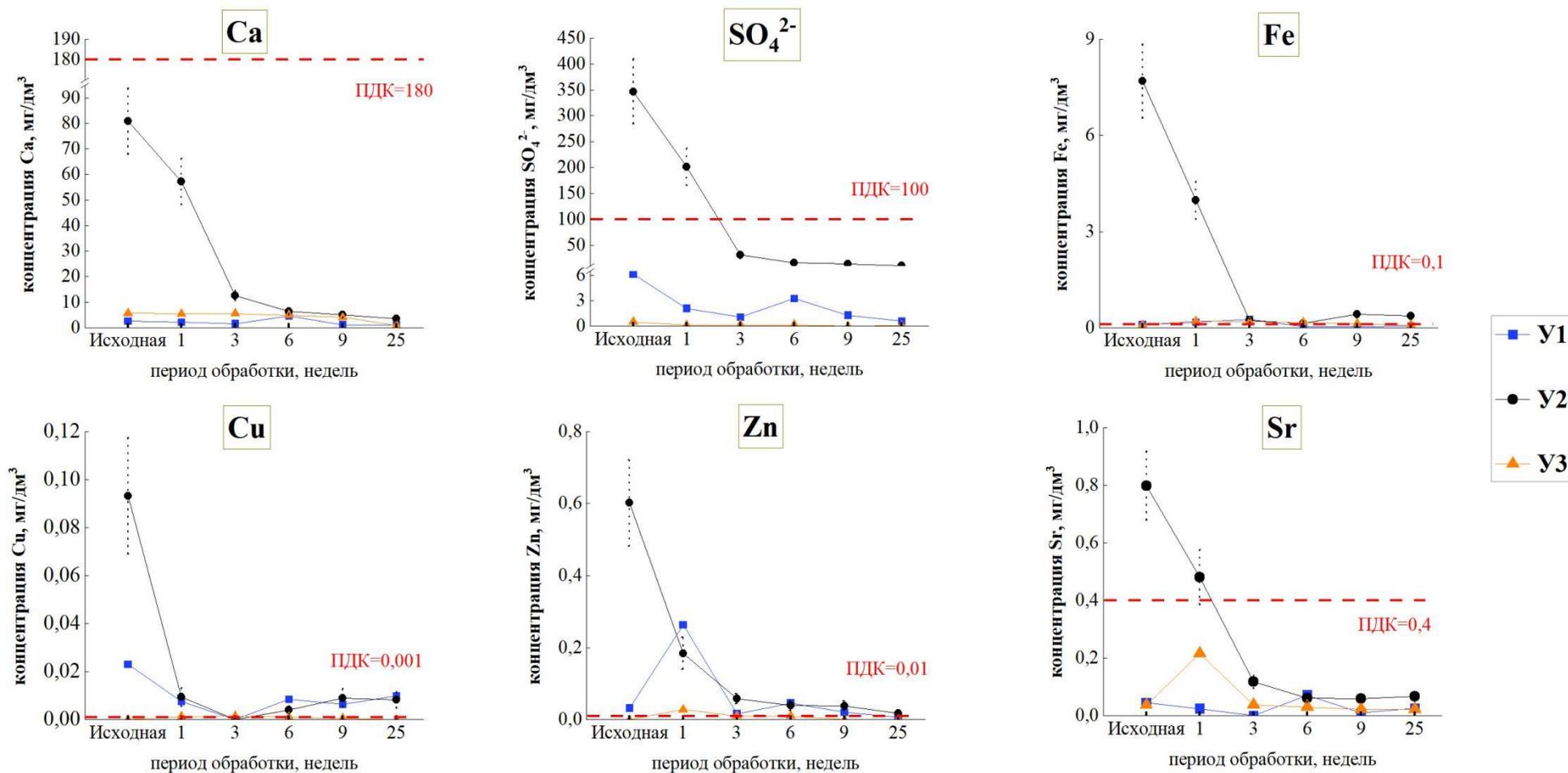


Рисунок 5.11 – Концентрация элементов в водных вытяжках из твердых проб после удаления элюатов (Черная пунктирная линия указывает на пределы погрешности измерения показателя; красная пунктирная линия указывает на предельно допустимые концентрации (ПДК) этих элементов в водах рыбохозяйственного назначения)

5.4.4 Мобильность соединения серы в составе вскрышных пород

Изменение мобильности серы в пробах серосодержащей породы после удаления элюатов (рисунок 5.12) показывает небольшое снижение мобильности серы в твердой пробе после первой недели по сравнению с исходной пробой. После последовательного удаления элюатов на последующих циклах обработки происходит резкое снижение мобильности серы. Это свидетельствует о том, что при последовательном удалении элюатов потенциальное негативное воздействие твердых проб серосодержащей породы на окружающую среду уменьшается, что проявляется в существенном снижении в водных вытяжках концентрации сульфатов и повышении рН.

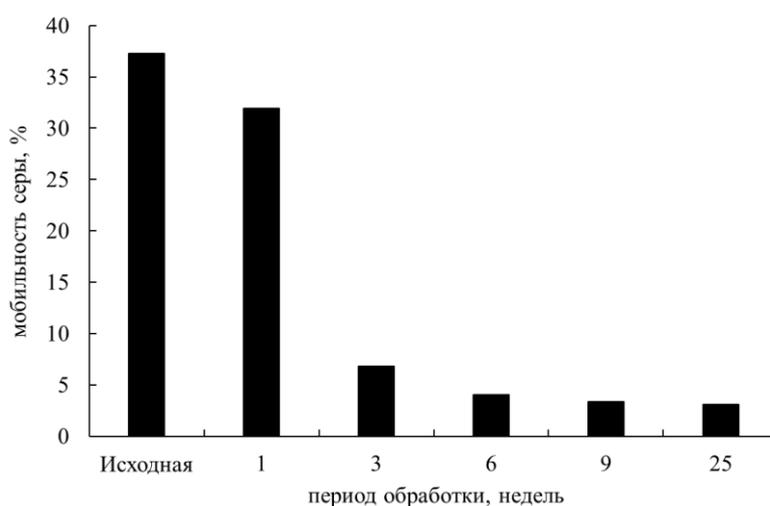


Рисунок 5.12 – Мобильность серы (%) в твердых пробах после удаления элюатов

5.4.5 Потенциал нейтрализации вскрышных пород после последовательного вымывания

Данные, приведенные в таблицах 5.9, 5.11, 5.13, показывают, что в соответствии со значениями потенциала нейтрализации, последовательное удаление элюатов из серосодержащей породы У2 приводит к снижению риска образования кислых вод. При этом для пробы породы У1 значение потенциала нейтрализации указывает, что риски образования кислых вод не изменяются. Такой же вывод можно сделать и для породы У3.

Сопоставление концентрации щелочных элементов и кислых в водных вытяжках (таблицы 5.10, 5.12, 5.14) показывает, что при последовательном

вымывании элюатов из породы У1, показатель К увеличивается по сравнению с исходной пробой, т.е. риск образования кислых вод снижается. Это позволяет предположить, что в дальнейшем такая порода вероятней всего не будет оказывать существенного негативного воздействия на водные объекты. Для серосодержащей породы У2 также отмечено, что показатель К породы увеличивается, что указывает на снижение степени риска образования кислых вод. Это также можно увидеть по их значению рН водных вытяжек. В то время для породы У3 отмечено снижение концентрации щелочных элементов на фоне практического отсутствия сульфатов и высоких значений рН водных вытяжек. Это свидетельствует, что риски генерации кислых вод из этой породы при длительном размещении практически отсутствуют.

Таблица 5.9 – Потенциал нейтрализации твердых проб У1 после удаления элюатов

Период обработки, неделя	рН пласты	Общий потенциал нейтрализации (NP)		Кислотный потенциал нейтрализации (AP)		Потенциал нейтрализации (Net NP)		Оценка		
		в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Ca на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Ca на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Ca на 1000 тонн	Отношение NP:AP	Оценка величины отношения NP/AP	Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод
Исходная проба	7	0,2	0,1	0,9	0,4	-0,8	-0,3	0,2	NP/AP < 1	Риск образования кислотных вод
1	7	-0,3	-0,1	0,9	0,4	-1,2	-0,5	-0,3	NP/AP < 1	Риск образования кислотных вод
3	7	0,4	0,2	0,9	0,4	0,1	0,03	0,4	NP/AP < 1	Риск образования кислотных вод
6	7	0,6	0,2	0,6	0,3	-0,01	-0,003	1,0	NP/AP < 1	Риск образования кислотных вод
9	7	-0,8	-0,3	0,6	0,3	-1,4	-0,6	-1,2	NP/AP < 1	Риск образования кислотных вод
25	7	-0,2	-0,1	0,6	0,3	-0,8	-0,3	-0,3	NP/AP < 1	Риск образования кислотных вод

Таблица 5.10 – Характеристика водных вытяжек из твердых проб У1 после удаления элюатов

Элемент	Концентрация элементов в водных вытяжках, мг/дм ³					
	Исходная проба	Период обработки, неделя				
		1	3	6	9	25
SO ₄ ²⁻	6,1	2,1	1,1	3,3	1,3	0,60
∑(Na,Mg,K,Ca)	7,3	6,7	7,0	9,0	3,6	3,0
K, от. ед.	1,2	3,2	6,6	2,8	2,8	5,0
рН водных вытяжек, ед.	6,3	6,5	6,4	6,8	6,6	6,7
Заклучение о риске образования кислотных или щелочных вод	Риск образования кислотных вод	Риск образования кислотных вод	Риск образования кислотных вод	Риск образования кислотных вод	Риск образования кислотных вод	Риск образования кислотных вод

Таблица 5.11 – Потенциал нейтрализации твердых проб У2 после удаления элюатов

Период обработки, неделя	рН пласты	Общий потенциал нейтрализации (NP)		Кислотный потенциал нейтрализации (AP)		Потенциал нейтрализации (Net NP)		Оценка		
		в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Са на 1000 тонн	Отношение NP:AP	Оценка величины отношения NP/AP	Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод
Исходная проба	3	-7,9	-3,2	50,9	20,4	-58,9	-23,5	-	-	Значительный риск образования кислых вод
1	3	0,8	0,3	31,3	12,5	-30,5	-12,2	-	-	
3	3	2,9	1,2	25,0	10,0	-22,1	-8,8	-	-	
6	2	0,7	0,3	21,9	8,8	-21,1	-8,5	-	-	
9	2	8,1	3,2	21,9	8,8	-13,8	-5,5	0,4	NP/AP < 1	Риск образования кислых вод
25	2	7,7	3,1	18,8	7,5	-11,1	-5,6	0,4	NP/AP < 1	

Таблица 5.12 – Характеристика водных вытяжек из твердых проб У2 после удаления элюатов

Элемент	Концентрация элементов в водных вытяжках, мг/дм ³					
	Исходная проба	Период обработки, недель				
		1	3	6	9	25
SO ₄ ²⁻	347	201	32	16	14	11
∑(Na,Mg,K,Ca)	100	64	15	9,7	8,7	7,5
К, от. ед.	0,3	0,3	0,5	0,6	0,6	0,7
рН водных вытяжек, ед.	3,6	4,5	5,1	5,1	5,8	5,8
Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод	Значительный риск образования кислых вод	Значительный риск образования кислых вод	Значительный риск образования кислых вод	Значительный риск образования кислых вод	Риск образования кислых вод	Риск образования кислых вод

Таблица 5.13 – Потенциал нейтрализации твердых проб УЗ после удаления элюатов

Период обработки, неделя	рН пласты	Общий потенциал нейтрализации (NP)		Кислотный потенциал нейтрализации (AP)		Потенциал нейтрализации (Net NP)		Оценка		
		в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Ca на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Ca на 1000 тонн	в тоннах эквивалента CaCO ₃ на 1000 тонн	в тоннах эквивалента Ca на 1000 тонн	Отношение NP:AP	Оценка величины отношения NP/AP	Заключение о риске образования кислотных или щелочных вод
Исходная	7	23,5	9,4	1,3	0,5	22,3	8,9	-	-	Отсутствие риска образования кислых вод
1	7	17,8	7,1	1,3	0,5	16,6	6,6	-	-	
3	7	16,9	6,7	1,3	0,5	15,6	6,2	-	-	
6	7	16,9	6,7	1,3	0,5	15,6	6,2	-	-	
9	7	16,8	6,7	1,3	0,5	15,6	6,2	-	-	
25	7	21,1	8,4	1,3	0,5	19,8	7,9	-	-	

Таблица 5.14 – Характеристика водных вытяжек из твердых проб УЗ после удаления элюатов

Элемент	Концентрация элементов в водных вытяжках, мг/дм ³					
	Исходная проба	Период обработки, недель				
		1	3	6	9	25
SO ₄ ²⁻	0,48	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.	н.п.о.
∑(Na,Mg,K,Ca)	10	10	11	9,1	7,4	5,2
К, от. ед.	20,9	–	–	–	–	–
рН водных вытяжек, ед.	7,8	7,8	7,7	7,7	7,7	7,7
Заклучение о риске образования кислотных или щелочных вод	Отсутствие риска образования кислых вод					

Выводы:

1. Для оценки долговременного воздействия вскрышных пород на водные объекты разработан модифицированный кинетический тест, основанный на последовательном удалении элюатов из вскрышных пород в условиях высокой влажности и доступа воздуха.

2. Для серосодержащей породы У2 выявлено экстремальное изменение показателей, отражающих воздействие породы на водные объекты при длительном размещении. Полученные данные показали, что наибольшее воздействие на водные объекты происходит в начальные периоды размещения породы и связаны с протеканием глубоких окислительных процессов серосодержащих минералов, приводящих к снижению рН элюатов и значительному увеличению в них потенциально опасных загрязнителей. По мере вымывания элюатов, на более поздних периодах размещения, в них происходит снижение концентрации загрязнителей, а сама порода по результатам статического теста становится менее опасной в части риска образования кислых вод.

3. Отмечено, что для породы У3 с низким содержанием общей серы, результаты модифицированного кинетического теста полностью соответствуют предварительной оценке воздействия по данным статического теста и определения потенциала нейтрализации: при длительном размещении такой породы негативное воздействие на водные объекты отсутствует. Для породы У1, также характеризующейся низким содержанием серы, модифицированный кинетический тест не выявил существенных изменений в содержании сухого остатка, составе элюатов и потенциале нейтрализации пород. Однако, существенное увеличение показателя К (соотношение щелочных и кислых ионов в водных вытяжках из породы) по мере вымывания элюатов позволяет сделать вывод о том, что риски образования кислых вод при длительном размещении этой породы практически отсутствуют.

Глава 6 Рекомендация по практическому применению результатов исследования

Полученные результаты позволили разработать программу для установления долговременного воздействия отходов добычи углей на водные объекты. Предложена принципиальная программа (рисунок 6.1) исследований, которая включает в себя следующие этапы:

- Отбор проб вскрышных пород в местах образования отходов;
- Пробоподготовка и хранение проб, исключаящие их окисление;
- Определение минерального и химического состава;
- Проведение статического теста по ГОСТ Р 58914–2020 и оценка риска образования кислых вод в соответствии со Стандартом организации.

После выполнения указанных этапов делается вывод о необходимости проведения оценки долговременного воздействия отходов добычи углей на окружающую среду:

- если вскрышные породы характеризуются высоким содержанием серы, кислым характером среды водных вытяжек, полученных по ГОСТ Р 58914–2020, а также значительным риском образования кислых вод по значению потенциала нейтрализации, для оценки долговременного воздействия необходимо проводить модифицированный кинетический тест;

- если вскрышные породы характеризуются сравнительно низким содержанием серы, рН среды водных вытяжек, полученных по ГОСТ Р 58914–2020, составляют менее 7,0 ед., а значение потенциала нейтрализации указывает на риск образования кислых вод, для оценки долговременного воздействия таких отходов рекомендуется проведение модифицированного кинетического теста. При этом рекомендуется для оценки долговременного воздействия отходов определять изменение показателя К (соотношение щелочных и кислых ионов в водных вытяжках из отхода) на всех этапах теста;



Рисунок 6.1 – Программа оценки долговременного воздействия вскрышных пород на окружающую среду

– если вскрышные породы характеризуются низким содержанием серы, нейтральным или щелочным характером среды водных вытяжек (рН больше 7,0 ед.), полученных по ГОСТ Р 58914–2020, и отсутствием риска образования кислых вод по результатам определения потенциала нейтрализации, проведение оценки долговременного воздействия на окружающую среду может проводиться на основании статического теста.

Рекомендации по порядку опробования отходов используются в действующем на предприятии АО «Ургалуголь» Стандарте организации «Методика отбора вскрышных пород в местах их образования» (СТО 1-ОТ/2024) для оценки классификационных признаков вскрышных и вмещающих пород в рамках производственного экологического контроля.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В диссертационной работе на основе выполненных автором теоретических и экспериментальных исследований решена актуальная научная задача разработки кинетических тестов для оценки долговременного воздействия вскрышных пород на окружающую среду при размещении или использовании для рекультивации.

Основные научные и практические результаты, выводы и рекомендации, полученные лично автором:

1. Выбранные для исследования вскрышные породы, отобранные в местах образования отходов добычи каменного и бурого углей, существенно различаются по минеральному и химическому составу, в том числе по содержанию серы.

2. Проведена предварительная оценка воздействия отходов на водные объекты на основании статического теста по ГОСТ Р 58914–2020 и определения потенциала нейтрализации по разработанному Стандарту. Показано, что порода месторождения Канско-Ачинского бассейна с высоким содержанием серы характеризуется высокой вымываемостью, высоким риском образования кислых вод по значению потенциала нейтрализации, низким значением рН водной вытяжки и существенным превышением в ней (относительно ПДК) концентрации таких элементов как бериллий, алюминий, сульфаты, марганец, железо, кобальт, никель, медь, цинк и стронций, что обуславливает негативное воздействие этой породы на водные объекты. Вскрышная порода того же месторождения с незначительным содержанием серы, имеет рН водной вытяжки 6,3 ед. и характеризуется риском образования кислых вод. Это предварительно может указывать на потенциальное негативное воздействие этой породы на водные объекты. Вскрышная порода Ургальского месторождения характеризуется отсутствием риска образования кислых вод, низкой вымываемостью, рН водной вытяжки 7,8 ед. и концентрацией элементов в ней не превышающей соответствующие ПДК. Это предварительно свидетельствует о том, что эта порода не оказывает воздействия на водные объекты.

3. Разработан кинетический тест для исследования влияния длительных атмосферных воздействий на состав вскрышных пород и мобильность в них макро-

и микроэлементов. Показано, что в условиях высокой влажности и полного доступа воздуха происходит существенное изменение показателей, отражающих воздействие серосодержащей породы на водные объекты. Это проявляется в экстремальном увеличении концентрации потенциально опасных макро- и микроэлементов в водных вытяжках вплоть до шестой недели обработки по сравнению с исходной пробой, что связано с протеканием процессов окисления серосодержащих минералов. Это свидетельствует о том, что оценка воздействия вскрышных пород, особенно с высоким содержанием серы, на окружающую среду существенно зависит от мест их отбора. Для получения достоверных данных о долговременном воздействии вскрышных пород на водные объекты необходимо использовать пробы пород, отобранные непосредственно в местах образования отходов.

4. Для оценки долговременного воздействия отходов добычи углей на водные объекты разработан модифицированный кинетический тест, моделирующий последовательное удаление из отходов водорастворимых веществ (элюатов) при длительных атмосферных воздействиях. Полученные данные показали, что наибольшее воздействие на водные объекты серосодержащей породы происходит в начальные периоды размещения породы и связаны с протеканием глубоких окислительных процессов серосодержащих минералов, приводящих к снижению рН элюатов и значительному увеличению в них потенциально опасных загрязнителей. По мере вымывания элюатов, на более поздних периодах размещения, в них происходит снижение концентрации загрязнителей, а сама порода становится менее опасна в части риска образования кислых вод.

5. Результаты модифицированного теста породы Ургальского месторождения показали, что при длительном размещении такой породы негативное воздействие на водные объекты отсутствует. Для породы Канско-Ачинского бассейна с низким содержанием серы, модифицированный кинетический тест не выявил существенных изменений в содержании сухого остатка, в составе элюатов и потенциале нейтрализации пород. Однако, существенное увеличение показателя К (соотношение щелочных и кислых ионов в

водных вытяжках из породы) по мере вымывания элюатов указывает об отсутствии рисков образования кислых вод при использовании этой породы при ее длительном размещении или использовании для рекультивации.

6. Разработаны программа оценки долговременного воздействия вскрышных пород на окружающую среду. Программа используется в действующем на предприятии АО «Ургалуголь» Стандарте организации «Методика отбора вскрышных пород в местах их образования» (СТО 1-ОТ/2024) для оценки классификационных признаков вскрышных и вмещающих пород.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Плаkitкина Л. С., Плаkitкин Ю. А., Дьяченко К. И. Мировые тенденции развития угольной отрасли // Горная промышленность. Общество с ограниченной ответственностью «Научно-производственная компания Гемос Лимитед», 2019. - Т. 143. - № 1. - С. 24–29. DOI: 10.30686/1609-9192-2019-1-143-24-29.
2. Dai S., Finkelman R. B. Coal geology in China: an overview // International Geology Review. 2018. - Т. 60. - С. 531–534. DOI: 10.1080/00206814.2017.1405287.
3. Васильева Н. В. Угольная промышленность России – локомотив развития экономики страны // Образование и право. 2020. - № 5. - С. 99–104. DOI: 10.24411/2076-1503-2020-10518.
4. Statistical Review of World Energy. 70th edition [Электронный ресурс]. 2021. - С. 72. URL: <https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/corporate/pdfs/energy-economics/statistical-review/bp-stats-review-2021-full-report.pdf>.
5. Мешков Г. Б., Петренко И. Е., Губанов Д. А. Итоги работы угольной промышленности России за январь-июнь 2024 года // Уголь. 2024. - № 9. - С. 5–16. DOI: 10.18796/0041-5790-2024-9-5-16.
6. Государственный Доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2022 году» [Электронный ресурс]. М.: Миниприроды России; МГУ имени М.В.Ломоносова, 2023. - С. 686. URL: https://www.mnr.gov.ru/docs/gosudarstvennyye_doklady/gosudarstvennyy_doklad_o_soyaniii_i_ob_okhrane_okruzhayushchey_sredy_rossiyskoy_federatsii_v_2022_/.
7. Bian Z., Dong J., Lei S., Leng H., Mu S., Wang H. The impact of disposal and treatment of coal mining wastes on environment and farmland // Environmental geology. 2009. - Т. 58. - С. 625–634. DOI: 10.1007/s00254-008-1537-0.
8. Закон РФ «О недрах» (в редакции Федерального закона от 3 марта 1995 года № 27-ФЗ).
9. Постановление Правительства РФ «О порядке проведения оценки воздействия на окружающую среду» от 28.11.2024 № 1644.

10. Ray S., Dey K. Coal Mine Water Drainage: The Current Status and Challenges // *Journal of the Institution of Engineers (India): Series D*. 2020. - Т. 101. - № 2. - С. 165–172. DOI: 10.1007/s40033-020-00222-5.
11. Adibee N., Osanloo M., Rahmanpour M. Adverse effects of coal mine waste dumps on the environment and their management // *Environmental earth sciences*. 2013. - Т. 70. - С. 1581–1592. DOI: 10.1007/s12665-013-2243-0.
12. Шпирт М. Я., Артемьев В. Б., Силютин С. А. Использование твердых отходов добычи и переработки углей. М.: Горное дело ООО «Киммерийский центр», 2013. - Т. 5. 432 с.
13. Agboola O., Babatunde, D. E., Fayomi O. S. I., Sadiku E. R., Popoola P., Moropeng L., Yahaya A., Mamudu O. A. A review on the impact of mining operation: Monitoring, assessment and management // *Results in Engineering*. 2020. - Т. 8. - С. 100181. DOI: 10.1016/j.rineng.2020.100181.
14. Bian Z., Zhang Y. Land Use Changes in Xuzhou Coal Mining Area [J] // *Acta Geogr. Sin.* 2006. - Т. 61. - № 4. - С. 349–358. DOI: 10.11821/xb200604002.
15. Bian Z., Inyang H. I., Daniels J. L., Otto F., Struthers S. Environmental issues from coal mining and their solutions // *Mining Science and Technology (China)*. 2010. - Т. 20. - № 2. - С. 215–223. DOI: 10.1016/S1674-5264(09)60187-3.
16. Ma D., Duan H., Liu J., Li X., Zhou Z. The role of gangue on the mitigation of mining-induced hazards and environmental pollution: An experimental investigation // *Science of the Total Environment*. 2019. - Т. 664. - С. 436–448. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.059.
17. Gao H., Huang Y., Li W., Li J., Ouyang S., Song T., Lv F., Zhai W., Ma K. Explanation of heavy metal pollution in coal mines of china from the perspective of coal gangue geochemical characteristics // *Environmental Science and Pollution Research*. 2021. - Т. 28. - С. 65363–65373. DOI: 10.1007/s11356-021-14766-w.
18. Kefeni K. K., Msagati T. A. M., Mamba B. B. Acid mine drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A review // *Journal of cleaner production*. 2017. - Т. 151. - С. 475–493. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.03.082.

19. Park I., Tabelin C. B., Jeon S., Li X., Seno K., Ito M., Hiroyoshi N. A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling // *Chemosphere*. 2019. - T. 219. - C. 588–606. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.053.
20. Skousen J. G., Ziemkiewicz P. F., McDonald L. M. Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies // *The Extractive Industries and Society*. 2019. - T. 6. - № 1. - C. 241–249. DOI: 10.1016/j.exis.2018.09.008.
21. Weiler J., Firpo B. A., Schneider I. A. H. Technosol as an integrated management tool for turning urban and coal mining waste into a resource // *Minerals Engineering*. 2020. - T. 147. - C. 106179. DOI: 10.1016/j.mineng.2019.106179.
22. Yang C. Research and thinking about coal gangue backfilling technology [J] // *Min. Saf. Environ. Prot.* 2022. - T. 49. - № 1. - C. 104–108. DOI: 10.19835/j.issn.1008-4495.2022.01.018.
23. Nieva N. E., Borgnino L., García M. G. Long term metal release and acid generation in abandoned mine wastes containing metal-sulphides // *Environmental pollution*. 2018. - T. 242. - C. 264–276. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.06.067.
24. Ashley P. M., Lottermoser B. G., Collins A. J., Grant C. D. Environmental geochemistry of the derelict Webbs Consols mine, New South Wales, Australia // *Environmental Geology*. 2004. - T. 46. - C. 591–604. DOI: 10.1007/s00254-004-1063-7.
25. Erguler G. K., Erguler Z. A., Akcakoca H., Ucar A. The effect of column dimensions and particle size on the results of kinetic column test used for acid mine drainage (AMD) prediction // *Minerals Engineering*. 2014. - T. 55. - C. 18–29. DOI: 10.1016/j.mineng.2013.09.008.
26. European Commission (EC). Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities - January 2009 [Электронный ресурс]. URL: <https://prtr-es.es/data/images/Residuos-de-minería.pdf>.
27. ИТС 37-2023. Информационно-технический справочник по наилучшим доступным технологиям «Добыча и обогащение угля». Бюро наилучших доступных технологий. 2023.

28. Taylor J., Pape S., Murphy N. A Summary of Passive and Active Treatment Technologies for Acid and Metalliferous Drainage (AMD) // Proceedings of the 5th Australian Workshop on Acid Drainage. 2005. - № 29. 49 с.
29. Trumm D. Selection of active and passive treatment systems for AMD - Flow charts for New Zealand conditions // New Zealand journal of geology and geophysics. 2010. - Т. 53. - № 2–3. - С. 195–210. DOI: 10.1080/00288306.2010.500715.
30. Chen H., Han Z., Shen R., Li J., Gu M., Chen M. Generation processes and ecological restoration techniques of acid mine drainage from abandoned mines [J] // Environ. Prot. Sci. 2021. - Т. 47. - № 6. - С. 73–80. DOI: 10.16803/j.cnki.issn.1004 – 6216.2021.06.014.
31. Brown M., Barley B., Wood H. Minewater treatment. IWA publishing, 2002. 472 с.
32. Skousen J., Zipper C. E., Rose A., Ziemkiewicz P. F., Nairn R., McDonald L. M., Kleinmann R. L. Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment // Mine Water and the Environment. 2017. - Т. 36. - С. 133–153. DOI: 10.1007/s10230-016-0417-1.
33. Рыбникова Л. С., Рыбников П. А., Наволокина В. Ю. Оценка эффективности очистки кислых шахтных вод (на примере медноколчеданных рудников Среднего Урала) // Записки Горного института. 2024. - Т. 267. - С. 388–401.
34. Chen G., Ye Y., Yao N., Hu N., Zhang J., Huang Y. A critical review of prevention, treatment, reuse, and resource recovery from acid mine drainage // Journal of Cleaner Production. 2021. - Т. 329. - С. 129666. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.129666.
35. Kalin M., Fyson A., Wheeler W. N. The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage // Science of the total environment. 2006. - Т. 366. - № 2–3. - С. 395–408. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.11.015.
36. Caraballo M. A., Rötting T. S., Macías F., Nieto J. M., Ayora C. Field multi-step limestone and MgO passive system to treat acid mine drainage with high metal

concentrations // *Applied Geochemistry*. 2009. - Т. 24. - № 12. - С. 2301–2311. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2009.09.007.

37. Chopard A., Marion P., Mermillod-Blondin R., Plante B., Benzaazoua M. Environmental Impact of Mine Exploitation: An Early Predictive Methodology Based on Ore Mineralogy and Contaminant Speciation // *Minerals*. 2019. - Т. 9. - № 7. - С. 397. DOI: 10.3390/min9070397.

38. СП 2.1.7.1386-03 Санитарные правила по определению класса опасности токсичных отходов производства и потребления Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 16.06.2003 №144. Зарегистрировано в Министерстве юстиции Российской Федерации.

39. Orndorff Z. W., Daniels W. L., Zipper C. E., Eick M., Beck M. A column evaluation of Appalachian coal mine spoils' temporal leaching behavior // *Environmental pollution*. 2015. - Т. 204. - С. 39–47. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.03.049.

40. Sun Y., Xiao K., Wang X., Lv Z., Mao M. Evaluating the distribution and potential ecological risks of heavy metal in coal gangue // *Environmental Science and Pollution Research*. 2021. - Т. 28. - С. 18604–18615. DOI: 10.1007/s11356-020-11055-w.

41. Mandal S., Bhattacharya S., Paul S. Assessing the level of contamination of metals in surface soils at thermal power area: Evidence from developing country (India) // *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*. 2022. - Т. 4. - С. 37–49. DOI: 10.1016/j.eneco.2021.11.003.

42. Nakaishi T., Takayabu H., Eguchi S. Environmental efficiency analysis of China's coal-fired power plants considering heterogeneity in power generation company groups // *Energy Economics*. 2021. - Т. 102. - С. 105511. DOI: 10.1016/j.eneco.2021.105511.

43. Комитет Государственной Думы по энергетике провел «круглый стол» на тему: «Законодательное регулирование вовлечения золошлаковых отходов в хозяйственный оборот» [Электронный ресурс]. 2024. URL: <http://komitet-energo.duma.gov.ru/novosti/391c8a7c-2c3e-4037-ae22-a0ac9cae562b> (дата обращения: 28.03.2024).

44. Ribeiro J., Taffarel S. R., Sampaio C. H., Flores D., Silva L. F. Mineral speciation and fate of some hazardous contaminants in coal waste pile from anthracite mining in Portugal // *International Journal of Coal Geology*. 2013. - Т. 109. - С. 15–23. DOI: 10.1016/j.coal.2013.01.007.
45. Altıkulaç A., Turhan S., Kurnaz A., Gören E., Duran C., Hançerlioğulları A., Uğur F. A. Assessment of the Enrichment of Heavy Metals in Coal and Its Combustion Residues // *ACS Omega*. 2022. - Т. 7. - № 24. - С. 21239–21245. DOI: 10.1021/acsomega.2c02308.
46. Oliveira M. L. S., Ward C. R., Izquierdo M., Sampaio C. H., de Brum I. A. S., Kautzmann R. M., Sabedot S., Querol X., Silva L. F. O. Chemical composition and minerals in pyrite ash of an abandoned sulphuric acid production plant // *Science of the total environment*. 2012. - Т. 430. - С. 34–47. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.04.046.
47. Bhattacharjee U., Kandpal T. C. Potential of fly ash utilisation in India // *Energy*. 2002. - Т. 27. - № 2. - С. 151–166. DOI: 10.1016/S0360-5442(01)00065-2.
48. Худякова Л. И., Залуцкий А. В., Палеев П. Л. Использование золошлаковых отходов тепловых электростанций // *XXI век. Техносферная безопасность*. 2019. - Т. 4. - № 3. - С. 375–391. DOI: 10.21285/2500-1582-2019-3-375-391.
49. Tehrani G. F., Rubinos D. A., Kelm U., Ghadimi S. Environmental and human health risks of potentially harmful elements in mining-impacted soils: A case study of the Angouran Zn–Pb Mine, Iran // *Journal of Environmental Management*. 2023. - Т. 334. - С. 117470. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.117470.
50. Dutta M., Khare P., Chakravarty S., Saikia D., Saikia B. K. Physico-chemical and elemental investigation of aqueous leaching of high sulfur coal and mine overburden from Ledo coalfield of Northeast India // *International Journal of Coal Science & Technology*. 2018. - Т. 5. - С. 265–281. DOI: 10.1007/s40789-018-0210-9.
51. Журавлева Н. В., Иваныкина О. В., Исмагилов З. Р., Поточкина Р. Р. Содержание токсичных элементов во вскрышных и вмещающих породах угольных месторождений кемеровской области // *Горный информационно-аналитический бюллетень*. 2015. - № 3. - С. 187–196.

52. Силютин С. А., Эпштейн С. А., Гущина Т. О. Отходы добычи и переработки углей. Методические подходы к оценке их экологической безопасности и направлений использования. Часть 2. Методы определения мобильных форм макро- и микроэлементов в отходах добычи, переработки и сжигания углей // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2020. - № 5. - С. 5–16. DOI: 10.25018/0236-1493-2020-5-0-5-16.

53. Zhou C., Liu G., Wu D., Fang T., Wang R., Fan X. Mobility behavior and environmental implications of trace elements associated with coal gangue: A case study at the Huainan Coalfield in China // Chemosphere. 2014. - Т. 95. - С. 193–199. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.08.065.

54. Izquierdo M., Querol X. Leaching behaviour of elements from coal combustion fly ash: An overview // International Journal of Coal Geology. 2012. - Т. 94. - С. 54–66. DOI: 10.1016/j.coal.2011.10.006.

55. Weiler J., Silva A. C. D., Firpo B. A., Fernandes E. Z., Schneider I. A. H. Using static, kinetic and metal mobility procedures to evaluate possibilities of coal waste land disposal at moatize mine, mozambique // REM-International Engineering Journal. 2020. - Т. 73. - С. 587–596. DOI: 10.1590/0370-44672019730112.

56. Banerjee D. Acid drainage potential from coal mine wastes: Environmental assessment through static and kinetic tests // International Journal of Environmental Science and Technology. 2014. - Т. 11. - № 5. - С. 1365–1378. DOI: 10.1007/s13762-013-0292-2.

57. Гущина Т. О. Научно-методическое обеспечение оценки водно-миграционной опасности отходов добычи и сжигания углей. Москва, НИТУ МИСИС, 2021. 155 с.

58. Acharya B. S., Kharel G. Acid mine drainage from coal mining in the United States – An overview // Journal of Hydrology. 2020. - Т. 588. - С. 125061. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125061.

59. Bouzahzah H., Benzaazoua M., Plante B., Bussiere B. A quantitative approach for the estimation of the «fizz rating» parameter in the acid-base accounting

tests: A new adaptations of the Sobek test // Journal of Geochemical Exploration. 2015. - T. 153. - C. 53–65. DOI: 10.1016/j.gexplo.2015.03.003.

60. Kosson D. S., van der Sloot H. A., Sanchez F., Garrabrants A. C. An Integrated Framework for Evaluating Leaching in Waste Management and Utilization of Secondary Materials // Environmental engineering science. 2002. - T. 19. - № 3. - C. 159–204. DOI: 10.1089/109287502760079188.

61. Dang Z., Liu C., Haigh M. J. Mobility of heavy metals associated with the natural weathering of coal mine spoils // Environmental Pollution. 2002. - T. 118. - № 3. - C. 419–426. DOI: 10.1016/S0269-7491(01)00285-8.

62. Chotpantararat S. A review of static tests and recent studies // American Journal of Applied Sciences. 2011. - T. 8. - № 4. - C. 400. DOI: 10.3844/ajassp.2011.400.406.

63. Huggins F. E., Seidu L. B. A., Shah N., Backus J., Huffman G. P., Honaker R. Q. Mobility of elements in long-term leaching tests on Illinois #6 coal rejects // International journal of coal geology. 2012. - T. 94. - C. 326–336. DOI: 10.1016/j.coal.2011.04.006.

64. Reemtsma T., Mehrtens J. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) leaching from contaminated soil by a column test with on-line solid phase extraction // Chemosphere. 1997. - T. 35. - № 11. - C. 2491–2501. DOI: 10.1016/S0045-6535(97)00317-2.

65. Howell R. J., Sapsford D. J., Dey M., Williams K. P. Protocols affecting the reactivity of mine waste during laboratory-based kinetic tests // Proceedings of 7th ICARD, St Louis, MO, USA. 2006. - C. 247–270. DOI: 10.21000/jasmr06020247.

66. Punia A. Role of temperature, wind, and precipitation in heavy metal contamination at copper mines: a review // Environmental Science and Pollution Research. 2021. - T. 28. - № 4. - C. 4056–4072. DOI: 10.1007/s11356-020-11580-8.

67. Hornberger R. J., Brady K. B. C., Cuddeback J. E., White W. B., Scheetz B. E., Telliard W. A., Parsons S. C., Loop C. M., Bergstresser T. W., McCracken Jr. C. R., Wood D. Refinement of ADTI-WP2 Standard Weathering Procedures, and Evaluation of Particle Size and Surface Area Effects Upon Leaching Rates, Part 1: Laboratory

Evaluation of Method Performance // Proc. 2004 Natl. Meet. Am. Soc. Min. Reclam. 2004. - T. 25. - C. 916–947. DOI: 10.21000/jasmr04010916.

68. Braley S. A. Annual Summary Report of Commonwealth of Pennsylvania, Dept. of Health Industrial Fellowship No // B-3. Pittsburgh Mellon Inst. Ind. Res. 1949.

69. Khoeurn K., Sakaguchi A., Tomiyama S., Igarashi T. Long-term acid generation and heavy metal leaching from the tailings of Shimokawa mine, Hokkaido, Japan: Column study under natural condition // Journal of Geochemical Exploration. 2019. - T. 201. - C. 1–12. DOI: 10.1016/j.gexplo.2019.03.003.

70. Huang X., Liu J., Li L., Long Y., Deng K., Wang Y. Investigating mercury release characteristics from typical mercury tailings: a case study of Wanshan Yanyaping Tailings depot [J] // J. Saf. Environ. 2024. - T. 24. - C. 3210–3219. DOI: 10.13637/j.issn.1009-6094.2023.2270.

71. Li W., Deng Y., Wang H., Hu Y., Cheng H. Potential risk, leaching behavior and mechanism of heavy metals from mine tailings under acid rain // Chemosphere. 2024. - T. 350. - C. 140995. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.140995.

72. Yu M., Wang G., Kong X., Zhang Y., Fan X., Zhang Y., Wang W. Law of heavy metal leaching from tailings under different liquid-solid ratios [J] // Nonferrous Met. Eng. 2022. - T. 12. - № 12. - C. 133–141. DOI: 10.3969/j.issn.2095-1744.2022.12.017.

73. Li S., Zhao Z., Xu L., Zhang W., He L., Tang F. Leaching Characteristics and Influencing Factors of Heavy Metals from Molybdenum Tailings in Chengde [J] // Nonferrous Met. Eng. 2023. - T. 13. - № 12. - C. 169–176. DOI: 10.3969/j.issn.2095-1744.2023.12.019.

74. Dong Y., Liu Y., Lin H. Leaching behavior of V, Pb, Cd, Cr, and As from stone coal waste rock with different particle sizes // International Journal of Minerals, Metallurgy, and Materials. 2018. - T. 25. - C. 861–870. DOI: 10.1007/s12613-018-1635-2.

75. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach // Water research. 1980. - T. 14. - № 8. - C. 975–1001.

76. Baruah B. P., Khare P. Mobility of trace and potentially harmful elements in the environment from high sulfur Indian coal mines // *Applied Geochemistry*. 2010. - T. 25. - № 11. - C. 1621–1631. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2010.08.010.
77. Feng Y., Wang J., Bai Z., Reading L. Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review // *Earth-Science Reviews*. 2019. - T. 191. - C. 12–25. 10.1016/j.earscirev.2019.02.015. DOI: 10.1016/j.earscirev.2019.02.015.
78. Lapakko K. A. Developments in humidity-cell tests and their application // *Chap.* 2003. - T. 7. - C. 147–164.
79. Lapakko K. A., White III W. W. Modification of the ASTM 5744-96 kinetic test // *Proc. from Fifth Int. Conf. Acid Rock Drainage*. SME, Littleton, CO. 2000. - C. 631–639.
80. Morin K. A., Hutt N. M. Environmental geochemistry of minesite drainage: Practical theory and case studies, Digital Edition // MDAG Publ. (www.mdag.com), Surrey, Br. Columbia. 2001. - C. 349.
81. Brodie M. J., Broughton L. M., Robertson A. M. A conceptual rock classification system for waste management and a laboratory method for ARD prediction from rock piles // *Second international conference on the abatement of acidic drainage. Conference proceedings*. 1991. - T. 1. - C. 4.
82. ASTM D5744-13 Standard Test Method for Laboratory Weathering of Solid Materials Using a Humidity Cell.
83. Rezaee M., Honaker R. Q. Long-term leaching characteristic study of coal processing waste streams // *Chemosphere*. 2020. - T. 249. - C. 126081. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126081.
84. Benzaazoua M., Bussière B., Dagenais A. M., Archambault M. Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential // *Environmental Geology*. 2004. - T. 46. - C. 1086–1101. DOI: 10.1007/s00254-004-1113-1.
85. Sapsford D. J., Bowell R. J., Dey M., Williams K. P. Humidity cell tests for the prediction of acid rock drainage // *Minerals Engineering*. 2009. - T. 22. - № 1. - C. 25–36. DOI: 10.1016/j.mineng.2008.03.008.

86. Tremblay G. A., Hogan C. M. MEND Manual Volume 3: Prediction, MEND 5.4.2c., Natural Resources Canada, Ottawa, Ontario, Canada [Электронный ресурс]. 2000. - Т. 3. - С. 184. URL: <https://mend-nedem.org/wp-content/uploads/2013/01/5.4.2c.pdf>.

87. Neupane G., Donahoe R. J. Leachability of elements in alkaline and acidic coal fly ash samples during batch and column leaching tests // Fuel. 2013. - Т. 104. - С. 758–770. DOI: 10.1016/j.fuel.2012.06.013.

88. Choi S. K., Lee S., Song Y. K., Moon H. S. Leaching characteristics of selected Korean fly ashes and its implications for the groundwater composition near the ash disposal mound // Fuel. 2002. - Т. 81. - № 8. - С. 1083–1090. DOI: 10.1016/S0016-2361(02)00006-6.

89. Ramya S. S., Deshmukh V. U., Khandekar V. J., Padmakar C., SuriNaidu L., Mahore P. K., Pujari P. R., Panaskar D., Labhasetwar P. K., Rao V. V. S. G. Assessment of impact of ash ponds on groundwater quality: A case study from Koradi in Central India // Environmental earth sciences. 2013. - Т. 69. - С. 2437–2450. DOI: 10.1007/s12665-012-2071-7.

90. Ardaу C., Blowes D. W., Ptacek C. J. Comparison of laboratory testing protocols to field observations of the weathering of sulfide-bearing mine tailings // Journal of Geochemical Exploration. 2009. - Т. 100. - № 2–3. - С. 182–191. DOI: 10.1016/j.gexplo.2008.06.005.

91. Lange C. N., Flues M., Hiromoto G., Boscov M. E. G., Camargo I. M. C. D. Long-term leaching of As, Cd, Mo, Pb, and Zn from coal fly ash in column test // Environmental Monitoring and Assessment. 2019. - Т. 191. - С. 1–12. DOI: 10.1007/s10661-019-7798-0.

92. Modabberi S., Alizadegan A., Mirnejad H., Esmaeilzadeh E. Prediction of AMD generation potential in mining waste piles, in the sarcheshmeh porphyry copper deposit, Iran // Environmental monitoring and assessment. 2013. - Т. 185. - С. 9077–9087. DOI: 10.1007/s10661-013-3237-9.

93. Balci N. Demirel C. Prediction of Acid Mine Drainage (AMD) and Metal Release Sources at the Küre Copper Mine Site, Kastamonu, NW Turkey // Mine Water

and the Environment. 2018. - Т. 37. - № 1. - С. 56–74. DOI: 10.1007/s10230-017-0470-4.

94. Касимов Н. С., Власов Д. В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 2015. - № 2. - С. 7–17.

95. Федеральный закон «Об отходах производства и потребления» от 24.06.1998 №89-ФЗ.

96. Федеральный закон «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002 № 7-ФЗ.

97. Приказ Росприроднадзора от 22.05.2017 №242 (ред. от 20.12.2024) «Об утверждении Федерального классификационного каталога отходов».

98. Озерова А. Г. 4. 5. Проблемы кодификации отходов в Российской Федерации // Пробелы в российском законодательстве. Юридический журнал. 2010. - № 3. - С. 145–148.

99. Приказ Минприроды России «Об утверждении порядка подтверждения отнесения отходов I-V классов опасности к конкретному классу опасности» (с изменениями на 6 декабря 2023 года) (редакция, действующая с 1 января 2025 года).

100. Курбатова А. И., Челядинова Е. Ю., Зотова О. С. Сравнительный анализ систем классификации отходов в Российской Федерации и Европейском союзе // Бюллетень науки и практики. 2017. - № 2. - С. 163–169.

101. Гущина Т. О., Соколовская Е. Е., Хао Ц., Эпштейн С. А. Разработка отечественной методики оценки рисков образования кислых стоков при складировании и использовании отходов добычи и переработки углей // Горный журнал. 2021. - С. 107–112. DOI: 107–112. DOI: 10.17580/gzh.2021.02.15.

102. Хао Цзе, Кочеткова Е.М., Эпштейн С.А. Методы оценки склонности минеральных отходов добычи и переработки углей к генерации кислых вод // VI международной научно-технической конференции «Защита окружающей среды от экотоксикантов: международный опыт и российская практика». Уфа, 2024. - С. 152–154.

103. Хао Цзе, Кочеткова Е. М., Эпштейн С. А. Использование статических и кинетических тестов для оценки воздействия отходов добычи углей на окружающую среду // XII Менделеевский съезд по общей и прикладной химии. Федеральная территория «Сириус», 2024. - С. 238.

104. Хао Ц., Кочеткова Е. М., Эпштейн С. А. Мобильность макро-и микроэлементов в отходах добычи углей // Химия твердого топлива. 2023. - С. 64–72. DOI: 10.31857/S0023117723040047.

105. ГОСТ Р 59252–2020 «Угли бурые, каменные, антрацит и горючие сланцы. Метод отбора пластовых проб».

106. ПНД Ф 12.4.2.1-99 «Отходы минерального происхождения. Рекомендации по отбору и подготовке проб. Общие положения».

107. Сергеева А. С., Голынец О. С., Медведевских М. Ю., Кочеткова Е. М., Эпштейн С. А. Сопоставление методических подходов к определению органического углерода в отходах добычи, переработки и сжигания углей // Заводская лаборатория. Диагностика материалов. 2023. - Т. 89. - № 5. - С. 5–13.

108. Стандарт организации СТО 1–ФХУ–2024 «Оценка потенциала нейтрализации в отходах добычи и обогащения минерального сырья». НИТУ МИСИС. Дата введения в действие 12 августа 2024. 2024.

109. Хао Цзе, Кочеткова Е. М., Эпштейн С. А. Оценка долговременного воздействия отходов добычи и переработки углей на окружающую среду // XXIII международной конференции «Физико-химические и петрофизические исследования в науках о Земле». Москва, 2022. - С. 281–283.

110. Приказ Министерства сельского хозяйства Российской Федерации от 13.12.2016 № 552 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения» (с изменениями на 13 июня 2024 года).

111. Dong Y., Lu H., Lin H. Release characteristics of heavy metals in high-sulfur coal gangue: Influencing factors and kinetic behavior // Environmental Research. 2023. - Т. 217. - С. 114871. DOI: 10.1016/j.envres.2022.114871.

112. Хао Цзе, Кочеткова Е. М., Эпштейн С. А. Определение риска образования кислых стоков при размещении отходов добычи углей в отвалах // 6 конференция Международной научной школы академика РАН К.Н. Трубецкого «Проблемы и перспективы комплексного освоения и сохранения земных недр». Москва, 2021. - С. 214–217.

113. Ноу-хау № 45-608-2022 ОИС от 29 декабря 2022 г. «Методика оценки долговременного воздействия отходов на окружающую среду» (зарегистрирован в Депозитарии ноу-хау НИТУ «МИСиС»). 2022.

114. Hao J., Kochetkova E. M., Epshtein S. A. Study of Long-Term Leachability of Major and Trace Elements in Coal Mining Wastes // *Solid Fuel Chemistry*. 2024. - Т. 58. - № 5. - С. 370–376. DOI: 10.3103/S0361521924700265.

115. Хао Цзе, Кочеткова Е. М., Эпштейн С. А. Влияние показателя кислотности pH на степень вымываемости макро- и микроэлементов из отходов добычи и переработки углей // XXIV международной конференции «Физико-химические и петрофизические исследования в науках о Земле». 2023. - С. 295–298.

116. Chandra A. P., Gerson A. R. The mechanisms of pyrite oxidation and leaching: A fundamental perspective // *Surface science reports*. 2010. - Т. 65. - № 9. - С. 293–315. DOI: 10.1016/j.surfrep.2010.08.003.

117. Rimstidt J. D., Vaughan D. J. Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism // *Geochimica et Cosmochimica acta*. 2003. - Т. 67. - № 5. - С. 873–880. DOI: 10.1016/S0016-7037(02)01165-1.

118. Рафиенко В. А. О механизме выщелачивания сульфидов из шунгитовых пород // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал). Общество с ограниченной ответственностью «Горная книга», 2007. - № 9. - С. 38–48.

119. Bergholm A. Oxidation of pyrite // *Jernkontorets Annaler*. 1955. 30 с.

120. Alvarenga P., Guerreiro N., Simões I., Imaginário M. J., Palma P. Assessment of the Environmental Impact of Acid Mine Drainage on Surface Water, Stream Sediments, and Macrophytes Using a Battery of Chemical and Ecotoxicological Indicators // *Water*. 2021. - Т. 13. - № 10. - С. 1436. DOI: 10.3390/w13101436.

121. Wang X., Yang M., Chen H., Cai Z., Fu W., Zhang X., Sun F., Li Y. Monitoring and Prevention Strategies for Iron and Aluminum Pollutants in Acid Mine Drainage (AMD): Evidence from Xiaomixi Stream in Qinling Mountains // Minerals. 2025. - Т. 15. - № 1. - С. 59. DOI: 10.3390/min15010059.
122. Журавлев Г. И., Лямина Н. Ф. Набухание глинистых пород // Нефтегазовые технологии и экологическая безопасность. 2008. - № 6. - С. 119–123.
123. Состав и свойства глинистых минералов и пород. ИГиГ СО АН СССР, Новосибирск, 1988. 163 с.
124. Хао Цзе, Кочеткова Е. М., Эпштейн С. А. Опыт использования кинетических тестов для оценки отходов добычи углей как материалов для рекультивации // Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Рекультивация нарушенных земель: технологии, эффективность и биоразнообразие». Новокузнецк, 2024. - С. 64–66.
125. Хао Ц., Эпштейн С. А., Лавриненко А. А. Фомина Е. Г. Кинетические тесты для оценки мобильности макро- и микроэлементов в составе твердых отходов добычи углей // Горный информационно-аналитический бюллетень. 2025. - С. 5–19. DOI: 10.25018/0236_1493_2025_1_0_5.
126. Johnson D. B., Hallberg K. B. Acid mine drainage remediation options: A review // Science of the total environment. 2005. - Т. 338. - № 1–2. - С. 3–14. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.09.002.

ПРИЛОЖЕНИЕ А

Методика оценки долговременного воздействия отходов на окружающую среду

 МИСиС

СВИДЕТЕЛЬСТВО О РЕГИСТРАЦИИ НОУ-ХАУ

На основании «Положения о правовой охране секретов производства (ноу-хау) НИТУ «МИСиС», утвержденного ректором «15» декабря 2015 г., проведена регистрация секрета производства (ноу-хау), созданного в ходе выполнения проекта «Ресурсосбережение и управление отходами добычи и переработки полезных ископаемых» по программе стратегического академического лидерства «Приоритет-2030»:

Методика оценки долговременного воздействия отходов на окружающую среду

Правообладатель: *федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования «Национальный исследовательский технологический университет «МИСиС»*

Авторы: Эпштейн Светлана Абрамовна,
Хао Цзе,
Кочеткова Елизавета Максимовна,
Фомина Екатерина Геннадьевна,
Голубева Мария Дмитриевна,
Лавриненко Алина Алексеевна

Зарегистрировано в Депозитарии ноу-хау НИТУ «МИСиС»
№ 45-608-2022 ОИС от “ 29” декабря 2022г

 М.П.

Проректор по науке и инновациям
 /М.Р. Филонов/

ПРИЛОЖЕНИЕ Б

Стандарт Организация СТО 1–ФХУ–2024 «Оценка потенциала нейтрализации в отходах добычи и обогащения минерального сырья»

Федеральное государственное автономное образовательное
учреждение высшего образования «Национальный
исследовательский технологический университет «МИСИС»

НИТУ МИСИС

СТАНДАРТ
ОРГАНИЗАЦИИ

СТО 1–ФХУ–2024

УТВЕРЖДАЮ

Проректор по науке и инновациям




Филонов М. Р.

«12» августа 20 24 г.

Оценка потенциала нейтрализации в отходах
добычи и обогащения минерального сырья

Москва

2024

ПРИЛОЖЕНИЕ В

Документ о практическом использовании результатов диссертационного исследования



УРГАЛУГОЛЬ

682030, Хабаровский к-й,
Верхнебуревский район, рп. Чегдомын,
ул. Магистральная, д.2
Тел.: (42149) 35-4-55
E-mail: uralugol@suek.ru

23.04.2025г.

Председателю экспертного
совета НИТУ МИСИС
по 2.6.12 – «Химическая
технология топлива
и высокоэнергетических веществ»
Эпштейн С.А.

СПРАВКА

Угледобывающие компании АО «Ургалуголь» являются одним из наиболее динамично развивающихся предприятий по добыче и обогащению угля в Российской Федерации. Приоритетным направлением деятельности предприятия является внедрение наилучших доступных технологий в области управления отходами, образующимися при добыче и обогащении углей.

В этом направлении проводится активное сотрудничество с НИИЛ «Физико-химии углей» НИТУ МИСИС, в том числе и по вопросам, связанным с внедрением новых аналитических методов в практику оценки классификационных признаков отходов, определяющим их воздействие на окружающую среду. В диссертационной работе Хао Цзе «РАЗРАБОТКА МЕТОДОВ ОЦЕНКИ ДОЛГОВРЕМЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ОТХОДОВ ДОБЫЧИ УГЛЕЙ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ ПРИ ИХ РАЗМЕЩЕНИИ ИЛИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ ДЛЯ РЕКУЛЬТИВАЦИИ» разработаны рекомендации по порядку опробования твердых отходов добычи углей, которые используются в действующем на предприятии АО «Ургалуголь» Стандарте организации «Методика отбора вскрышных пород в местах их образования» (СТО 1-ОТ/2024) для оценки классификационных признаков вскрышных и вмещающих пород в рамках производственного экологического контроля.

Начальник отдела ООС

Соловьева М.В.