

**МИНИСТЕРСТВО ПРОМЫШЛЕННОСТИ И НОВЫХ ТЕХНОЛОГИЙ
РЕСПУБЛИКИ ТАДЖИКИСТАН
ГОРНО-МЕТАЛЛУРГИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ ТАДЖИКИСТАНА**

УДК: 628.16.081.312:632.349.5:628.316.12 (575.3)

На правах рукописи



ХОДЖИЗОДА САИДМУКБИЛ КОСИМ

**ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ КОМПЛЕКСНЫХ
ТЕХНОЛОГИЙ ОЧИСТКИ ШАХТНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД ОТ
ТЯЖЕЛЫХ И РАДИОАКТИВНЫХ МЕТАЛЛОВ
(на примере шахтных и сточных вод Северного Таджикистана)**

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание учёной степени доктора технических наук
по специальности 05.17.00 – Химическая технология (05.17.01 – Технология
неорганических веществ)

Научный консультант:

доктор технических наук,
профессор, академик ИАРТ
Азизов Рустам Очилдиевич

Душанбе – 2025

Содержание

АББРЕВИАТУРЫ	8
ВВЕДЕНИЕ	9
ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ	12
ГЛАВА 1. ОСНОВНЫЕ СПОСОБЫ МИНИМИЗАЦИИ ВОЗДЕЙСТВИЯ ШАХТНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ (обзор литературы)	22
1.1. Влияние шахтных вод промышленных предприятий на окружающую среду.....	22
1.2. Проблемы цинксодержащих сточных вод гальванотехники	30
1.3. Методы обезжелезивания воды	36
1.4. Коагуляционный метод очистки отработанных растворов от металлов..	38
1.5. Химический метод очистки отработанных растворов от металлов	48
1.6. Сорбционный метод очистки отработанных растворов от металлов	53
1.7. Электрокоагуляционный метод очистки отработанных растворов от металлов.....	58
1.8. Миграционная способность радиоактивных и тяжёлых металлов.....	61
1.9. Выводы по главе 1	62
ГЛАВА 2. ОПРОБОВАНИЕ И МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ АНАЛИЗОВ ШАХТНЫХ ВОД ИССЛЕДУЕМЫХ ОБЪЕКТОВ.....	64
2.1. Местонахождение и характеристика штольни №6	64
2.1.1. Исследование физико-химических показателей штольной воды месторождения Табошар	67
2.1.2. Атомно-абсорбционный метод определения концентрации металлов штольной воды месторождения Табошар.....	71
2.1.3. Масс-спектрометрический метод определения концентрации металлов штольной воды месторождения Табошар.....	74
2.1.4. Химический метод определения концентрации параметров штольной воды месторождения Табошар	75

2.1.5. Радиометрический метод определения радиоактивности штольной воды месторождения Табошар	79
2.1.6. Спектрометрический метод определения радиоактивности штольной воды месторождения Табошар	81
2.2. Местонахождение и характеристика шахтных вод месторождения Киик-Тал	87
2.2.1. Исследование физико-химических показателей шахтной воды месторождения Киик-Тал	90
2.2.2. Атомно-абсорбционный метод определения концентрации металлов шахтной воды месторождения Киик-Тал	93
2.2.3. Химический метод определения физико-химических параметров шахтной воды месторождения Киик-Тал	94
2.2.4. Радиометрический метод определения радиоактивности шахтной воды месторождения Киик-Тал	98
2.2.5. Альфа- и бета-спектрометрический метод определения радиоактивности шахтной воды месторождения Киик-Тал	99
2.3. Местонахождение и характеристика воды шахты «Восточная» месторождения Чорухдайрон	103
2.3.1. Исследование физико-химических показателей воды шахты «Восточная»	111
2.3.2. Турбидиметрический метод определения мутности шахтной воды ...	113
2.3.3. Атомно-абсорбционный метод определения концентраций металлов в воде шахты «Восточная»	114
2.3.4. Химический метод определения параметров воды шахты «Восточная»	116
2.3.5. Фотометрический метод определения состава шахтной воды	118
2.3.6. Химический состав используемого замутнителя	121
2.4. Местонахождение и характеристика шахты «Капитальная» месторождения Чорухдайрон	124
2.4.1. Исследование физико-химических показателей воды шахты «Капитальная»	126

2.4.2. Атомно-абсорбционный метод определения концентраций металлов в воде шахты «Капитальная»	127
2.4.3. Химический метод определения свойств воды шахты «Капитальная»	128
2.4.4. Турбидиметрический метод определения мутности воды шахты «Капитальная»	130
2.4.5. Фотометрический метод определения параметров воды шахты «Капитальная»	131
2.5. Выводы по главе 2	132
ГЛАВА 3. ОПРОБОВАНИЕ И МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ АНАЛИЗА СТОЧНЫХ ВОД ИССЛЕДУЕМОГО ОБЪЕКТА	134
3.1. Источник и характеристика сточных вод производства крепежа	134
3.1.1. Исследование физико-химических показателей сточных вод производства строительного крепежа	135
3.1.2. Атомно-абсорбционный метод определения концентраций цинка и меди в сточной воде производства крепежа	139
3.1.3. Химический метод определения концентрации железа в составе сточной воды производства крепежа	139
3.1.4. Определение мутности сточной воды производства крепежа с помощью метода турбидиметрии	140
3.1.5. Химический состав используемого замутнителя	142
3.2. Выводы по главе 3	144
ГЛАВА 4. ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ПРОЦЕСС ОЧИСТКИ ШАХТНЫХ ВОД ОТ ТЯЖЁЛЫХ И РАДИОАКТИВНЫХ МЕТАЛЛОВ	146
4.1. Анализ и установление факторов, влияющих на процесс очистки воды штольни №6 уранового месторождения Табошар от металлов	146
4.1.1. Исследование процесса сорбции урана из воды штольни №6 в статических условиях	146
4.1.2. Исследование сорбции урана из воды штольни №6 в динамических условиях	150

4.1.3. Кинетика сорбции урана из воды с различными сорбентами	154
4.1.4. Исследование десорбции урана из насыщенных сорбентов	155
4.1.5. Разработка принципиально новой технологической схемы процесса очистки воды штольни №6 месторождения Табошар от радиоактивных и тяжелых металлов	157
4.2. Анализ и установление факторов, влияющих на процесс очистки шахтной воды уранового месторождения Киик-Тал от металлов	160
4.2.1. Исследование сорбции урана из шахтной воды в статических условиях.....	160
4.2.2. Исследование сорбции урана из шахтной воды в динамических условиях.....	163
4.2.3. Кинетика сорбции урана из шахтной воды с различными сорбентами.....	166
4.2.4. Исследование десорбции урана из насыщенных сорбентов	167
4.2.5. Разработка принципиально новой технологической схемы процесса очистки шахтной воды месторождения Киик-Тал от радиоактивных и тяжелых металлов.....	171
4.3. Анализ и установление факторов, влияющих на процесс коагуляции примесей воды шахты «Восточная».....	173
4.3.1. Исследование факторов, влияющих на степень очистки шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов при использовании смешанного коагулянта на основе хлорида железа и сульфата алюминия.....	173
4.3.2. Исследование факторов, влияющих на степень очистки шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов при использовании смешанного коагулянта на основе хлорида и сульфата железа.....	178
4.3.3. Исследование факторов, влияющих на степень очистки шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов при использовании смешанного коагулянта на основе хлоридов железа и алюминия.....	182
4.3.4. Сравнительный анализ результатов исследований по очистке воды шахты «Восточная» от радиоактивных и тяжелых металлов	186

4.3.5. Разработка принципиально новой технологической схемы процесса очистки воды шахты «Восточная» от радиоактивных и тяжелых металлов	191
4.4. Анализ и установление факторов влияющих на процесс коагуляции примесей воды шахты «Капитальная»	192
4.4.1. Исследование факторов влияющих на степень очистки воды от тяжелых и радиоактивных металлов при использовании хлорида железа в качестве коагулянта.....	192
4.4.2. Сравнительный анализ результатов исследований по очистке воды шахты «Капитальная» от радиоактивных и тяжелых металлов	196
4.4.3. Разработка принципиально новой технологической схемы процесса очистки воды шахты «Капитальная» от тяжелых и радиоактивных металлов.....	204
4.5. Выводы по главе 4.....	206
ГЛАВА 5. ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ПРОЦЕСС ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ	208
5.1. Анализ и установление факторов, влияющих на процесс очистки сточных вод производства крепежа	208
5.1.1. Исследование факторов, влияющих на процесс обезжелезивания сточной воды от используемой технологии производства крепежа	208
5.1.2. Исследование факторов, влияющих на степень очистки сточной воды при использовании оксида кальция, гидроксида- и карбоната натрия в качестве реагент-осадителя.....	216
5.1.3. Исследование факторов, влияющих на степень очистки сточной воды при использовании сульфата алюминия в качестве коагулянта.....	230
5.1.4. Сравнительный анализ результатов очистки сточной воды производства крепежа	237
5.1.5. Сравнение экономической эффективности предложенных методов очистки отработанных растворов производства крепежа.....	239
5.2. Выводы по главе 5	240
ГЛАВА 6. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ	242

6.1. Результаты и обсуждение воды штольни №6 уранового месторождения Табошар	242
6.2. Результаты и обсуждение шахтной воды уранового месторождения Киик-Тал	244
6.3. Результаты и обсуждение воды шахты «Восточная» месторождения Чорухдайрон	247
6.4. Результаты и обсуждение воды шахты «Капитальная» месторождения Чорухдайрон	249
6.5. Результаты и обсуждение сточных вод производства крепежа.....	251
6.6. Разработка совокупности теоретических достижений.....	253
ОБЩИЕ ВЫВОДЫ	257
<i>1. Основные научные результаты диссертации</i>	257
<i>2. Рекомендации по практическому использованию результатов</i>	259
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	260
Список использованных источников:	260
Список публикаций соискателя по теме диссертации:	290
Приложения:	299
Акты испытания	299
Малые патенты РТ	302

АББРЕВИАТУРЫ

СПАВ – Синтетические поверхностно-активные вещества

ПАВ – Поверхностно-активные вещества

ТОЗМ – Теория объемного заполнения микропор

АУ – Активный уголь

ПДК – Предельно допустимая концентрация

YSI – Yellow Springs Instrument

MPS – Multi-Probe System

TDS – Total Dissolved Solids

ОВП – Окислительно-восстановительный потенциал

ААС – Атомно-абсорбционный спектрометр

NTU - Nephelometric Turbidity Unit

НЕМ – Нефелометрическая единица мутности

ПАА – Полиакриламид

СОЕ – Статическая обменная емкость

ДОЕ – Динамическая обменная емкость

ТМ – Тяжелые металлы

МАГАТЭ – Международное агентство по атомной энергии

ВОЗ – Всемирная организация здравоохранения

НПЦ – Научно-производственный центр

ГУП – Государственное унитарное предприятие

НИР – Научно-исследовательские работы

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследования. Деятельность большинства промышленных предприятий тесно связана с процессами, требующими использования воды в качестве ключевого ресурса. Недостаток этого ресурса приводит к замедлению хода технологических цепочек, основанных на подобных процессах, и может даже привести к полной остановке отдельных отраслей промышленности. Вместе с тем, открытие новых предприятий связано с ростом численности населения разных стран, что в свою очередь чувствительно влияет на значительную нехватку чистой воды во всех регионах мира.

Поскольку 93% территории Таджикистана занимают горы, количество промышленных предприятий год от года увеличивается, особенно в горнорудном секторе. Горнодобывающие предприятия, стремясь извлечь ценные компоненты из руд, часто нарушают правила использования недр, особенно путем вскрытия геологических разломов без предварительного исследования. Это может привести к загрязнению подземных вод горными породами. Примерами таких предприятий являются ГУП «Таджредмет» и ОАО «Ленинабадский комбинат редких металлов». В настоящее время в некоторых затопленных шахтах работают глубинные насосы, которые перекачивают воду без предварительной очистки от загрязнителей для использования в питьевых и сельскохозяйственных целях. Основными загрязнителями вод в этих шахтах являются радиоактивные и тяжелые металлы.

Ещё одним существенным источником загрязнения сточных вод является применение гальванической технологии для нанесения защитного покрытия на строительные крепежи с целью предотвращения коррозии, что осуществляется на предприятии ООО «Точфилиз». В этих стоках содержится значительное количество тяжелых металлов и других загрязнителей, а применение данной технологии требует больших объемов химических реагентов и чистой воды. Кроме того, после нанесения покрытия на детали

строительного крепежа их необходимо промывать, что приводит к образованию дополнительных сточных вод. Следовательно, гальваническое производство является одним из основных потребителей воды для производственных нужд.

В связи с указанными проблемами возникает существенная экологическая задача по очистке шахтных и сточных вод от радиоактивных и тяжелых металлов. Среди основных методов очистки наиболее предпочтительными являются методы сорбции и коагуляции. Применение указанных методов для очистки шахтных и сточных вод имеет важное значение для Таджикистана и других стран, что определило актуальность данного исследования.

Степень изученности научной проблемы, теоретические и методологические основы исследований. Активное исследование очистки шахтных и сточных вод в Таджикистане началось еще в XX веке. Значительный вклад в изучение практических основ очистки шахтных вод внесло Государственное предприятие «Востокредмет» (в настоящее время - Государственное унитарное предприятие «Таджредмет»). В XXI веке значимый вклад в исследования по очистке шахтных и сточных вод внесли такие ученые, как Мирсаидов У.М., Хакимов Н.Х., Назаров Х.М., Мирсаидов И.М., Бобоев Б.Д., Ашуров Х.Ё., Давлатов Д.С., Бокизода Д.З., Баловцев С.В., Алексеев Ю.В., Абрамов А.П., Бусарев А.В. и другие.

Нехватка источников чистой воды остается актуальной проблемой для значительной части населения г.Истиклол, г.Худжанд и пгт.Чорухдайрон Согдийской области Республики Таджикистан. В этих регионах проблемы с водоснабжением имеют долгосрочные последствия, которые негативно сказываются на качестве жизни местных жителей. Для эффективного решения этой проблемы крайне важно произвести очистку шахтных вод, а также наладить систему их подачи в населенные пункты. Без подобной меры невозможно обеспечить населения качественной питьевой водой, что требует срочного вмешательства и внедрения новейших технологий очистки.

Технология очистки шахтных вод с использованием сорбционных и коагуляционных методов является многоступенчатым процессом, который зависит от физико-химических характеристик конкретного источника загрязненной воды. Каждое месторождение имеет свои особенности, требующие тщательного подхода. Проведение этих исследований с использованием высокоточных аналитических методов и современных приборов позволило нам очистить шахтную воду до заданных норм и сделать её безопасной для потребления. Эти методы гарантируют не только эффективность очистки, но и минимизацию воздействия на окружающую среду.

Кроме того, стоит отметить наличие еще одной серьезной экологической проблемы - сброс сточных вод ООО «Точфилиз» без предварительной очистки в городскую канализацию. Экспериментальные результаты анализов физико-химического состава загрязнённой воды, сбрасываемой предприятием, показывают наличие опасных примесей, таких как взвешенные вещества, а также металлов - цинка, железа и меди. Эти загрязнители наносят вред экосистеме и могут вызвать загрязнение водоемов, в том числе ухудшение качества водоснабжения для близлежащих населенных пунктов.

Для решения проблемы сточных вод ООО «Точфилиз» необходимо разработать технологию их очистки с использованием химического и коагуляционного методов, которая также зависит от физико-химических характеристик загрязнённой воды. Однако стоит отметить, что до сих пор исследования, посвященные сточным водам производственного процесса крепежных изделий, не проводились, что делает нашу работу в этой области уникальной и важной. Применение высокоточных современных приборов для анализа сточных вод позволило нам детально изучить состав воды и выявить все загрязнители, что в свою очередь помогло выработать оптимальные методы очистки.

Связь исследований с научными программами и темами.

Диссертационная работа выполнялась в рамках программы реализации Национальной концепции Республики Таджикистан по реабилитации хвостохранилищ отходов переработки урановых руд на 2016-2024 годы (Постановление Правительство Республики Таджикистан «О Программе реализации Национальной концепции Республики Таджикистан по реабилитации хвостохранилищ отходов переработки урановых руд на 2016-2024 годы» от 27 июля 2016 года, № 329) и программы «Очистка сточных вод промышленных предприятий» (НИР Горно-металлургического института Таджикистана, срок исполнения: 2021-2025).

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Цель исследования: разработка научно-прикладных основ комплексных технологий очистки шахтных и сточных вод от тяжелых и радиоактивных металлов, обеспечивающих эффективное удаление загрязнений и экологическую безопасность водных объектов.

Задачи исследования:

- исследование подробных физико-химических характеристик шахтных и сточных вод различными методами;
- исследование статической и динамической обменной емкостей (СОЕ/ДОО) различных сорбентов из шахтных вод урановых месторождений Табошар и Киик-Тал;
- исследование кинетики процесса сорбции урана из шахтных вод урановых месторождений Табошар и Киик-Тал с использованием различных сорбентов;
- изучение процесса десорбции урана из насыщенных сорбентов с помощью серной и соляной кислот;
- исследование состава шахтных вод месторождения Чорухдайрон в разное время года с использованием различных методов;

- исследование процесса удаления радиоактивных и тяжелых металлов из шахтных вод месторождения Чорухдайрон при помощи различных коагулянтов;

- изучение влияния времени коагуляции, температуры, дозы коагулянтов, рН среды и количества замутнителя на степень очистки шахтных вод от радиоактивных и тяжелых металлов;

- исследование процесса устранения железа из сточной воды изготовления крепежа с использованием перекиси водорода;

- анализ изменения мутности сточной воды изготовления крепежа до и после очистки;

- изучение процесса очистки сточной воды изготовления крепежа химическим способом для удаления ионов тяжелых металлов (включая цинк, железо и медь) с применением оксида кальция, гидроксида натрия и карбоната натрия в качестве осадителей;

- исследование процесса очистки сточной воды изготовления крепежа от ионов цинка, железа и меди коагуляционным методом с использованием сульфата алюминия в качестве коагулянта;

- разработка новых технологических схем очистки шахтных вод от радиоактивных и тяжелых металлов с использованием сорбционных и коагуляционных методов;

- разработка комплексной технологической схемы очистки сточной воды от ионов цинка, железа и меди с применением химических и коагуляционных методов.

Объект исследования: шахтные воды ГУП «Таджредмет», ОАО «Ленинабадский комбинат редких металлов» и сточные воды ООО «Точфилиз».

Предмет исследования: процессы очистки шахтных и сточных вод от радиоактивных и тяжелых металлов, а также взвешенных веществ физико-химическими методами с использованием сорбентов и химических реагентов.

Научная новизна исследования:

- исследован физико-химический состав шахтных и сточных вод разных промышленных предприятий;
- изучены процессы сорбции радиоактивных и тяжелых металлов из шахтных вод в статических и динамических условиях, кинетика процесса сорбции, десорбция радиоактивных и тяжелых металлов, а также процесс обезжелезивания сточной воды производства крепежа;
- определены зависимости степени очистки шахтных и сточных вод от различных параметров;
- установлено влияние различных параметров на процесс очистки шахтных и сточных вод от радиоактивных и тяжелых металлов при использовании сорбционного, химического и коагуляционного методов;
- разработаны принципиально новые комплексные технологические схемы процесса очистки шахтных и сточных вод от радиоактивных и тяжелых металлов.

Теоретическая ценность исследования. В работе приведены теоретические аспекты процессов сорбции, десорбции, осаждения радиоактивных и тяжелых металлов из шахтных и сточных вод сорбционным, химическим и коагуляционным методами с применением различных сорбентов, коагулянтов и химических реагентов. Также описана роль факторов, влияющих на их интенсификацию.

Практическая ценность исследования. На сегодняшний день загрязнение водных ресурсов стало одной из самых острых проблем, угрожающих экологической безопасности и здоровью людей. В условиях интенсивного промышленного производства и увеличения нагрузки на природные ресурсы, защита источников чистой воды (как подземных, так и поверхностных) выходит на первый план. Важно понимать, что без должной очистки воды, особенно шахтных и сточных вод, их сброс в водоемы может привести к необратимым экологическим последствиям. Загрязнение воды радиоактивными веществами и тяжелыми металлами представляет особую

угрозу для флоры, фауны и человека, поскольку эти вещества могут накапливаться в организмах и вызывать серьезные заболевания.

Для предотвращения загрязнения водных объектов необходимо очистить шахтные и сточные воды до требуемых норм перед их сбросом в реки, озера или другие водоемы. Этот процесс очистки включает удаление опасных примесей, таких как тяжелые металлы, радионуклиды и другие токсичные вещества, которые могут серьезно ухудшить качество водных ресурсов. Только при соблюдении таких стандартов можно гарантировать безопасность водоемов и избежать нарушения экологического баланса.

Результаты экспериментальных исследований, изложенные в докторской диссертационной работе, имеют высокую значимость для практического применения в решении химических технологий и экологических проблем. Эти исследования направлены на обеспечение безопасности водных ресурсов и здоровья населения. В частности, они ориентированы на улучшение качества водоснабжения и экологии в таких городах и населенных пунктах, как г.Худжанд, г.Истиклол, г.Бустон и пгт.Чорухдайрон. Полученные данные и предложенные методы очистки сточных и шахтных вод могут значительно повысить получения ценного компонента, уровень экологической безопасности региона, снизить риск загрязнения водоемов и гарантировать населению доступ к безопасной питьевой воде.

Основные исследовательские работы были выполнены в аналитической лаборатории Горно-металлургического института Таджикистана, что позволило получить высококачественные и достоверные результаты, важные как для научной, так и для практической деятельности в области химических технологий, охраны окружающей среды и водных ресурсов. Лаборатория оснащена современным оборудованием, которое позволило провести точные химические и физико-химические исследования сточных и шахтных вод, а также исследовать их загрязнённость различными

опасными веществами, такими как тяжелые металлы и радиоактивные элементы.

Полученные данные представляют собой ценную информацию, которая может быть использована в различных областях. Работники научно-исследовательских институтов и лабораторий могут применять эти результаты для дальнейших исследований в области очистки воды и защиты водных ресурсов, а также для разработки и внедрения новых технологий получения ценного компонента. Важно отметить, что эти исследования имеют значительный потенциал для решения экологических проблем, связанных с загрязнением водоемов, что в свою очередь улучшит качество жизни населения, а также повысит экологическую безопасность региона.

Кроме того, результаты исследований могут быть полезными для подготовки студентов бакалавриата и магистрантов в сфере химической технологии, экологии, инженерной защиты окружающей среды и мониторинга состояния природных ресурсов. Особенно важным является использование этих данных в рамках учебных программ по профилям 480101 «Химическая технология неорганических веществ, материалов и изделий» и 330101-05 «Инженерная защита окружающей среды». Эти дисциплины активно развиваются в ВУЗах Таджикистана и других стран, и результаты данной работы могут служить полезным практическим материалом для обучения будущих специалистов, которые будут заниматься охраной окружающей среды и водных ресурсов.

Методы исследования: контроль процессов сорбции, десорбции, осаждения и коагуляции радиоактивных и тяжелых металлов методами титриметрии, атомно-абсорбционной спектрометрии и турбидиметрии (до и после очистки) при протекании вышеупомянутых процессов.

Отраслями исследования являются очистка шахтных и сточных вод промышленных предприятий Северного Таджикистана от загрязнителей.

Этапы исследования: исследование изменения физико-химических параметров шахтных и сточных вод промышленных предприятий в

зависимости от различных факторов. На основе полученных результатов разработана технология очистки шахтных и сточных вод от радиоактивных и тяжелых металлов.

Достоверность диссертационных результатов. Для обеспечения достоверности экспериментальных данных в процессе исследования использовались современные приборы, которые были откалиброваны и протестированы по каждому определяемому элементу с применением стандартных растворов. Для проведения экспериментов по очистке шахтных и сточных вод от радиоактивных и тяжелых металлов использовались только новые сорбенты производства Украины, Германии и Англии, а также химические реагенты, прошедшие официальную сертификацию, в частности, сульфаты и хлориды железа и алюминия, оксид кальция, гидроксид натрия и карбонат натрия. Результаты диссертационной работы отражены в актах испытания.

Основная информационная и экспериментальная база:

- лабораторный шейкер типа IKA KS 260 (Германия);
- альфа-бета радиометр для измерения малых активностей УМФ-2000 (ООО НПП «Доза», Россия);
- Waterproof Handheld PCD 650 (Geotech Environmental Equipment, Inc., Сингапур);
- YSI 556 MPS (YSI Incorporated, США);
- аналитические весы Selon FA224 (Biobase, Китай);
- турбидиметр типа HI 98703 (HANNA Instruments, Румыния);
- турбидиметр типа Xin Rui Instruments (Китай);
- атомно-абсорбционный спектрометр типа AAnalyst 800 с графитовой печью и пламенной атомизацией элементов (Perkin Elmer, США);
- флокулятор типа Flocculator 2000 (Kemira, Швеция);
- спектроскан МАКС-GF2Е с программным обеспечением «QAV» (ООО НПО «Спектрон», Россия);
- фотометр типа SQ 118 (MERCK, Германия);

- рентгеновский дифрактометр Дрон-3.0 (НПП «Буревестник», г.С.-Петербург, Россия).

Положения, выносимые на защиту:

- обоснование эффективности различных методов очистки шахтных и сточных вод от радиоактивных и тяжелых металлов, таких как сорбция, химическая обработка и коагуляция, с использованием различных сорбентов, реагентов и коагулянтов;

- результаты исследований СОЕ, ДОЕ, кинетики процесса сорбции радиоактивных и тяжелых металлов из шахтных вод в статических условиях с применением различных сорбентов;

- результаты исследований, показывающих влияние дозы коагулянтов, продолжительности процесса, pH среды, количества веществ, вызывающих мутность, и температуры на эффективность очистки шахтных и сточных вод от радиоактивных и тяжелых металлов;

- результаты исследований, демонстрирующих влияние дозы сульфата алюминия, pH среды, времени перемешивания и количества веществ, вызывающих мутность, на снижение физико-химических параметров, таких как удельная электропроводность, соленость, TDS и мутность сточных вод;

- рекомендации по очистке шахтных и сточных вод для их дальнейшего использования в поливе, питье и приготовления исходного электролита, а также для обеспечения экологической безопасности водных ресурсов.

Соответствие диссертации паспорту научной специальности. В соответствии с паспортом специальностей Государственного учреждения «Высшая аттестационная комиссия при Президенте Республики Таджикистан», утвержденного решением Президиума Высшей аттестационной комиссии при Президенте Республики Таджикистан от 28 сентября 2017 г. № 4/1 работа соответствует специальности «Технические науки», шифру специальности 05.17.00 – Химическая технология (05.17.01 – Технология неорганических веществ), область исследования соответствует подпункту: 1. Химические и физико-химические основы технологических

процессов: химический состав и свойства веществ, термодинамика и кинетика химических и межфазных превращений. 4. Способы и последовательность технологических операций и процессов переработки сырья, промежуточных и побочных продуктов, вторичных материальных ресурсов (отходов производства и потребления) в неорганические продукты. 5. Способы и последовательность технологических операций и процессов защиты окружающей среды от выбросов неорганических веществ. 6. Свойства сырья и материалов, закономерности технологических процессов для разработки, технологических расчетов, проектирования и управления химико-технологическими процессами и производствами.

Личный вклад соискателя заключается в обработке литературных данных, постановке задачи диссертационной работы, нахождении методов их решения, проведении экспериментальных опытов, анализе, обработке и обобщении полученных результатов, формулировке выводов и положений диссертации.

Апробация диссертации и информация об использовании её результатов. Результаты данной работы обсуждены на международных и республиканских конференциях: на республиканской научно-практической конференции – «Соҳаи кӯҳкорӣ ва металлургия яке аз заминаҳои асосии саноатикунонии босуръати кишвар», г.Бустон, 15 ноября 2020г.; на республиканской научно-практической конференции «Общее загрязнение воды и пути её очистки», посвященной 3-ей годовщине программы «Вода для устойчивого развития 2018-2028». р-н Матча, 13 марта 2021г.; на республиканской научно-практической конференции «Устойчивые шаги к развитию национальной промышленности», посвящённой 15-летию Горно-металлургического института Таджикистана, 24 апреля 2021 года; на научно-практической конференции - «Вклад ИА РТ в стратегических направлениях развития Таджикистана», Душанбе, 15 октября 2021 года; на республиканской научно-практической конференции – XVI-Нумоновских чтений «Достижения химической науки за 30 лет государственной независимости Республики

Таджикистан», посвященной 75-летию Института химии имени В.И. Никитина НАНТ и 40-летию лаборатории «Коррозионностойкие материалы», 27 октября 2021 года; на республиканской научно-практической конференции - «Горно-металлургическая отрасль – одна из основ ускоренной индустриализации страны», посвященной 30-летию независимости Республики Таджикистана, Бустон, 30 октября 2021 года; на X Международной научно-практической интернет-конференции соискателей высшего образования и молодых ученых - «Химия и современные технологии», Днепр, Украина, 23-24 ноября 2021 года; на республиканской научно-практической конференции, посвящённой изучению и развитию естественных, точных и математических наук в сфере науки и образования 2020-2040гг, г.Бустон, 28 мая 2022 года; на Международной научно-практической конференции «Использование природных ресурсов, экология и устойчивое развитие» в рамках Международного десятилетия действий “Вода для устойчивого развития, 2018-2028 годы”. г.Бустон, 24 сентября 2022 года; на XIV Международного научного форума «Перспективные задачи инженерной науки». Москва, 17 мая 2023 года; на II – Традиционной международной научно-практической конференции. 2023; на IV Международный Косыгинский Форум «Проблемы инженерных наук: формирование технологического суверенитета». Москва. 20-22 февраля 2024 года; на Республиканской научно-практической конференции “Внутренняя и внешняя политика Республики Таджикистан в процессе реализации программы защиты ледников и гидроэнергетических ресурсов” р-н Матча, 25 мая 2024 года; на Международной научно-практической конференции «Применение современных технологий в учебных процессах естественных, точных и математических наук» г.Бустон, 19 июня 2024 года.

Публикация результатов диссертации. По теме диссертации опубликована одна монография, 26 статьи в журналах, рекомендованных ВАК при Президенте Республики Таджикистан, ВАК РФ и ВАК Узбекистан, а также 25 статей в сборниках республиканских и международных научно-

практических конференций. Получены два малых патента Республики Таджикистан на изобретение.

Под руководством автора диссертации защитились 3 молодых ученых, которые стали кандидатами технических наук по специальности 25.00.27 – Гидрология суши, водные ресурсы, гидрохимия.

Структура и объём диссертации. Диссертационная работа состоит из введения, литературного обзора, методической и экспериментальной частей, обсуждения результатов, выводов, списка использованной литературы и приложений. Диссертация изложена на 303 страницах компьютерного текста, содержит 74 таблицы и 73 рисунка. Список использованной литературы включает 368 наименования.

ГЛАВА 1. ОСНОВНЫЕ СПОСОБЫ МИНИМИЗАЦИИ ВОЗДЕЙСТВИЯ ШАХТНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ (обзор литературы)

1.1. Влияние шахтных вод промышленных предприятий на окружающую среду

Химический состав шахтной воды является переменным. В основном, это происходит за счет притока подземных вод в шахтные разработки во время извлечения полезных ископаемых. Авторы [1-5] провели детальное изучение состава вод некоторых шахт. Полученные результаты показывают значительное различие в составе шахтных вод по сравнению с обычной водопроводной водой, причем они также различаются между собой. Эти воды являются двухфазными системами, состоящими из минерализованной воды и твердых частиц различного размера. В процессе горных работ такая вода проникает через слои и минерализуется, что приводит к изменению ее жесткости и pH-показателей. В составе таких вод могут содержаться различные примеси, такие как угольная пыль, обломки пород и мелкие частицы. При использовании таких вод для сельскохозяйственных нужд может происходить загрязнение окружающей среды [6-8].

Содержание твердых частиц в воде шахт может значительно колебаться, достигая уровней от 20 до 5000 миллиграммов на литр, однако в большинстве случаев оно не превышает 1000 мг/л. Эти колебания часто связаны с постоянным внесением загрязнений в процессе добычи руды. Основная причина загрязнения вод в шахтах и карьерах - это присутствие мелких взвешенных частиц, возникающих в результате взрывного разрушения горных пород, бурения взрывных скважин и шпуров, а также в ходе погрузочно-транспортных операций. Кроме того, добыча полезных ископаемых может способствовать попаданию в воду нефтепродуктов. Бактериальное загрязнение шахтных и карьерных вод обычно обусловлено разложением деревянных крепежей и других конструкций [5, 9, 10].

Минерализация шахтной воды определяет её качество и может значительно различаться. Вода может быть отнесена к категории пресной, если её минерализация не превышает 1 г/л. Солоноватая вода характеризуется уровнем минерализации от 1 до 25 г/л, в то время как соленая вода имеет минерализацию в диапазоне от 25 до 50 г/л. Вода считается рассолом, когда уровень минерализации составляет более 50 г/л. Наиболее часто из этих степеней минерализации встречаются пресная и солоноватая воды [11, 12]. С ростом степени минерализации шахтной воды концентрация сульфат-, хлорид-, натрий- и кальций-ионов также возрастает. Чем больше их концентрации в воде, тем выше ее агрессивность [9].

Физико-химические свойства шахтной воды могут существенно изменяться в зависимости от глубины. Примером таких вод могут служить шахтные воды Донецко-Макеевского района [9]. По табличным данным видно, что значения минерализации обычно увеличиваются с увеличением глубины. Эти результаты были получены путем химического и спектрального анализа, проведенных сотрудниками ПО «Укруглегеология».

Еще одной причиной изменения состава шахтной воды может выступить сезон года. Табличные данные показывают, что физико-химические показатели воды изменяются в зависимости не только от глубины шахты, но и от сезона года. Следует отметить, что при проектировании шахтного водоотлива необходимо включать тщательные геологические и гидрогеологические инженерные изыскания [13-17].

Для предотвращения непредвиденных остановок и поломок оборудования крайне важно оценивать качество шахтной воды в первую очередь. Правильное проведение периодического мониторинга состава шахтных вод в течение эксплуатационного периода водоотливных установок способствует увеличению срока службы оборудования [18-20].

В различных отраслях промышленности и производства требуются воды с разнообразными характеристиками. Для каждой отрасли промышленности существуют технические требования к используемой воде,

определенные ГОСТы, технологические инструкции и другие нормативные документы. В зависимости от этих требований шахтная вода подвергается очистке от взвешенных частиц до достижения степени чистоты, соответствующей указанным стандартам. Очищенные от загрязнений воды могут быть использованы для сельскохозяйственных целей, в качестве питьевой воды, для подавления пыли в забоях шахт, в металлургии и в других областях [21-28].

Радиационно-экологические объекты ГУП «Таджредмет» расположены на севере Таджикистана. Эти объекты являются хранилищами радиоактивных отходов, образовавшиеся в процессе первичного обогащения урановых руд гидрометаллургическим способом на Табошарском, Киик-Талском и Адрасманском урановых месторождениях, находившихся в эксплуатации с 1945 по 1969 гг. В свое время добычей урана также занимались в городе Бустон, где использовалось привозное сырьё из Казахстана, Узбекистана и стран бывшего СЭВ [29, 30].

После отработки месторождений и в результате социально-экономического развития населенные пункты разрослись, приблизились к объектам уранового наследия, которые стали оказывать непосредственное влияние на окружающую среду, и особенно на население. Сложившаяся ситуация требует всестороннего изучения и анализа, по результатам которых должны быть приняты решения по утилизации отрицательно влияющих источников и реабилитации загрязненных территорий [31, 32].

В последнее время особое внимание уделялось уточнению влияния шахтных вод уранового месторождения Киик-Тал [33, 34] и вод штольни №6 уранового месторождения Табошар. С этой целью многими исследователями были проведены эксперименты по уточнению влияния физико-химических параметров водных объектов на окружающую среду [35-39].

В свое время автором работы [40] было установлено, что в шахтной воде (воды штольни №6) содержание радиоактивных элементов колеблется в пределах $U-238=0,13-0,2 \cdot 10^4$, $U-234=1,6-2,5 \cdot 10^4$ и $Ra-226=0,006-0,016 \cdot 10^4$

Бк/м³. Кроме того, автором измерены другие параметры данной воды и установлено, что шахтные воды исследуемого объекта действительно загрязнены радиоактивными элементами.

Также авторами работ [33, 34] был исследован состав шахтной воды уранового месторождения Киик-Тал, в частности, было установлено, что в воде содержится уран в пределах 20-25 мг/л. Исследования, проведенные авторами в работах [41-46], касались процесса сорбции урана с использованием скорлупы урюка, грецкого ореха, шишек арчи и сосны, а также смолы типа АМ-п. В ходе исследований были разработаны соответствующие технологические схемы этого процесса (рисунок 1.1).

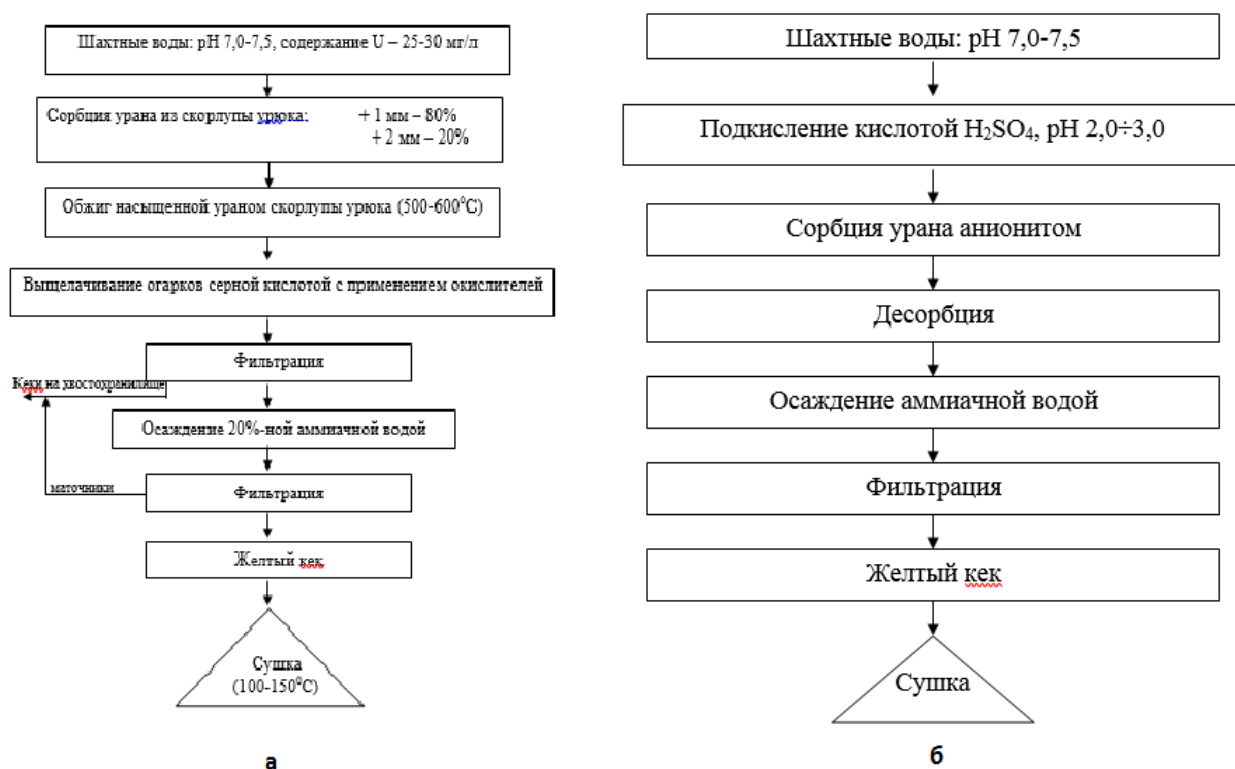


Рисунок 1.1. - Технологические схемы получения урана (а - применение скорлупы урюка; б - применение смолы АМ-п)

Им удалось установить, что для получения 1,2-1,7 кг урана необходимо иметь 1 тонну скорлупы. Конечно, такая степень извлечения урана очень мала по сравнению с синтетическим сорбентом (100-150 кг урана на тонну синтетической смолы). Кроме того, при обжиге скорлупы урюка и других

вышеупомянутых природных сорбентов в большом количестве выделяется углекислый газ, выделение которого в последнее время мировая цивилизация старается строго регулировать, смещаясь в зелёную экологию.

Хотел отметить, что углекислый газ (CO_2) играет ключевую роль в парниковом эффекте, который является естественным процессом, поддерживающим тёплый климат на Земле. Он позволяет солнечному свету проникать через атмосферу, но задерживает отражённое инфракрасное излучение от поверхности Земли, подобно тому, как стекло теплицы удерживает тепло внутри:

- солнечные лучи в виде видимого света проходят через атмосферу и поглощаются поверхностью Земли, нагревая её;
- нагретая поверхность излучает тепло в виде инфракрасного излучения;
- часть этого излучения поглощается и переизлучается газами парникового эффекта, включая CO_2 , что приводит к дополнительному нагреву атмосферы.

Этот процесс важен для поддержания жизни на Земле, но избыточное накопление CO_2 из-за человеческой деятельности усиливает парниковый эффект, что приводит к глобальному потеплению и изменению климата. Увеличение концентрации CO_2 в атмосфере усиливает этот эффект, что может привести к повышению средней температуры на планете, изменению погодных условий, таянию ледников и повышению уровня мирового океана [41-43].

С начала 1990-х годов и до настоящего времени для очистки шахтной воды на урановом месторождении Киик-Тал ГУП «Таджредмет» (ранее ГП «Востокредмет») была установлена сорбционная колонна объемом 28 м^3 , заполненная 5 м^3 смолы типа АМ-п [34]. Скорость подачи воды в колонну - $5 \text{ м}^3/\text{ч}$. Необходимо отметить, что из-за долгого и непрерывного использования смолы АМ-п без замены исследуемая вода не очищается до требуемой нормы. Это связано с свойствами сорбента – активные поверхности сорбента заполняются, вероятнее всего кремнием, из-за чего сорбент теряет свои сорбирующие свойства.

Автор работы [34] уточнил, что объекты уранового наследия сильно влияют на окружающую среду, особенно водные объекты (таблица 1.1).

Таблица 1.1. - Содержание урана в водных объектах г.Истиклол

Пункт отбора проб воды	Концентрации изотопов урана ($^{238}\text{U}+^{234}\text{U}$), мг/л
Бывший карьер	47-60
Дренажи старых шахт (штольня №6)	37-40
Сарым-Сахлысай	26,7
Уткен-Суу (исток)	0,65
Уткен-Суу (Худжанд)	0,73
Ручей Старый Табошар	1,86

Как видно из табличных данных, высокое содержание урана обнаруживается в бывшем карьере, который в настоящее время является основным источником воды штольни №6.

В исследованиях, упомянутых в работах [35, 44-53], изучались характеристики и технологические принципы извлечения урана из шахтных и технических вод, относящихся к наследию урановой промышленности Таджикистана. Было выявлено, что содержание урана в шахтных водах может варьироваться от 10 до 70 мг/л. Анализ характеристик вод с месторождений Табошар и Киик-Тал подтвердил целесообразность извлечения урановых концентратов из них.

Для этой цели была изучена кинетика процесса сорбции урана из урансодержащих вод с применением местных сорбционных материалов [44, 53].

Была разработана основная технологическая схема извлечения урана из шахтных и дренажных вод, производственных отходов урановой промышленности. Эта схема включает следующие этапы: подкисление, сорбцию, обжиг, выщелачивание, осаждение, фильтрацию и сушку [34].

В [36, 54-56] разработана технология извлечения урана из рассола с высоким содержанием хлора. З.А. Разыков и др. предложили извлечение урана из природных вод озера Сасык-Куль методом соосаждения его на гидроксидах железа и титана.

В других исследованиях [36, 54-56] была разработана технология извлечения урана из раствора с высоким содержанием хлора. З.А. Разыков и его коллеги предложили метод извлечения урана из природных вод озера Сасык-Куль путем соосаждения его на гидроксидах железа и титана.

Авторами работ [56-59] была предложена технология комплексной переработки раствора вод озера Сасык-Куль, включающая следующие этапы: выпаривание раствора, сернокислородное разложение с одновременным улавливанием паров соляной кислоты и выделение урана.

Основы получения урановых концентратов из супесчаных почв и шахтных вод описаны в работе [60]. Исследованы основы формирования супесчаных почв на территориях с урановыми рудами северного Таджикистана, определена роль отдельных минералов в их образовании. Было также показано, что ионы урана обладают большей мигрирующей способностью в экосистемах. Разработана технологическая схема получения урана из ураносодержащих супесчаных почв [60].

На основе результатов по использованию местных сорбционных материалов была смонтирована опытно-промышленная установка для получения уранового концентрата, описанная в работе [59] (рисунок 1.2).

Из результатов экспериментов на пилотной установке [59, 61], проведенных для очистки шахтных вод месторождения Киик-Тал, были определены оптимальные параметры процесса сорбции с использованием скорлупы урюка: общая продолжительность насыщения сорбента – 10 суток, среднее содержание урана в шахтной воде – 21 мг/л, а содержание урана в сорбенте – 1,721 кг/т.

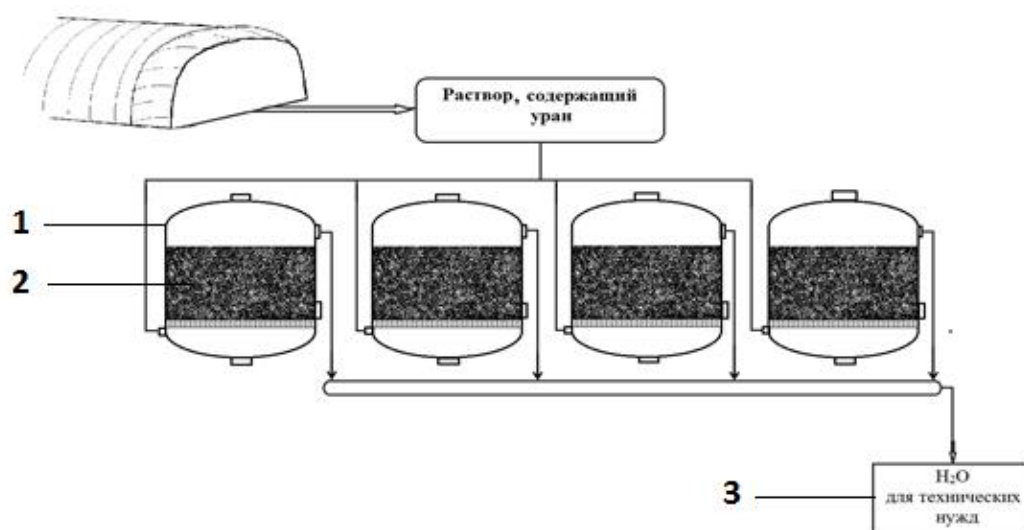


Рисунок 1.2. - Промышленная установка, использующая местные сорбционные материалы для извлечения уранового концентрата: 1 - сорбционная колонна; 2 – скорлупа урюка; 3 – очищенная вода

На рисунке 1.3 представлена принципиальная технологическая схема получения U_3O_8 из шахтных и технических вод [59, 61].

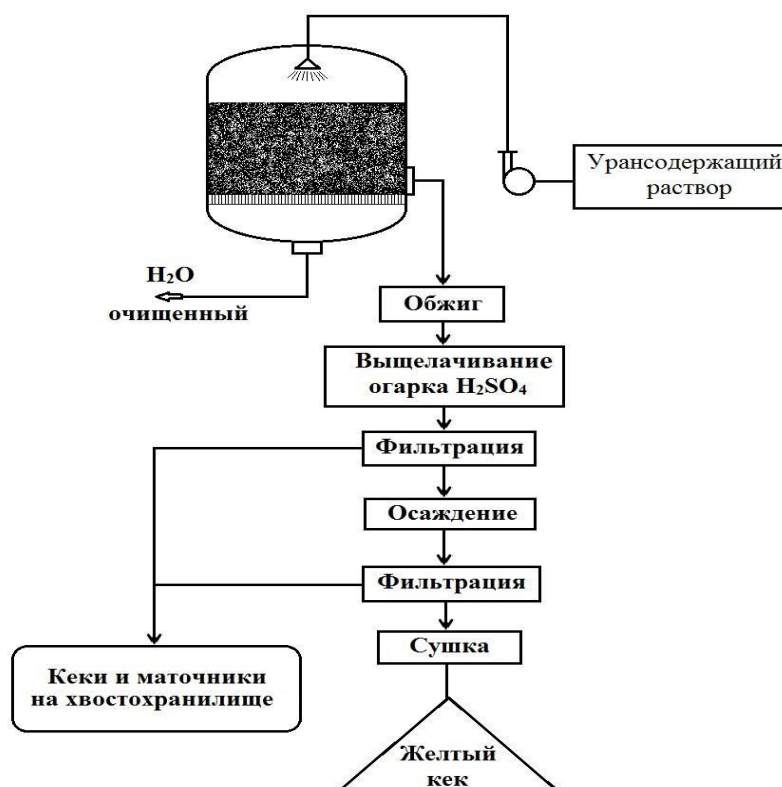


Рисунок 1.3. - Технологическая схема извлечения уранового концентрата из урансодержащих шахтных вод

Исследование процесса извлечения урана из различных источников сырья в Таджикистане (показанное на рисунке 1.4) показывает, что более 93% извлечения урана из отходов и руд происходит при кислотном разложении [62-67].

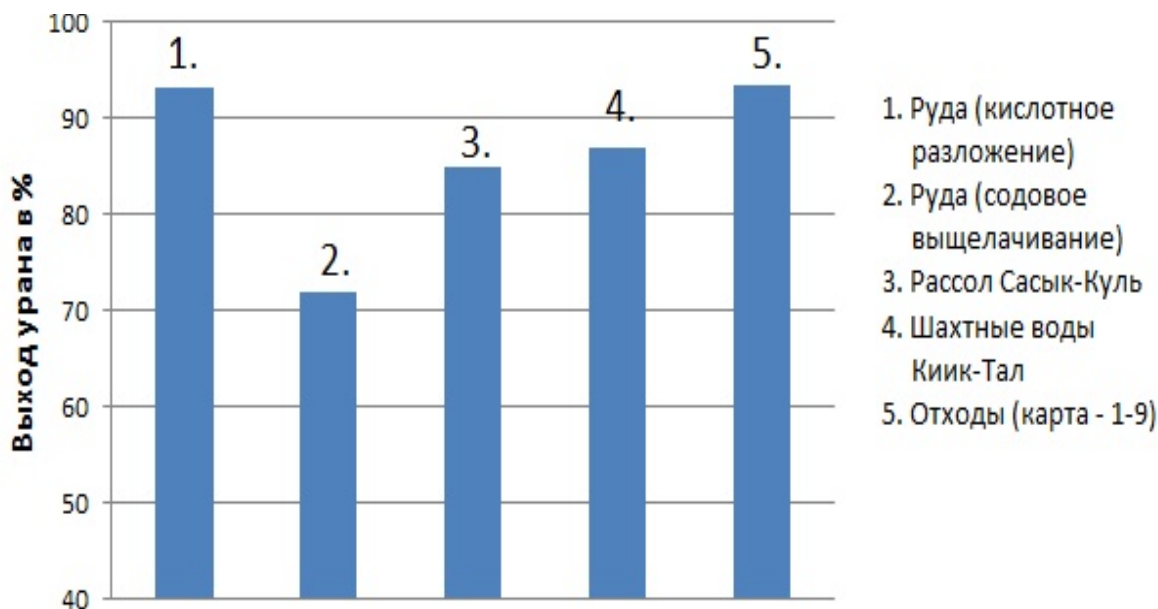


Рисунок 1.4. - Получения урана из разнообразных сырьевых ресурсов в Таджикистане

1.2. Проблемы цинксодержащих сточных вод гальванотехники

К настоящему времени известно около 400 наименований материалов, которые подвергаются нанесению гальванических покрытий [68-73]. Вода является самым важным компонентом для нанесения гальванических покрытий, без нее не проводится практически никаких операций. Процесс нанесения гальванических покрытий связан с подготовкой поверхности материалов, приготовлением электролитов и временем их корректировки, мойкой оборудования и нанесенных покрытий. Каждое предприятие имеет определенную мощность, и уровень потребляемой воды для наносимых покрытий устанавливается в зависимости от нее [74, 75]. Естественно, большая часть воды расходуется на промывные работы, в частности, для обработки поверхности нанесенных покрытий материалов. Существуют различные гальванические покрытия, и в зависимости от них и с учетом

других факторов расход воды на 1 м² может достигать 2-2,5 м³. Таким образом, развитие гальванического производства без использования воды представить невозможно, и оно сильно связано со значительным сбросом отработанных сточных вод [76-79].

С учетом условий работы и других факторов, гальванические цеха разделяют на три группы [68, 74]:

- к первой группе относятся мелкие цеха, работа стационарных ванн в которых обеспечивается ручным способом;
- во вторую группу входят цеха на основе использования наиболее ресурсосберегающих автоматизированных линий;
- к третьей группе относят цеха созданные на основе автоматизированных и механизированных линий, и имеющие стационарные ванны.

Удельный расход воды первой группы цехов ненормированный и часто завышенный. При этом в образуемых сточных водах концентрация загрязнителей является минимальной. Удельный расход воды второй группы цехов минимальный, а концентрации загрязнителей – максимальный. Третья группа цехов характеризуется промежуточным положением.

На практике для приготовления растворов электролитов и промывки нанесенных гальванических покрытий материалов используется вода, отвечающая требованиям к питьевой [80]. Иногда для приготовления некоторых электролитов используется дистиллированная или ионизированная вода [68, 74]. Также в ряде случаев используется техническая вода, для расконсервации металлических изделий [81, 82].

В Российской Федерации, начиная с 1991г., взамен ГОСТ 9.305 84 введен в действие ГОСТ 9.314 90, который устанавливает требования к технической воде, допустимой к использованию для промывки и приготовления электролитов и других необходимых растворов. В таблице 1.2 приведены значения некоторых показателей для данной воды, для сравнения к которым предоставлены требования к воде питьевого качества согласно

СанПиН 2.1.4.559 96 (Российской Федерации) [83] и СанПиН 2.1.4.004-07 (Республики Таджикистан) [84].

Таблица 1.2. - Сравнительные данные по некоторым показателям качества питьевой воды

Наименование показателя	ГОСТ 9.314 90 Нормы для категории			СанПиН 2.1.4.559 96 (РФ)	СанПиН 2.1.4.004-07 (РТ)
	1	2	3		
рН	6-9	6,5-8,5	5,4-6,6	6-9	6-9
Общая минерализация, мг/л	1000	400	5	1000	1000
Общая жесткость, ммоль/л	7	6	0,35	7	7
Сульфаты, мг/л	500	50	0,5	500	500
Хлориды, мг/л	350	35	0,02	350	350
Железо, мг/л	15	5	0,4	0,3	0,3
Медь, мг/л	1	0,3	0,02	1	1
Никель, мг/л	5	1	-	0,1	0,1
Цинк, мг/л	5	1,5	0,2	5	5

Сравнивая приведенные значения по всем показателям и принимая во внимание, что вода первой категории качества могла использоваться только до 1 января 1993г., из приведенных данных можно заключить, что значение некоторых показателей 2 и 3 категории воды превосходит порог требований для питьевой воды. Вода 2 и 3 категории ранее использовалась для промывки нанесенных гальванических покрытий. Таким образом, при использовании воды, которая соответствует ГОСТ 9.314 90, необходимо иметь очистное сооружение. Данная установка требует капитальных вложений для эксплуатационных материальных расходов, и от использования воды с таким качеством придётся отказаться.

Материалы с защитными покрытиями используются в различных местах и содержат в составе покрытия всевозможные химические элементы [85, 86].

Практика использования воды питьевого качества для промывки нанесенных гальванических материалов вызывает большие сомнения. Однако применение воды в качестве промывочной позволяет сократить время испытания замкнутых схем водоснабжения гальванических цехов в промышленности.

Часто для приготовления растворов и электролитов используется дистиллированная вода, которую получают через систему обратного осмоса и другие современные методы. Авторы работ [87, 88] также рекомендуют применять для приготовления растворов и электролитов дистиллированную воду, что является целесообразным.

На основании вышеперечисленных факторов применение воды, которая соответствует ГОСТ 9.314 90, нецелесообразно и необоснованно с точки зрения экономики и техники.

Состав отработанных вод производства крепежа бывает различным и подразделяется следующим образом [74]:

- цианидсодержащие отработанные воды (такая вода встречается при промывке металлических изделий после нанесения покрытий из растворов, содержащих цианиды натрия или калия);
- хромосодержащие отработанные воды (такая вода встречается при промывке металлических изделий после хромирования и пассивирования в растворах, содержащих бихроматы калия или натрия);
- отработанные воды кислотнo-щелочной среды (воды подобного рода встречаются в гальванических стоках после промывки металлических изделий после травления, обезжиривания, или нанесения покрытий из кислых и щелочных растворов).

В составе почти всех трех групп отработанных стоков в значительном количестве присутствуют тяжелые металлы, в частности Cu, Zn, Ni, Fe и др. [89-97].

Необходимо отметить, что отдельная категория хранения предусмотрена для предприятий, занимающихся производством микроэлектроники и печатных плат, в виду специфичности их сточных вод с повышенным содержанием аммиака [87].

Однако такое разделение отработанных вод приводит к значительному разбавлению хромосодержащих и цианистых стоков. Следует отметить, что при этом их обезвреживание требует значительного расхода химикатов.

Таким образом, на очистных станциях подлежат обезвреживанию Cr^{6+} , цианиды (CN), NH_3^+ , ионы двухвалентной меди, никеля, цинка, кадмия, олова и свинца.

Из-за значительных различий в концентрации растворенных веществ в отработанных водах гальванического производства и производства крепежа их подразделяют на две группы [74]:

- малоконцентрированные (до 200 мг/л);
- высококонцентрированные (до 250 г/л).

Высококонцентрированные воды представляют собой электролиты и отработанные растворы гальванического производства или производства крепежа.

На основную часть отработанных вод гальванотехники приходится воды для промывки нанесенных покрытий материалов. Многолетний опыт показал, что основными причинами для промывки готовых изделий являются [68, 74, 75]: во-первых, переносимые между стадиями техпроцесса остаточные концентрации материалов покрытия не должны ухудшать эффективность последующей стадии, и, во-вторых, концентрации веществ на поверхности материалов должны быть доведены до минимума, чтобы эксплуатационные свойства покрытий не страдали от избыточной остаточной концентрации химикатов.

В ГОСТ 9.314 90 и других нормативных документах приведены основные критерии и требования к промывной воде, которая используется для промывки нанесенных покрытий материалов [74, 75, 80, 84].

Степени промывки (критерии промывки) определяет, во сколько раз необходимо понизить концентрацию основного компонента электролита, выносимого поверхностью покрытий материалов, до предельно допустимого значения после завершения процесса промывки [74, 75]:

$$K_o = \frac{C_o^T}{C_d},$$

где C_o^T - концентрация основного компонента электролита (г/л), C_d – предельно допустимая концентрация основного компонента электролита (г/л).

В работах [58, 74, 75] приведены значения основных компонентов электролита и их предельно допустимые значения.

Необходимо отметить, что по ГОСТ 9.314 90 устанавливается концентрация основных компонентов в воде после процесса промывки. Их значения должны находиться в пределах от 2 (для ионов меди) до 800 мг/л (для гидроксида натрия), а на выходе из гальванического цеха от 10 (для олова) до 1000 мг/л (для сульфат-ионов и соединений хрома (VI)). В реальности концентрация в сточной воде различных тяжелых металлов, как правило, превышает установленные в ГОСТ 9.314 90 нормы.

Низкоконцентрированные вредные вещества в отработанных электролитах требуют больших объемов химических реагентов при очистке, что подтверждается разработчиками того же ГОСТ. Кроме того, применение такого способа затрудняет регенерационные работы и является неэффективным. Реагентный способ очистки вредных веществ позволяет минимизировать концентрированность отработанных растворов и является наиболее эффективным.

Качественный и количественный состав отработанных растворов зависит от многих факторов, в частности, от объема раствора, который

выносят нанесенные покрытия материалов из основной электролитической ванны. Кроме того, этот состав зависит от формы материалов, времени их выдержки в ванне, а также от составов и объемов применяемых электролитов. Опытные данные по зависимости удельного объема раствора (V , л/м²), извлекаемого из технологической ванны, от времени его стекания с нанесенных покрытий материалов приведены в таблице 1.3 [74].

Таблица 1.3. - Сравнительные данные по зависимости удельного объема раствора, от времени его стекания

Обработка на подвесках		Обработка в барабанах и колоколах		Обработка в корзинах и сетках	
V , л/м ²	τ , с	V , л/м ²	τ , с	V , л/м ²	τ , с
0,2	6	0,5	15	0,4	15

Существуют три схемы промывки нанесенных покрытий материалов:

- одноступенчатая промывка (при этой схеме требуется максимальной объем воды);
- двухступенчатая прямоточная промывка;
- двухступенчатая противоточная промывка.

При второй схеме промывка нанесенных покрытий и вода перемещаются в одном направлении, тогда как при третьей схеме промывка нанесенных покрытий и вода перемещаются в противоположных направлениях. Применение третьей схемы промывки позволяет снизить потребление воды в 500 и более раз [68, 74, 75].

1.3. Методы обезжелезивания воды

Железо в природном состоянии встречается в двухвалентном и трехвалентном виде. В жидких пробах оно часто встречается в трехвалентной форме [98-100]. Это зависит от многих факторов. В инфильтрационных и поверхностных водах обычно присутствует только трехвалентное железо (содержится в воде в нерастворенном состоянии в виде маленьких частиц

рыжего цвета) [101], тогда как в артезианских водах можно обнаружить двухвалентное железо в виде бикарбоната $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$, карбоната (FeCO_3), сульфата (FeSO_4) и сульфида (FeS). В артезианских источниках железо в трехвалентном состоянии встречается крайне редко в виде сульфатов ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) или растворимых органических комплексов. Процесс окисления двухвалентного железа кислородом воды протекает очень медленно. Как было сказано, процесс окисления зависит от некоторых факторов, в частности от pH среды. Например, когда pH среды больше 8, процесс окисления происходит очень хорошо, а при значениях pH ниже 8 железо окисляется плохо. Другой пример, если система замкнутая, т.е. без доступа воздуха, полного окисления двухвалентного железа нужно ждать около 24 часов. При этом в открытой системе требуется всего до 6 часов [102-105].

В общем, в водных объектах можно обнаружить и двухвалентное, и трехвалентное железо. Также двухвалентное железо встречается в сточных растворах гальванического производства. Например, при цинковании деталей концентрация железа увеличивается с ростом количества обрабатываемых партий. Когда концентрация железа проходит границу его предельного количества в растворе, процесс цинкования деталей ухудшается. При этом необходимо либо сбросить отработанный раствор, либо обезжелезить его для дальнейшего использования. Необходимо отметить, что до настоящего времени не разработано ни одного универсального метода удаления двухвалентного и трехвалентного железа из сточных вод. Однако, есть разные методы добиться такого результата [106-111].

Для окисления двухвалентного железа существуют методы аэрации, обработки хлором, окисления с пероксидом водорода или перманганатом калия. Все эти методы позволяют получить из двухвалентного железа трехвалентное с образованием нерастворимого гидроксида железа (III). Образующиеся гидроксиды являются нерастворимыми при pH среды больше 4, в противном случае они растворяются [112].

После предварительной подготовки сточных вод гидроксиды железа удаляются методом отстаивания или фильтрацией с добавлением коагулянтов (флокулянтов) при необходимости [112-114].

1.4. Коагуляционный метод очистки отработанных растворов от металлов

В природных водоемах содержатся минералы, органические компоненты, газы и микроорганизмы в незначительных количествах. Эти элементы могут быть в состоянии истинного раствора, коллоидном или в виде взвеси. [115-117].

Степень загрязнения воды характеризуется наличием различных частиц, включая глину, водоросли, ил и песок, а также другие минеральные и органические вещества. Основными причинами появления этих загрязняющих веществ в поверхностных водах служат сточные воды бытового и промышленного происхождения, органический гумус, образующийся в почве, продукты жизнедеятельности растений и животных, их разложение, а также разнообразные микроорганизмы, в том числе планктон [118-121].

На основе изложенных ранее данных был разработан подход к очистке воды. В рамках этой концепции первостепенное значение придается анализу характеристик загрязнителей, определяемых их физико-химическими свойствами. Важнейшим критерием для выбора метода очистки служит уровень дисперсности загрязняющих частиц. В зависимости от применяемой технологии, загрязнители в естественных и сточных водах подразделяются на четыре основные категории [118, 122-125].

Чтобы извлечь из воды более крупные дисперсные загрязнители (первая группа), чьи размеры колеблются от 0,1 мм до 1 мкм, предпочтительно применять простые с точки зрения техники методы механического отделения, используя гравитационные или центробежные силы. В то же время, для выделения более мелких дисперсных частиц обычно используют фильтрационные методы, которые включают процесс прохождения воды

через пористые материалы или тонкие сети, способные задерживать частицы определённого размера. Такой подход позволяет эффективно разделять высокодисперсные (коллоидные) и зернистые (более крупные) материалы, обеспечивая тем самым более чистую воду. Фильтрация может быть реализована на различных этапах водоочистки и может использоваться как самостоятельный метод, так и в сочетании с другими методами, такими как осаждение, флотация или химическая очистка, для достижения наилучших результатов. Важно подобрать тип фильтра и размер пор так, чтобы они соответствовали характеристикам удаляемых частиц. Также для удаления примесей первой группы рекомендуется использовать реагенты на основе соединений железа или алюминия, а также глинистые материалы [125, 126].

Для удаления высокодисперсных молекулярных примесей второй группы, которые имеют размеры частиц от 0,1 мкм до 10 нм, часто используется метод окисления. Этот процесс включает преобразование органических коллоидов и высокомолекулярных соединений в более крупные частицы, которые затем можно легче удалить из воды.

Окисление может быть достигнуто с помощью различных окислителей, таких как озон, пероксид водорода или хлор. Эти вещества реагируют с органическими молекулами, изменяя их структуру и делая их менее растворимыми в воде. В результате образуются флокулы, которые можно отделить от воды с помощью фильтрации или осаждения. Применение окисления особенно эффективно для удаления органических загрязнителей, которые трудно удаляются другими методами очистки. Это также способствует уничтожению микроорганизмов и обеззараживанию воды, что является важным аспектом обеспечения безопасности питьевой воды. Они хорошо адгезируются и адсорбируются на $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и $\text{Al}(\text{OH})_3$ в присутствии флокулянтов [127, 128].

Установки для очистки от примесей первой группы также могут быть применены для удаления примесей второй группы [125].

Для очистки воды от веществ, которые находятся в молекулярно-растворенной форме с размерами частиц в пределах от 10 нм до 1 нм (третья группа), применяются различные методы. Это включает окисление органических соединений, десорбцию летучих элементов, адсорбцию на активированном угле и другие сорбенты, а также экстракцию с использованием органических растворителей. Так как эти процессы требуют особого подхода, для их осуществления используется специальное оборудование [129-133].

К четвертой группе примесей воды относятся растворы солей, кислоты, основания (электролитов) со степенью размеров частиц от 1 нм до 0,1 нм разного типа. Для удаления таких, малорастворимых и малодиссоциированных, дисперсных частиц применяется реагентный метод очистки воды. При этом также применяется гиперфильтрация и сепарация различных ионов в зависимости от фазового состояния воды [125, 134-137].

На основе вышеприведённой классификации примесей, наиболее универсальным из всех классических методов очистки воды от загрязнителей является коагулирование, которое, как следствие, широко применяется практически на любых станциях водоподготовки [138-142].

Коагуляция и последующее осветление воды являются ключевыми этапами в процессе очистки воды, которые позволяют не только удалять взвешенные вещества, но и значительно снижать концентрации различных загрязнителей.

В процессе коагуляции добавляются коагулянты, такие как соли железа или алюминия, которые вызывают образование флоков - крупных агрегатов из мелких частиц. Эти флоки затем можно легко удалить из воды путем осаждения или фильтрации.

Оптимизация условий для коагуляции, включая pH воды, температуру и концентрацию коагулянта, способствует более эффективному объединению частиц и их удалению. После коагуляции следует процесс осветления,

который дополнительно улучшает качество воды, удаляя оставшиеся мелкие частицы.

Эти процессы в совокупности позволяют не только удалять взвешенные вещества, но и снижать уровни ионов тяжелых металлов, уменьшать перманганатную окисляемость, цветность, а также концентрации СПАВ, пестицидов, нефтепродуктов и фенолов, что делает воду безопасной для потребления и использования [143, 144].

На многих станциях очистки воды, использующих технологию коагуляционной очистки, в качестве коагулянтов применяют соединения, содержащие железо или алюминий. При добавлении таких коагулянтов в воду они растворяются, и начинается процесс гидролиза солей, что приводит к образованию малорастворимых оснований гидроксидов алюминия и железа. Эти основания обладают способностью поглощать ионы водорода из раствора, что приводит к снижению его уровня pH. Полный гидролиз солей коагулянтов играет важную роль как в самом процессе коагуляции примесей, так и в общем объеме воды, который можно обработать с использованием данного метода. В данном случае коллоидные примеси и грубодисперсные частицы адсорбируются на поверхности частиц коагулянта (гидроксидов алюминия или железа), а затем эти частицы удаляются из воды на этапах отстаивания и фильтрации [145-149].

В золях гидроксида алюминия и железа изначально формируется непрерывная трехмерная структура. Однако, она подвергается разрушению под действием гидродинамических сил, которые возникают в процессе перемешивания. Это приводит к формированию микроскопических флокул, которые со временем растут, поглощая и удерживая примеси из сточных вод [150].

Действительно, эффективность коагуляции воды определяется множеством параметров. Ионный состав, температура и pH воды напрямую влияют на процесс образования флоков. Дозировка коагулянта и условия смешивания также играют важную роль, поскольку они определяют,

насколько эффективно коагулянт сможет взаимодействовать с загрязняющими веществами. Тип и марка коагулянта могут значительно отличаться по своей эффективности, в зависимости от химического состава и способности формировать флоки. Кроме того, степень дисперсности и концентрация коллоидных и взвешенных частиц влияют на размер и стабильность образующихся флоков. Наконец, равномерное распределение коагулянта и его быстрое распределение по всему объему воды обеспечивают, что каждая частица загрязнителя будет обработана, что критически важно для обеспечения высокой эффективности очистки воды [151-154].

Когда температура обрабатываемой воды понижается, её вязкость возрастает, что приводит к усиленной гидратации загрязнителей и продуктов гидролиза. Это, в свою очередь, замедляет процесс коагуляции. В частности, перекинетическая коагуляция, происходящая благодаря броуновскому движению частиц, становится менее эффективной, так как холодная вода замедляет скорость образования флоков. Это также влияет на ортокинетическую коагуляцию, которая зависит от искусственного перемешивания, делая процесс формирования сгустков менее эффективным [155-160].

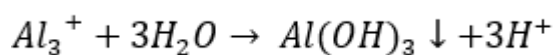
Паводковый сезон может создать дополнительные трудности для процесса коагуляции воды. Падение температуры воды увеличивает её вязкость, что замедляет скорость коагуляции. Резкое увеличение количества грубодисперсных и коллоидных примесей требует большего количества коагулянта и более интенсивного перемешивания для образования флоков. Кроме того, снижение щелочности воды может повлиять на стабильность и размер флоков, так как оптимальный pH для коагуляции обычно находится в слабощелочном диапазоне.

Для преодоления этих проблем может потребоваться корректировка процесса коагуляции, включая изменение дозировки коагулянта, адаптацию условий перемешивания и, возможно, использование различных типов коагулянтов, более эффективных при низких температурах и высокой

концентрации примесей. Также может быть полезно предварительное повышение щелочности воды перед добавлением коагулянта для улучшения процесса флокуляции [161, 162].

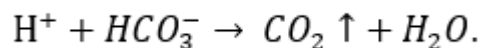
Сульфат алюминия является традиционным коагулянтом, который часто используется для очистки воды. Однако его эффективность может снижаться при обработке вод с низкой мутностью, особенно в условиях паводка, когда температура воды падает, а количество примесей увеличивается. В таких условиях может потребоваться использование более эффективных коагулянтов или комбинации коагулянтов. Например, полиакриламиды или полиалюминиевые хлориды могут быть более эффективными в этих условиях, так как они могут работать при более низких температурах и при большем количестве примесей. Также возможно, что для улучшения коагуляции потребуется оптимизация процесса, включая корректировку pH воды до добавления коагулянта, изменение дозировки и условий перемешивания, чтобы обеспечить лучшее формирование флоков и их осаждение. Это поможет поддерживать качество воды на высоком уровне даже в сложных условиях паводкового сезона [161, 163-165].

При проведении коагуляции на водах с низкой мутностью и низким цветом с использованием алюминиевых соединений рекомендуется поддерживать pH в пределах 6,5-7,5 [166]. Необходимо отметить, что гидроокись алюминия образуется в результате гидролиза ионов алюминия в водной среде. Этот процесс можно описать следующим образом:



Гидролиз сульфатов и хлоридов алюминия приводит к образованию ионов водорода, что, в свою очередь, снижает уровень pH воды. Этот фактор важно принимать во внимание при настройке процесса коагуляции для того, чтобы удаление загрязнений было эффективным и чтобы вода соответствовала установленным стандартам качества.

Процесс коагуляции нормально протекает при наличии достаточного количества гидрокарбонат-ионов в воде, так как они способны нейтрализовать действие ионов водорода. Реакция может быть представлена следующей формулой:



Гидрокарбонат-ионы реагируют с ионами водорода, образуя воду и углекислый газ. Этот процесс способствует увеличению pH воды и создает более благоприятные условия для коагуляции. Если pH воды опускается ниже 8,4, то активируется условие достаточной естественной щелочности [167, 168].

Анионы воды существенно влияют на процесс коагуляции содержащихся в ней примесей, особенно сульфат- и хлорид-ионов. Исследования показывают, что когда уровень pH воды находится ниже 7 и присутствуют высокие концентрации ионов сульфата и хлорида в достаточном количестве, эти ионы способны замещать гидроксильные ионы, занимая их места [112, 150].

Для лучшего обесцвечивания и осветления воды добавляется необходимая доза коагулянта. Оптимальная доза зависит от концентрации и дисперсности минеральных и органических примесей в исходной воде. Прежде всего строится коагуляционная кривая, которая в дальнейшем используется для нахождения оптимальных доз реагентов. Таким методом экспериментально определяются дозы коагулянта, используемые на всех водоочистных станциях [168-171].

Кроме того, важным фактором, влияющим на эффективность процесса коагуляции при добавлении коагулянта в обрабатываемую воду, являются скорость и равномерность распределения коагулянта в потоке воды. В зонах потока с низкой концентрацией коагулянта коагуляция будет происходить неспешно. В то же время, в местах с избытком коагулянта могут формироваться объемные и не плотные хлопья, которые включают в себя чрезмерное количество воды. При таких условиях хлопья гидроокиси металла

и взвеси будут иметь пониженную плотность и плохо оседать во время отстаивания. Всё это скажется на эффективности очистки воды в худшую сторону [172, 173].

Рекомендуется вводить коагулянт в места водного потока с наибольшей турбулентностью [174]. Осуществление первой фазы процесса с применением дозаторов растворов коагулянта, известной как перекинетическая (молекулярно-кинетическая) фаза, имеет решающее значение. Этот этап характеризуется высокой скоростью и завершается созданием начальных агрегатов, или микрофлокул.

ОртокINETическая стадия, являющаяся вторым этапом коагуляции, осуществляется в аппаратах для смешивания и камерах формирования флоков. Этот процесс длится от 45 до 60 минут. Чтобы оценить, насколько эффективно перемешивание воды с коагулянтами на данном этапе, применяется показатель среднего градиента скорости G в обратных секундах (с^{-1}), который генерируется в процессе [175].

Опыт эксплуатации систем очистки воды демонстрирует, что двухэтапное смешивание воды с коагулянтом создает оптимальные условия для образования флоков из коагулированных частиц. На первом этапе происходит интенсивное смешивание, при котором вводится коагулянт, а на последующем этапе, уже в камере формирования флоков, к смеси добавляется флокулянт [127, 144, 176-183]. Изложенные в исследованиях [176, 178] данные свидетельствуют о том, что характеристики флоков, такие как их структура и плотность, зависят от способа перемешивания в смесителях. Это особенно заметно, когда градиент скорости $G1$ достигает значения до 10^3 с^{-1} . При увеличении $G1$ к концу второй фазы, когда $G2$ находится в диапазоне 50-60 с^{-1} , происходит увеличение содержания твердой фазы в агломератах гидроокисей металлов и взвесей. Это обстоятельство позволяет оптимизировать значения $G1$ и $G2$ для различных коагулянтов, с учетом физико-химических свойств обрабатываемой воды. Если скорость перемешивания воды уменьшается ниже значения $G2$, то интенсивность

процесса столкновения микрохлопьев также уменьшается, а если градиент скорости, наоборот, слишком велик, это может привести к разрушению коагуляционных структур. И в том, и в другом случае эффект осветления и обесцвечивания воды ослабевает.

В большинстве водопроводных очистных сооружений широкое применение в качестве коагулянта нашёл сульфат алюминия. При этом он имеет целый ряд недостатков, в частности, пониженную эффективность хлопьеобразования при низкой температуре воды и значительные остаточные концентрации алюминия в очищенной воде в паводковый сезон, что требует подбора альтернативных реагентов [184, 185].

Хлорид алюминия стал широко использоваться как коагулянт для очистки сточных вод, благодаря своей эффективности в удалении загрязнений [186]. При проведении опытов с его применением интенсифицируется процесс хлопьеобразования и ускоряется осаждение коагулированной взвеси. При очистке малоцветных вод с малым содержанием солей и взвешенных частиц его расход уменьшается [187].

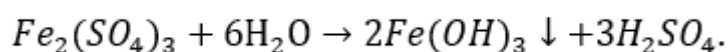
Также, широкое применение в качестве коагулянта при очистке маломутных шахтных и городских канализационных вод нашёл хлорид железа ($FeCl_3$). По сравнению с сульфатами алюминия и железа, а также хлоридом железа он имеет одно важное преимущество: увеличенную скорость осаждения дисперсных примесей при его использовании. Наилучшие коагулирующие свойства он проявляет в интервалах pH 3,5-6,6 или 8-11 [188-191].

При гидролизе хлорида железа образуется малорастворимый гидроксид, который способен захватывать различные органические и неорганические примеси. Этот процесс приводит к образованию рыхлых хлопьев, легко удаляемых из воды механическим способом. Хлопья такого типа, размером от 0,5 до 3,0 мм и с плотностью от 1001 до 1100 г/л, обладают высокой сорбционной активностью благодаря своей обширной поверхности. В их состав входят взвешенные вещества, такие как клетки планктона,

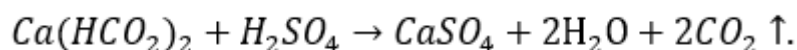
крупные микроорганизмы, остатки растений, ил, а также дисперсные частицы и ионы определенных загрязнителей, которые ассоциируются на поверхность хлопьев. Образование таких хлопьев ускоряет процесс осаждения сорбированных загрязнителей, делая его более эффективным и быстрым. Ещё одним преимуществом хлорида железа является его положительное влияние на биохимическое разложение осадка. Опытным путем установлено, что оптимальной дозой для очистки сточной воды является требуется 30 мг хлорида железа на один литр объёма. Также известно, что при использовании хлорида железа в качестве коагулянта содержание растворимых примесей уменьшается до 25%, нерастворимых – до 95%, а ядовитые соединения и микроорганизмы разрушаются гипохлоритом натрия [177, 192, 193].

Сульфат железа активно применяется как коагулянт и выделяется своей эффективностью в процессе коагуляции даже при пониженных температурах воды, согласно исследованиям [194, 195]. Это способствует тому, что сточные воды могут быть очищены от различных загрязнителей до уровня, отвечающего нормам СанПиН, гарантируя высокое качество воды после очистки.

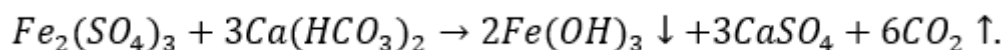
При добавлении раствора сульфатных солей железа в воду происходит реакция гидролиза, которая описывается формулой:



Поскольку исходная вода содержит значительное количество бикарбонатных ионов, в ней происходит нейтрализация серной кислоты. Реакция представлена следующим уравнением:



Уравнение демонстрирует, что в ходе реакции образуется углекислый газ, и это важно принимать во внимание из-за его способности вызывать коррозию. Таким образом, общее уравнение данного этапа процесса можно выразить следующим образом:



При оптимальных значениях pH гидроокись железа формирует коллоидный раствор, который характеризуется нестабильностью. Этот нестабильный раствор далее коагулирует все коллоидные включения воды, включая токсичные и радиоактивные частицы [196-201].

Для повышения эффективности процесса очистки и экономии реагентов на практике в очистных сооружениях обычно применяются смешанные коагулянты. Компоненты выбираются на основе различных пропорций растворов сульфата алюминия и хлорида железа, соотносясь с физико-химическими параметрами воды, подлежащей очистке [202-204].

В ряде научных работ [205-208] рекомендуется соблюдать соотношение сульфата алюминия к хлориду железа в пределах от 1:1 до 1:2. Предложено, что такие растворы могут быть добавлены в очищаемую воду как по отдельности, так и в комбинации.

Для интенсификации процесса коагуляции маломутной воды на практике используются разные замутнители. Опытным путём доказано, что увеличение мутности очищаемой воды посредством ввода в неё замутнителей различного минерального состава способствует улучшению хлопьеобразования частиц (утяжелению хлопьев). Процесс формирования хлопьев при условии использования замутнителя протекает быстрее примерно на 45-50% [209-212].

Чтобы вызвать мутность воды, часто используют разнообразные глины в порошкообразной форме. К примеру, для повышения уровня мутности можно применять натуральные алюмосиликаты, включая клиноптилолит, каолинит, цеолит и сапонит, а также активированный уголь [213, 214].

1.5. Химический метод очистки отработанных растворов от металлов

До настоящего времени было разработано множество методов очистки сточной воды промышленных производств. Наиболее используемыми из них являются: физические; химические; электрохимические и физико-химические.

Физические методы разделяются на несколько категорий, включая методы седиментации, механического фильтрования и другие. Химические методы также разнообразны и охватывают реагентное осаждение, нейтрализацию, а также электрохимические методы, такие как электрофлотация и электроосаждение. Выпаривание, ионный обмен, адсорбция и мембранные процессы относятся к физико-химическим методам очистки воды.

Анализ этих методов позволяет выбрать наилучший для очистки воды конкретного источника от загрязнителей.

Седиментация - это процесс удаления загрязнений, которые состоят из относительно крупных дисперсных частиц, действующих под влиянием силы тяжести (осаждение) и электрических потенциалов. В этом процессе сила тяжести заставляет частицы оседать на дно, формируя осадок. Применение электрических потенциалов способствует ускорению осаждения [215].

В протекании процесса седиментации очень важны плотность и размеры осаждаемых частиц [215-217]. Естественно, чем более плотной является частица, тем быстрее она осаждается. Верно, уравнение Стокса описывает скорость осаждения частиц в жидкости и имеет вид:

$$v = \frac{2r^2(\rho_1 - \rho_2)g}{9\eta}$$

v - скорость осаждения частиц, r - радиус частицы, ρ - плотность частицы, g - ускорение свободного падения, η - вязкость жидкости.

Это уравнение показывает, что скорость осаждения обратно пропорциональна вязкости жидкости.

Да, седиментация играет важную роль в процессе очистки воды от загрязнителей. Преимущества седиментации включают в себя:

- Удаление грубодисперсных частиц: В процессе седиментации тяжелые частицы оседают на дно резервуара или осадительного бассейна под

воздействием гравитации. Это позволяет удалить суспендированные твердые частицы, такие как песок, глина, и другие мелкие частицы.

- Удаление органических соединений: Седиментация также способствует удалению органических загрязнений, таких как органические частицы, микроорганизмы и растительные остатки. Органические соединения могут быть поглощены или адсорбированы на поверхности твердых частиц и оседать вместе с ними.

- Предварительная очистка сточных вод: Седиментация часто используется в качестве первичной стадии очистки сточных вод от металлов, твердых частиц и других примесей. Это позволяет уменьшить нагрузку на последующие этапы очистки, такие как фильтрация или химическая очистка.

- Простота и надежность: Процесс седиментации относительно прост в реализации и не требует сложного оборудования. Он надежен и эффективен при правильном проектировании и эксплуатации.

Таким образом, седиментация является важным этапом в процессе очистки воды и сточных вод, способствуя улучшению их качества и обеспечивая защиту окружающей среды от загрязнения [167, 218].

Другим методом очистки воды является механическое фильтрование. При использовании этого метода взвеси крупных фракций из жидкостей задерживаются на поверхности фильтра либо внутри фильтрующего устройства. Эффективность этого процесса зависит от размера частиц, их плотности и концентрации, а также от параметров фильтра. Кроме того, она зависит от вязкости воды, водородного показателя (pH) и температуры, размеров пор фильтра, термостойкости и химической стойкости фильтра [219]. А на скорость фильтрования воды влияют электростатическая, молекулярная, гравитационная и гидродинамическая сила [220, 221].

В работе [222] приведены данные о характеристиках механической и мембранной фильтрации. Показано, что на характеристики фильтрования значительно влияет возможное взаимодействие между задерживаемыми веществами и очищаемой средой. В работе [223] приведены результаты

процесса очистки кальцие- и карбонатсодержащих растворов с применением микро-волокнутого фильтра, а также показано преимущество фильтрационного метода для обработки воды, содержащей мелкодисперсные механические примеси.

Другим преимуществом механического фильтрования является относительная простота требуемого оборудования и его невысокая энергоёмкость. Взвешенные частицы с высокой степенью вероятности удаляются из очищаемого раствора на стадии предочистки в мембранных установках. К недостаткам этого метода можно отнести неудаление растворенных примесей (неорганического и органического происхождения) при фильтрации [224, 225].

Ещё одним методом очистки воды от загрязнений является процесс реагентного осаждения, который основан на химических реакциях между специально подобранными реагентами и загрязняющими веществами в воде. Для этого процесса часто применяются различные химические соединения, такие как гидроксид натрия, пероксид водорода, гидроксид кальция, гидроксид аммония и карбонат натрия. Эти реагенты взаимодействуют с загрязнениями в воде, что приводит к образованию осадка, который затем может быть удален из воды, улучшая её качество [226-229].

Этот метод используется в сочетании с фильтрацией и осаждением, когда уровни тяжелых металлов в сточных водах являются достаточно высокими. В исследовании [223] представлены результаты очистки сточных вод от ионов цинка, кадмия, и марганца, концентрации которых достигали 450, 150 и 1085 мг/л соответственно, с высокой степенью эффективности. В эксперименте в качестве химического реагента использовалась известь, добавляемая в количестве 10 г/л при pH равном 11. Это привело к очистке раствора от тяжелых металлов на 99,3-99,7%.

Процесс обработки сточных вод после их очистки с помощью реагентного осаждения тщательно изложен в исследовании под номером [230]. В этом документе описываются шаги, необходимые для безопасной и

эффективной утилизации отходов, образующихся в результате этого метода очистки. Как утверждают авторы работы [231], использование методики реагентного осаждения позволяет очистить воду до уровня технической. После применения реагентов очищенная вода проходит через двухступенчатую обратноосмотическую или нанофильтрационную установку.

В исследовании [232] описан метод удаления ионов меди, цинка, марганца, железа и алюминия из кислых сточных вод путём их последовательного осаждения. Использование раствора гидроксида натрия в этом процессе позволило достичь очистки воды от указанных металлов на уровне 97-99%.

В качестве преимуществ метода реагентного осаждения можно перечислить простоту его реализации и отсутствие необходимости отделять промывную воду от концентратов. К недостаткам же относится повышенная стоимость в виду значительного расхода реагентов. Кроме того, очень мала вероятность того, что при использовании реагентного осаждения концентрации тяжелых металлов в очищенной воде удастся опустить до уровня ниже ПДК.

В работах [233, 234] авторами предлагается использовать для нейтрализации сточных вод отходы содового производства щелочной разновидности. Смешивание воды со шламами повышает pH среды за счет взаимодействия ионов металлов с гидроксидом кальция и карбонат-ионов, которые в больших количествах содержатся в отходах.

К преимуществам нейтрализации растворов относятся предварительная очистка сточных вод и отработанных растворов гальванического производства с целью увеличения степени очистки в целом. К недостаткам нейтрализации можно отнести образование вторичных химических отходов. В составе таких отходов в большом количестве содержатся кристаллический кальцит, кварц, калиевые полевые шпаты, утилизация которых затруднена и создает экологические проблемы [235].

1.6. Сорбционный метод очистки отработанных растворов от металлов

К настоящему времени разработано много методов сорбционной очистки. Авторы работы [236-239] считают, что такой метод очистки сточных вод или растворов является наиболее эффективным и экономически выгодным. С помощью адсорбционного метода можно очищать все виды сточных вод, содержащих несколько загрязнителей, в том числе сточные воды промышленного происхождения. Данный метод отличается простым управлением, также к его достоинствам относится отсутствие вторичных загрязнений. Кроме того, он показывает высокую способность извлечения металлов.

Процесс адсорбции, который подбирается в зависимости от вида адсорбента, эффективен для удаления из сточных вод растворенных веществ, мелкодисперсных эмульсий, а также углеводов, не растворимых в воде. Исследования показывают, что данный метод позволяет снизить их уровень до менее чем 0,05 мг/л [240-244].

Тем не менее, на данный момент отсутствует технология, способная обеспечить высокоэффективную очистку сточных вод от тяжелых металлов, концентрация которых в десятки раз превышает предельно допустимые нормы. В таких случаях на практике для достижения значений концентрации металлов ниже ПДК используются два метода – сначала реагентным методом удаляются тяжелые металлы до достижения их концентрации 1-5 мг/л, а затем сорбционным методом удаляются остатки до достижения значений ниже нормы. ПДК для большинства тяжелых металлов находится в пределах 0,1-0,001 мг/л [245, 246].

Таким способом можно удалить из сточных вод или растворов практически любые концентрации тяжелых металлов [247].

В инженерной практике часто используется метод изменения концентрации веществ на границе раздела двух фаз, который известен как адсорбция. Этот процесс обычно сопровождается увеличением концентрации одного вещества на поверхности другого вещества [248, 249].

На сегодняшний день известно более 30 видов хемосорбции и капиллярной конденсации, и такое многообразие затрудняет изучение процесса адсорбции. С учетом этой сложности был принят общий термин – сорбция. Этот термин используется в качестве обозначения поглощения без определения подробного механизма процесса [250-253].

Процесс адсорбции включает движение молекул из раствора на поверхность адсорбента, что может происходить через внешнюю или внутреннюю диффузию. В процессе внешней диффузии молекулы переносятся из жидкости на поверхность адсорбента, в то время как при внутренней диффузии они проникают в макропоры и достигают микропор, где и происходит адсорбция. Эта динамика зависит от множества параметров, включая структуру адсорбента и размеры адсорбируемых молекул [254]. С термодинамической точки зрения, адсорбция приводит к снижению энтропии и свободной энергии системы, обладая при этом обратимостью [255-257].

Сорбция бывает двух видов: статическая и динамическая. В контексте статической сорбции, сорбент активно смешивается с раствором на протяжении установленного периода времени, после чего следует разделение фаз путём осаждения или фильтрации. Этот процесс служит для определения статической ёмкости сорбента. В случае динамической сорбции, последовательное добавление сорбента в раствор позволяет добиться удаления загрязнителей до достижения целевых уровней концентрации [258-260].

Очистка сточных вод методом сорбции в динамических условиях осуществляется в специальных ёмкостях (адсорберах), имеющих различную конструкцию. При этом сточная вода пропускается через слой сорбента. Установлено, что динамическая ёмкость сорбента примерно составляет 45-90% ее статической [261].

Для получения достаточной информации о процессе сорбции необходимо узнать его кинетику, изотерму, а также его тип. В адсорбции различают мономолекулярный и полимолекулярный типы. Эффективность

адсорбции оценивается по насыщению поверхности, когда достигается стабильное состояние, и по силам, которые действуют между молекулами адсорбата и адсорбентом. Также на процесс влияют температура и расположение молекул в слое адсорбции [257].

Среди теорий адсорбции известна мономолекулярная теория Ленгмюра, согласно которой адсорбция происходит на специфических местах на поверхности адсорбента. Эти места могут быть как независимыми, так и одинаковыми, и предназначены для взаимодействия только с одной молекулой адсорбата. Процесс адсорбции может быть обратимым и достигать равновесия [262].

Эта типология изотерм адсорбции не лишена недостатков, но на текущий момент теория Брунауэра-Деминга-Демпстира-Теллера (БДДТ) считается наиболее приемлемой среди всех существующих теорий физической адсорбции [250, 251].

Классификация изотерм адсорбции, предложенная Ч. Гильсом, включает четыре категории, которые определяются по характеру начального отрезка кривой. Дополнительно, выделяют пять различных типов поведения кривой при увеличении концентраций, что отражено на рисунке 1.5 [263].

Адсорбенты - это пористые материалы, которые характеризуются наличием пор и капилляров в их структуре. Они классифицируются на основе количества пор на единицу объема, а также их размера и длины. Основной характеристикой адсорбента является его пористость, которая определяется как отношение объема пор $V_{\text{п}}$ к общему объему материала $V_{\text{общ}}$ и обычно указывается в процентном соотношении:

$$\Pi = \frac{V_{\text{п}}}{V_{\text{общ}}} 100\%$$

Важно отметить, что в структуре одного и того же пористого тела могут сосуществовать поры различных типов: открытые, закрытые и тупиковые, причём каждый тип имеет свою длину капилляра. С учётом этого факта, более точное выражение формулы пористости будет следующим:

$$\Pi_{\text{общ}} = \Pi_3 + \Pi_o + \Pi_T$$

где Π_3 , Π_o , Π_T – пористости закрытых, открытых и тупиковых пор соответственно.

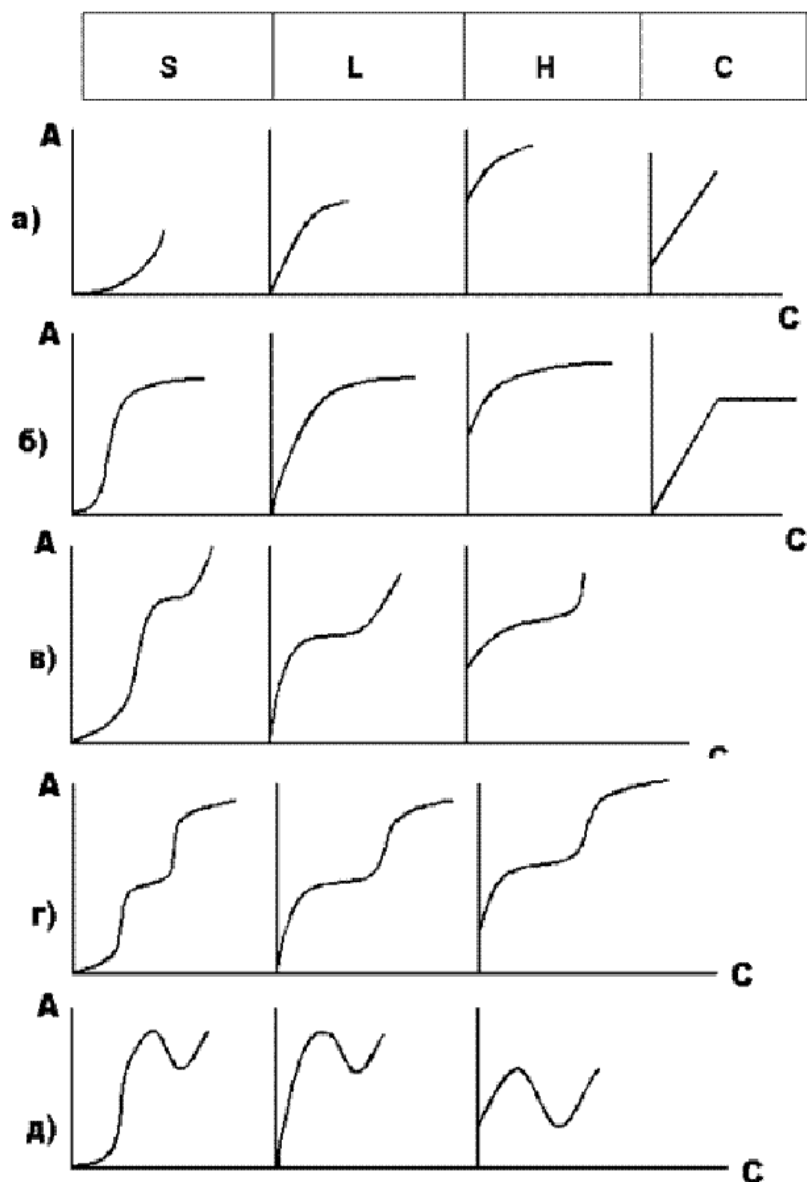


Рисунок 1.5. - Изотермы адсорбции по классификации Ч. Гильса [263]

Учитывая многообразие типов пор в твёрдых веществах, процесс адсорбции значительно отличается в зависимости от того, обладает ли материал гладкой поверхностью или же поверхностью с мезо- или макропорами. Опираясь на теорию потенциала Поляни, Дубинин выдвинул гипотезу, что на микропористых поверхностях адсорбентов происходит не полимолекулярная адсорбция, а объёмное заполнение пор. Эта идея была

подкреплена разработкой уравнений изотерм адсорбции для микропор, которые впоследствии были названы теорией объёмного заполнения микропор (ТОЗМ), исследователями включая Дубинина, Радушкевича и Астахова [264, 265, 266].

В реальных условиях для адсорбции часто применяют активированные угли (АУ) разнообразных типов, выбор которых обусловлен их сравнительно высокой адсорбционной способностью. Производство активированных углей осуществляется из разнообразного углеродного сырья, включая неуглероженные материалы, а также уголь и кокс. Они давно используются в практике обработки воды. Для активации углей часто применяют парогазовые и химические методы, что обеспечивает высокую пористость, составляющую не менее 60-75%, и увеличивает удельную поверхность от 300 до 1200 м²/г. Такие активированные материалы обладают как макро- и микропорами, так и порами переходного типа. Поры макро- и переходного типа через свои транспортные каналы доставляют сорбируемые вещества к поверхности микропор [267-269].

Активированные угли действительно находят широкое применение в очистке воды от тяжёлых металлов, благодаря их высокой эффективности в адсорбции загрязнителей. Тем не менее, у этого материала есть ряд ограничений и недостатков, таких как потенциальное насыщение адсорбционных мест, что требует регулярной регенерации или замены адсорбента, ограниченная селективность, которая может снижать эффективность при наличии в воде множества различных загрязнителей, их производство может быть дорогим процессом, что отражается на их стоимости, а также АУ обычно имеют невысокую прочность, что может приводить к их износу и образованию мелких частиц в процессе использования. Эти недостатки могут затруднять их широкое применение, особенно в случаях, когда требуется длительное и непрерывное использование или обработка больших объемов воды [270-273].

1.7. Электрокоагуляционный метод очистки отработанных растворов от металлов

Электрокоагуляция представляет собой альтернативный подход к удалению тяжёлых металлов из сточных вод. Этот процесс включает электролиз, при котором металлические аноды, чаще всего из стали или алюминия, растворяются под действием электрического тока. В результате в воде формируются ионы данных металлов. Эти ионы, встречаясь с водной средой со слабощелочным или нейтральным pH, превращаются в гидроксиды, способствующие коагуляции загрязнителей [274, 275].

В процессе электрокоагуляционной очистки сточных вод от загрязнителей происходит растворение электродов, причем степень этого процесса зависит от нескольких факторов. Это включает в себя pH раствора, начальный состав очищаемой воды, температуру, химический состав электродов (особенно для стальных электродов), плотность тока, скорость движения воды в межэлектродном пространстве и частоту смены полярности. Исследования, проведенные авторами работ [276-278], показывают, что при низком значении pH скорость растворения железных анодов значительно увеличивается. Это увеличение также зависит и от повышенного содержания солей в очищаемой воде.

В определенных обстоятельствах процесс электрокоагуляции может осуществляться без значительного растворения электродов. Это связано с электрофоретическим передвижением и накоплением заряженных частиц на поверхности электродов. Данный процесс также влечет за собой образование определенных веществ, таких как хлор и кислород, в растворе, а также разрушение сольватных слоев солей на границе частиц. Такие явления обычно более заметны при низких концентрациях коллоидов в воде, подлежащей очистке [279].

В целях предотвращения пассивации электродов предлагается менять их полярность. Исследования, проведенные авторами в работах [280, 281], выявили, что скорость растворения вещества электродов увеличивается при

повышении скорости движения междуэлектродной воды. Это сопровождается уменьшением образования окисных пленок и осадков на поверхности электродов, а также снижением расхода электроэнергии и поляризации.

Сокращение расстояния между электродами действительно способствует повышению эффективности электрокоагуляции, так как это приводит к уменьшению энергопотребления для анодного растворения металла. Для достижения наилучших результатов в процессе электрокоагуляции, оптимальная плотность тока обычно составляет не более 10 A/m^2 , при этом предпочтительное расстояние между электродами не должно превышать 20 мм. Кроме того, следует тщательно контролировать скорость потока воды, которая должна быть не выше 0,5 м/с, чтобы создать идеальные условия для коагуляции. Согласно данным, приведенным в исследованиях [283, 284], метод электрокоагуляции показал свою эффективность в удалении хрома из сточных вод.

Эффективные параметры процесса электрокоагуляции по удалению тяжелых металлов из сточных вод подробно описаны в работах [280, 281, 285].

Например, при растворении 1 г стального анода из сточных вод удалили медь, цинк и никель в количестве 3-3,5 г, 2-3 г и 5-6 г соответственно. Эти результаты получились при pH раствора от 4 до 6. Авторы работы [285] установили, что при pH ниже 2 скорость растворения стального анода увеличивается, и это приводит к увеличенному расходу железа. Удаление тяжёлых металлов из воды происходит не только благодаря гидратации и адсорбции на поверхности гидроксида железа, но и за счёт образования с железом труднорастворимых комплексов, которые осаждаются и удаляются из воды. Эти комплексы образуются в результате химических реакций между ионами тяжёлых металлов и ионами железа, приводя к формированию нерастворимых соединений, которые затем можно легко отделить от воды. Это один из ключевых механизмов, используемых в процессе очистки воды от тяжёлых металлов [286]. Кроме того, это метод применим для осветления воды, ее умягчения и обеззараживания. Электрокоагуляция имеет ряд

значительных преимуществ. Она менее чувствительна к колебаниям параметров процесса, что делает её надёжной в условиях изменяющихся составов сточных вод. Высокая относительная производительность обеспечивает эффективную очистку больших объёмов воды. Простота эксплуатации и отсутствие необходимости в постоянном добавлении химических реагентов снижают эксплуатационные расходы и упрощают обслуживание системы.

Кроме того, процесс электрокоагуляции позволяет получать шлам с хорошими структурными свойствами, что упрощает его дальнейшую обработку и утилизацию. Это делает метод электрокоагуляции привлекательным для применения в различных областях очистки сточных вод, включая удаление тяжёлых металлов и других загрязнителей [283, 284].

Несмотря на множество преимуществ, электрокоагуляция имеет и определённые недостатки:

- высокий расход электроэнергии - это один из основных недостатков, так как он напрямую влияет на экономическую эффективность процесса;
- значительный расход материала анодов - износ анодов требует их регулярной замены, что увеличивает эксплуатационные расходы;
- пассивация анодов - с течением времени на анодах может образовываться пассивирующий слой, который снижает эффективность электрокоагуляции;
- проблемы с извлечением тяжёлых металлов из осадка - из-за высокого уровня железа в осадке может быть сложно извлечь и повторно использовать тяжёлые металлы;
- затруднения в повторном использовании воды - из-за увеличения содержания солей после электрокоагуляции вода может стать неподходящей для определённых типов промышленного использования;
- требование разбавления сточных вод - для эффективности электрокоагуляции необходимо, чтобы уровень ионов тяжёлых металлов не превышал 100 мг/л, что может потребовать дополнительного разбавления.

Эти недостатки могут ограничивать применение электрокоагуляции в некоторых случаях, и их необходимо учитывать при выборе метода очистки сточных вод [283, 284].

1.8. Миграционная способность радиоактивных и тяжёлых металлов

Миграционная способность радиоактивных и тяжёлых металлов в водных системах и окружающей среде является важным аспектом эколого-химических исследований, поскольку эти вещества способны перемещаться и распространяться в различных природных компонентах, таких как вода, почва и воздух, что может иметь серьёзные последствия для экосистем и здоровья человека [287].

Радиоактивные и тяжёлые металлы, такие как уран, кадмий, свинец, ртуть, цезий и другие, обладают высокой токсичностью и долгим периодом полураспада, что делает их опасными для окружающей среды на протяжении длительного времени. Эти элементы могут попасть в водные ресурсы в результате промышленной деятельности, утечек из загрязнённых территорий, а также через атмосферные осадки [33, 39, 40].

Миграция тяжёлых металлов [51] и радиоактивных элементов в водных системах зависит от множества факторов, таких как химические и физические свойства самой воды (рН, температура, солёность), а также от взаимодействий с органическими и неорганическими веществами в воде, почве и донных отложениях. Например, металлы могут связываться с органическими частицами или осаждаться на твёрдых частицах, что влияет на их подвижность и способность к накоплению в экосистемах.

Радиоактивные вещества также могут подвергаться различным процессам миграции, таким как адсорбция, фильтрация, биологическое накопление и химическая трансформация. Эти процессы могут приводить к концентрации радиоактивных и тяжёлых металлов в определённых участках водных систем или экосистем в целом, что увеличивает риск для живых

организмов, в том числе для человека, который может получать эти вещества через воду или пищу [39-А, 46-А].

Контроль миграции этих загрязнителей и их влияние на экосистемы требует комплексного подхода, включающего мониторинг качества воды, исследование процессов миграции в различных условиях и разработку технологий для очистки водных ресурсов.

1.9. Выводы по главе 1

На основе изученных литературных данных можно сделать вывод, что основными источниками загрязнения подземных (в частности, шахтных, штольных) и поверхностных вод являются радиоактивные и тяжелые металлы, которые образуются в результате деятельности промышленных предприятия горнорудного сектора.

Наиболее распространёнными методами очистки стоков такого типа являются сорбционный, химический и коагуляционный методы, которые позволяют максимально снизить влияние радиоактивных и тяжелых металлов, а также других загрязнителей на окружающую среду. При использовании вышеупомянутых методов можно очистить сточные воды до уровня технической воды.

Реализация этих подходов включает использование разнообразных сорбентов, реагентов и коагулянтов с различным составом и свойствами. Для определения оптимальных условий очистки шахтных и сточных вод требуется подробное изучение их полного состава.

В данной главе представлены результаты исследований состава различных природных сорбентов, осадительных реагентов и коагулянтов, которые наиболее часто применяются при очистке загрязненных вод. Также обсуждаются их недостатки при различных условиях применения. Учитывая эффективность и условия проведения процессов водоочистки, а также удобство их использования, использование синтетических сорбентов, реагентов и коагулянтов можно считать обоснованным.

Анализом всей использованной сторонней литературы определено, что для очистки шахтных вод и отработанных растворов в различных условиях целесообразно применение различных синтетических сорбентов, реагентов и коагулянтов: для очистки шахтных вод от радиоактивных и тяжелых металлов – сорбентов и коагулянтов; для очистки отработанных растворов от цинка, железа и меди – пероксид водорода, оксид кальция и сульфат алюминия.

ГЛАВА 2. ОПРОБОВАНИЕ И МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ АНАЛИЗОВ ШАХТНЫХ ВОД ИССЛЕДУЕМЫХ ОБЪЕКТОВ

2.1. Местонахождение и характеристика штольни №6

В 1926 году в ходе десятиверстной геологической разведки горы Карамазар, урановое месторождение Табошар привлекло внимание учёных. Радиоактивность была обнаружена в образцах, взятых с территории месторождения. На следующий год, исследователи обнаружили ураноносную зону, которую называли «Ведущей» [288]. После геолого-минералогического и геофизического изучения этой зоны с поверхности, было сделано заключение о её высоком потенциале, что послужило началом разведочных работ.

В 1933 году была осуществлена первая оценка запасов урана в окисленных рудах, содержащих слюду. Параллельно с геологической разведкой проводились исследования, направленные на извлечение радиевого концентрата из этих руд. Не заставило себя долго ждать строительство экспериментального завода для производства радиевых солей, что дало старт открытой добыче урановой руды в небольших карьерах.

В период 1938-1939 годов, когда рудник и завод были переданы в управление Главредмета и когда разведочные работы расширились на глубинные слои, ниже зоны окисления, были обнаружены черниевые руды. Со временем стало ясно, что именно эти руды содержат основную часть урановых запасов месторождения.

К концу 1942 года урановые руды месторождения привлекли внимание в качестве ценного источника урана. По решению Государственного Комитета Оборона начались работы по восстановлению и возобновлению добычи урановых руд, а также их переработке на специально реконструированном для этой цели заводе. В мае 1945 года права на разведку и добычу на месторождении Табошар были переданы специализированному Комбинату №6, который сегодня известен как ГУП «Таджредмет».

Рудное поле месторождения сложено среднекарбонowymi гранитоидами, среди которых главную роль играют карамазарские гранодиориты, а подчиненную - их производные: лейкократовые граниты, аплиты и пегматиты. Эта группа пород прорвана вытянутым в северо-восточном направлении штоком гранит-порфиров так называемого Табошарского типа. Размеры штока 5 км х 1 км.

Известно, что активная добыча и переработка урановых руд месторождения Табошар (г. Истиклол, Республики Таджикистан) в период с 1945 по 1965 годы привели к загрязнению территорий и образованию больших объёмов твердых и жидких отходов (*Хвостохранилища и отвалы расположены на высоте 1200-1300 м над уровнем моря. Практически ко всем из них имеются грунтовые дороги и составляют около 400 гектаров*), вызывающих нарушения и негативные последствия в окружающей среде. На сегодняшний день на территории бывшей промплощадки сосредоточены отвалы горных пород, содержащие сверхнормативные количества радионуклидов, а на хвостохранилищах находятся радиоактивные отходы первичного гидрометаллургического передела урановых руд. 3 октября 2023 года, в рамках реализации Межгосударственной целевой программы «Рекультивация территорий государств, подвергшихся воздействию уранодобывающих производств», официально завершились рекультивационные работы на хвостохранилищах I-IV очереди и отвалах фабрики бедных руд промплощадки Табошар, но вопрос приведения в безопасное состояние загрязнённых водных объектов – шахтных (карьерных) и дренажных вод – остаётся открытым.

Источником шахтной (штольневой) воды является отработанный (затопленный) урановый карьер, расположенный в 2,0 км к северо-востоку от г.Истиклол (ранее Табошар). Карьер овальной формы, наибольший поперечник - около 800 м, глубина от верхней бровки – 120 м, наибольшая глубина от поверхности воды – около 70 м. Карьер заполнен подземными водами Табошарского месторождения, в период дождей подпитывается

Условные обозначения

- контуры хвостохранилищ

масштаб 1:10 000

0 100 300 м.

По данным многолетних наблюдений самым холодным месяцем в бассейне является январь (-15°C), наиболее теплым - июль ($+23^{\circ}\text{C}$).

Средняя продолжительность безморозного периода 217 дней. Среднегодовая температура $11,4^{\circ}\text{C}$. Основное количество осадков в регионе

выпадает в зимне-осенний период. Наибольшее количество осадков выпадает весной (март – 114 мм). Годовое количество осадков равно 548 мм.

Среднегодовая скорость ветра равна 2,5 м/с. В течении года преимущественно дуют ветры восточного и юго-западного направления. Наибольшая скорость ветра, возможна один раз в году – 22 м/с, в пять лет – 30 м/с, в 15 лет – 31 м/с.

Сточные воды, вытекающие из выведенной из эксплуатации штольни №6 самотеком попадают в Сарым-Сахлы-Сай в количестве 10-22 л/сек (по сезонам года поток воды изменяется, особенно увеличивается в весенний сезон года).

В некоторых местах воду данного объекта используют для полива садов и огородов жители г.Истиклола, Согдийской области. Также вода из штольни используется в неформальном масштабе для хозяйственно-питьевых потребностей из-за недостатка воды из альтернативной линии водоснабжения города Истиклола. Необходимо отметить, что физико-химические параметры воды данного объекта превышают предельно-допустимые концентрации (ПДК). Поэтому можно считать, что воду из штольни №6 нельзя употреблять для любых целей. При использовании такой воды мы обогащаем верхний слой грунта, и эта пыль насыщается тяжелыми и радиоактивными металлами в килограммовых количествах. Ниже приведем подробную информацию по составу воды.

2.1.1. Исследование физико-химических показателей штольной воды месторождения Табошар

Для определения физико-химических параметров воды штольни №6 был использован современный мультиметр типа Yellow Springs Instrument 556 MPS [289].

Прочный, надежный и водонепроницаемый мультиметр (мультизондовая система) сочетает в себе универсальность простого в использовании, легко считываемого портативного устройства со всеми

функциональными возможностями многопараметрической системы. Благодаря водонепроницаемому, ударопрочному корпусу мультиметра одновременно измеряет pH, ОВП, растворенный кислород, температуру и электропроводность, а также измеряет значения солёность и TDS. Простой пульт управления в стиле сотового телефона и большой дисплей делают прибор простым в использовании. Мультиметр совместим с программным обеспечением YSI EcoWatch для Windows.

Мультиметр помогает пользователю соответствовать стандартам надлежащей лабораторной практики, которые помогают обеспечить соблюдение методов контроля и обеспечения качества. Время автономной работы отображается с помощью датчика расхода питания, и пользователь может выбрать стандартные щелочные батареи или дополнительный аккумуляторный блок.

При первоначальной калибровке датчиков мультиметра соответствующая информация о датчиках будет сохранена в отдельном файле в его памяти.

Информация, содержащаяся в записи о калибровке, позволяет отслеживать работу датчика прибора и должна быть особенно полезна для программ, работающих в соответствии с протоколами надлежащей лабораторной практики.

Прежде чем приступить к работе прибор был откалиброван с помощью стандартных растворов производства компании Eutech Instruments по всем параметрам.

Как был отмечен одним из наиболее опасных объектов уранового наследия в городе Истиклол является вода, вытекающая из штольни №6 (рисунок 2.1.2), источником которой является карьер. С целью уточнения её состава были отобраны пробы с последующим исследованием. Полученные результаты представлены на рисунке 2.1.3.



Рисунок 2.1.2. - Карьер и штольня №6, место отбора проб

По кривым (рисунок 2.1.3) установлено, что почти все физико-химические параметры воды изменяются во времени. Средние значения этих параметров приведены в таблице 2.1.1.

Таблица 2.1.1. - Результаты измерения физико-химических параметров воды штольни №6

Определяемые параметры	Фактические средние значения	ПДК
Температура, °С	20,44	-
Электропроводность, мСм	1,05	-
Удельная электропроводность, мСм/см	1,15	-
Растворенный кислород, %	62,07	40-60
рН	7,37	6-9
рНмV, мВ	-32,36	-
ОВП, мВ	91,98	-
Соленость, г/л	0,57	-
TDS, г/л	0,75	0,35
Удельная сопротивления, кОм*см	0,95	-

ADIT N6

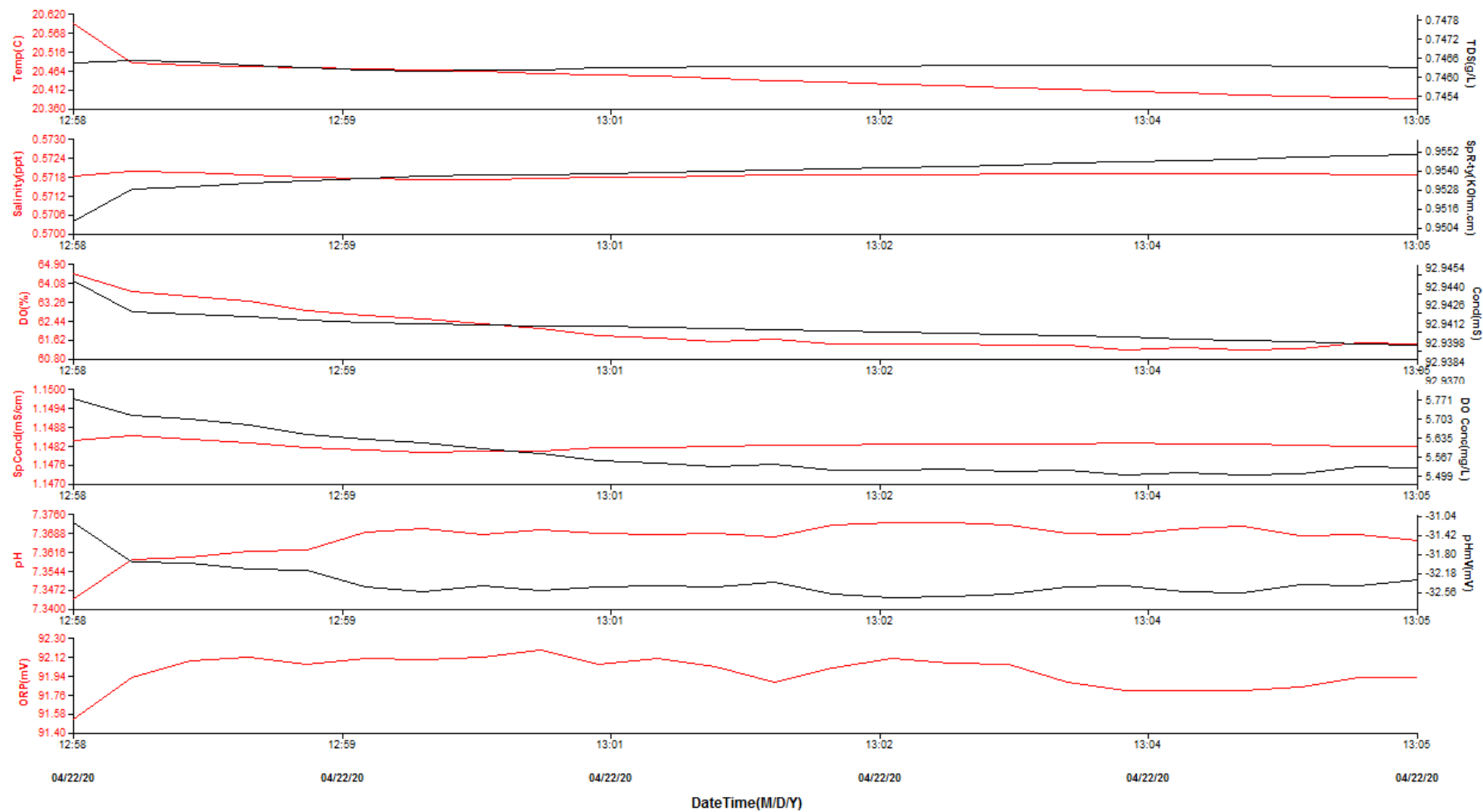


Рисунок 2.1.3. - Изменение физико-химических параметров воды штольни №6

Из полученных результатов определено, что pH исследуемой воды в пределах ПДК, но TDS почти в 2 раза его превышает. Отсюда следует, что в составе воды концентрации радиоактивных и твердых металлов значительно больше, в связи с чем нельзя использовать воды исследуемого объекта для сельскохозяйственных нужд и питья.

Параллельно этим измерениям в лаборатории GmbH Wismut были измерены другие физико-химические параметры исследуемой воды. Полученные результаты приведены в таблице 2.1.2.

Таблица 2.1.2. - Физико-химические параметры воды штольни №6

Физико-химические параметры	Интервал параметров	ПДК
pH	7,5-7,7	6-9
Удельная электропроводность, мСм/см	1-1,1	-
ООУ (ТОС), мг/л	0,53-0,79	-
CO ₃ ²⁻ , мг/л	<5	-
HCO ₃ ⁻ , мг/л	300-303	30

По данным таблицы 2.1.2 установлено, что концентрации гидрокарбонат-ионов превышают ПДК почти в 10 раз.

2.1.2. Атомно-абсорбционный метод определения концентрации металлов штольной воды месторождения Табошар

Одним из самых точных способов определения концентрацию тяжелых металлов является атомно-абсорбционный метод. С помощью данного метода можно определить концентрации металлов в водных растворах до 1 мкг/л. При этом необходимо предварительно знать, в каком интервале находятся концентрации тех или иных металлов, в зависимости от чего создаётся калибровочный график, в пределах которого можно определить концентрацию металлов. Если концентрация металлов находится за пределами калибровочного графика, исследуемый раствор необходимо разбавить, и

затем, с учетом коэффициента разбавления, вычислить истинную концентрацию искомого элемента.

Для определения концентрации металлов в воде штольни №6 в работе использован атомно-абсорбционный спектрометр производства компании «Перкин-Элмер», являющейся в последнее время одной из самых знаменитых компаний в мире, особенно в США [290].

Данный прибор состоит из двух частей:

- для определения концентрации металлов на уровне мкг/л используется графитовая печь, использующая для защиты графитовой части аргоновый газ. Расход аргона уточняется при создании программы по каждому элементу и контролируется при анализе автоматически. В случае нехватки аргона в системе работа прибора автоматически останавливается. Такой способ управления прибором позволяет значительно продлить срок службы графитовых трубок, которые весьма дороги в замене;

- для определения концентрации металлов на уровне мг/л используется горелка, для функционирования которой используется ацетиленовый газ.

Также как и для графитовой печи, расход ацетилена при создании программы по каждому элементу уточняется и автоматически контролируется при анализе. В случае нехватки ацетилена в системе прибора работа прибора также останавливается.

Лампы с полым катодом, используемые в спектрометре AAnalyst 800, действительно являются важными компонентами для генерации света определённой длины волны, соответствующей элементу, который необходимо определить. Вольфрамовый анод и цилиндрический полый катод изготавливаются из материала, содержащего элемент, концентрацию которого нужно измерить. Когда через лампу проходит электрический ток, газ внутри лампы ионизируется, и возникает свечение, которое затем используется для возбуждения атомов анализируемого образца в спектрометре. Это позволяет точно измерять концентрацию элемента в образце.

Калибровочная кривая строится на основе стандартных растворов с известными концентрациями анализируемого элемента. Эти стандартные растворы используются для создания серии точек, которые отображают зависимость между концентрацией элемента и интенсивностью поглощенного излучения. Калибровочная кривая обычно имеет линейный участок, на котором увеличение концентрации приводит к пропорциональному увеличению поглощения. Однако, при достижении определённой концентрации, кривая может выходить на плато, что указывает на насыщение детектора или другие ограничения метода. В таких случаях для более высоких концентраций могут потребоваться разбавления или использование других методов калибровки.

Измерение уровней тяжелых металлов в анализируемых образцах воды проводилось с использованием методики, включающей спектрометр AAnalyst 800. Данный прибор оснащён функцией пламенной атомизации для точного определения элементного состава. Для обработки результатов применялось специализированное программное обеспечение WinLab32, которое предназначено исключительно для количественного анализа. В рамках программы WinLab32 доступен ряд методик, в том числе и WinLab32 AA Flame, который был выбран для данного исследования. Перед началом измерений спектрометр калибровался с помощью стандартных растворов для каждого исследуемого элемента. После калибровки были выполнены необходимые измерения. Результаты измерений приведены в таблице 2.1.3.

Таблица 2.1.3. - Концентрации тяжелых и радиоактивных металлов в воде штольни №6

Определяемые элементы	Концентрации элементов, мг/л	ПДК, мг/л
Zn	0,067	5
Cu	0,052	1
Pb	0,76	0,03
Cd	<0,001	0,001
U	1,2	0,03

По табличным данным концентрации урана и свинца в исследуемой воде значительно превышают ПДК для питьевой воды. Следовательно, воду данного объекта нельзя использовать для сельскохозяйственных нужд или питья без предварительной очистки от тяжелых и радиоактивных металлов.

2.1.3. Масс-спектрометрический метод определения концентрации металлов штольной воды месторождения Табошар

Основной принцип работы любых масс-спектрометров состоит в генерировании ионов из неорганических или органических соединений любым подходящим методом, разделять эти ионы по их отношению массы к заряду и обнаруживать их качественно и количественно. Анализируемое вещество может быть ионизировано термически, электрическими полями или воздействием энергичных электронов, ионов или фотонов. Ионы могут быть отдельными ионизированными атомами, кластерами, молекулами или их фрагментами или ассоциатами. Существует несколько способа разделения ионов – статическими, динамическими электрическими и магнитными полями. Необходимо отметить, что разделение ионов по отношению массы к заряду также может быть осуществлено в областях, свободных от поля, при условии, что ионы обладают четко определенной кинетической энергией на входе в траекторию движения.

Из этого определения непосредственно следует, что атомы или молекулы должны нести электрический заряд, т.е. они должны быть преобразованы в ионы, чтобы масс-спектрометр работал. Электрический заряд действует как ручка, которая позволяет захватывать эти атомы или молекулы. В отличие от нейтральных частиц, ионы могут ускоряться и замедляться, могут выводиться на определенные орбиты или другие траектории движения и, наконец, могут быть собраны и обнаружены. «Гонимые трассы» этих ионов могут быть определены путем применения электрических или магнитных полей. В то время как кулоновская сила действует на ионы в электрических

полях, сила Лоренца влияет на ионы, движущиеся с компонентом, ортогонально магнитному полю.

С целью получения результатов по масс-спектрометрии были отобраны пробы воды, проанализированные в лаборатории GmbH Wismut. В начале для масс-спектрометра готовился рабочий режим, затем проводили анализ. Полученные результаты представлены в таблице 2.1.4.

Таблица 2.1.4. - Результаты масс-спектрометрического анализа в штольной воде

Концентрации металлов	Диапазон металлов	ПДК
U, мг/л	1,26-1,43	0,03
Cd, мкг/л	0,35-0,43	1
Mn, мг/л	0,036-0,045	0,1
Mg, мг/л	27,8-30,9	50
Ca, мг/л	132-149	100

По табличным данным, концентрация урана и других ТМ в штольной воде превышают ПДК. Чтобы использовать эту воду в качестве питьевой или для поливных целей, её необходимо сначала очистить от урана и других металлов до требуемой нормы, рекомендованной в стандартах МАГАТЭ и ВОЗ [15-А].

2.1.4. Химический метод определения концентрации параметров штольной воды месторождения Табошар

Для более подробного уточнения состава штольной воды использован химический метод. В основном применялся метод титриметрии, например, для объемного определения сульфат-ионов с хлоридом бария. В зависимости от содержания сульфат-ионов в пробе воды отбирают аликвотную часть от 1 до 5 мл, если аликвотная часть меньше 5 мл, то её доливают до 5 мл дистиллированной водой, прибавляют 1 каплю 0,1н соляной кислоты, 15 мл этилового спирта, 1 каплю индикатора нитхромазо и титруют пробу 0,05н хлоридом бария до перехода окраски из фиолетовой в голубую (устойчивой в течение 1-2 секунд).

Необходимо отметить, что если у исследуемой воды большой солевой состав, то к ней можно добавить 0,5 мл 5%-ного комплексона. При этом можно посадить все катионы на смолу. После смолы пробы не нужно подкислять. А пробы, содержащие большие количества CO и HCO_3 , после подкисления следует прокипятить. Если проба очень бедная, то её можно оттитровать с добавкой серной кислоты, затем вычесть холостую по формуле:

$$C_{\text{SO}_4^-} = \frac{a \cdot 0,048 \cdot 0,05 \cdot 1000}{\text{аликвотная часть}} \text{ (г/л)}.$$

где a – объем 0,05н хлорида бария.

Для других параметров также применялся метод титриметрии в зависимости от спецификации каждого параметра и полученные результаты приведены в таблице 2.1.5.

Таблица 2.1.5. - Результаты химического анализа проб воды штольни №6 месторождения Табошар по сезонам года

Физико-химические показатели	Фактическое значение				ПДК
	Зимой	Весной	Летом	Осенью	
Жесткость, мг-экв/л	9,95	9,56	11	10,54	7
Ca^{2+} , мг/л	132	123,6	147,6	133	100
Mg^{2+} , мг/л	41	41,3	44,4	47,4	50
K^+ , мг/л	14,13	12,8	14,79	12,6	12
Na^+ , мг/л	30,9	28,9	37,95	40,3	200
U, мг/л	0,97	1,25	1,35	1,31	0,03
NH_4^+ , мг/л	0,022	0,04	0,031	0,042	0,5
CO_3^{2-} , мг/л	2,37	3,21	3,6	3,1	-
HCO_3^- , мг/л	241,4	228,5	297,68	280,7	30
NO_3^- , мг/л	6,1	6,12	6,66	6,33	45
Сух. ост., мг/л	776,4	797,6	808,8	810,7	1000
SO_4^{2-} , мг/л	225,9	286,6	339,5	390,3	500
Cl^- , мг/л	32,7	23,8	28,71	33,4	350
Fe^{3+} , мг/л	0,44	0,47	0,66	0,57	0,3

Для уточнения величины изменения концентрации параметров были отобраны пробы воды по сезонам года в течение нескольких лет, полученные результаты приведены в таблице 2.1.6.

Таблица 2.1.6. - Результаты химического анализа пробы воды по нескольким годам

Физико-химические показатели	Фактическое среднее значение	
	2021	2020
Жесткость, мг-экв/л	10,26	9,33
Ca ²⁺ , мг/л	134,05	130
Mg ²⁺ , мг/л	43,53	34,6
K ⁺ , мг/л	13,58	17,7
Na ⁺ , мг/л	34,51	43,4
U, мг/л	1,22	1,34
NH ₄ ⁺ , мг/л	0,03	0,067
CO ₃ ²⁻ , мг/л	3,07	6,22
HCO ₃ ⁻ , мг/л	262,07	286,5
NO ₃ ⁻ , мг/л	6,3	35,4
Сух. ост., мг/л	798,38	896,8
SO ₄ ²⁻ , мг/л	310,58	393,2
Cl ⁻ , мг/л	29,65	37,4
Fe ³⁺ , мг/л	0,54	0,51
Годы	2019	2018
Жесткость, мг-экв/л	10,43	12,05
Ca ²⁺ , мг/л	157,3	198
Mg ²⁺ , мг/л	31,5	26,4
K ⁺ , мг/л	8	10
Na ⁺ , мг/л	213,9	230
U, мг/л	1,31	1,43
NH ₄ ⁺ , мг/л	0,22	0,31
CO ₃ ²⁻ , мг/л	11,5	14,4

Продолжение таблицы 2.1.6.

Физико-химические показатели	Фактическое среднее значение	
HCO ₃ ⁻ , мг/л	188,3	202,52
NO ₃ ⁻ , мг/л	45	56
Сух. ост., мг/л	1123,4	1506,5
SO ₄ ²⁻ , мг/л	683,9	711,5
Cl ⁻ , мг/л	98,5	126,62
Fe ³⁺ , мг/л	0,6	0,68
Годы	2017	2016
Жесткость, мг-экв/л	10,1	13,73
Ca ²⁺ , мг/л	140	187
Mg ²⁺ , мг/л	37,2	53,5
K ⁺ , мг/л	5	23
Na ⁺ , мг/л	95	98
U, мг/л	1,3	1,4
NH ₄ ⁺ , мг/л	0,8	0,31
CO ₃ ²⁻ , мг/л	10,7	13,3
HCO ₃ ⁻ , мг/л	329,4	278,9
NO ₃ ⁻ , мг/л	7,33	27,4
Сух. ост., мг/л	867,33	914,78
SO ₄ ²⁻ , мг/л	390,95	366,2
Cl ⁻ , мг/л	23,33	41,45
Fe ³⁺ , мг/л	0,44	0,47

Все приведенные результаты являются средними значениями. Установлено, что особенно уран превышает значение ПДК для питьевой воды, делая её непригодной для питьевой и поливной целей. Также определено, что по годам концентрация урана изменяется незначительно, наибольшая концентрация наблюдается в 2018г (1,43 мг/л), наименьшая - в 2021г (1,25

мг/л). В дальнейшем для использования воды этого объекта в качестве альтернативного источника чистой воды, необходимо в первую очередь построить очистное сооружение с использованием современных технологий [15-А].

2.1.5. Радиометрический метод определения радиоактивности штольной воды месторождения Табошар

Одним из важнейших параметров воды является суммарная альфа-активность. Для определения суммарной альфа-активности в пробе воды использовался альфа-бета радиометр, измеряющий малые активности (УМФ-2000), на котором исследовались отобранные пробы [291].

Сначала исследуемую воду тщательно перемешивают и с помощью мерного цилиндра отмеряют 1 л в термостойкий стакан. Стакан с водой устанавливают на электрическую плиту и при температуре до 90°C упаривают воду до объема 100-150 мл. После этого остаток переливают в фарфоровую чашку и продолжают упаривать. Для очистки стенок стакана используют от 20 до 30 мл одномолярной соляной кислоты, и затем переносят её в чашу с испаряемой водой. Когда количество воды уменьшится до приблизительно 50 мл, чашу убирают с нагревательного элемента для охлаждения. После этого вводят 1 мл серной кислоты для превращения солей в сульфаты и снова помещают чашу на нагреватель. Чтобы избежать брызг в процессе испарения, воду выпаривают на слабом огне до тех пор, пока не исчезнут все пары серной кислоты.

Сухой остаток образца помещают в муфельную печь, где его прокаливают на протяжении часа при температуре 350°C. После этого остаток оставляют остывать. Используя шпатель, сухой остаток аккуратно удаляют со стенок чашки, а затем с помощью фарфорового пестика измельчают до получения однородного порошка. После измельчения осадок переносят в предварительно подготовленную чистую и сухую кювету. Для удаления оставшихся на стенках чашки и пестике частиц осадка используют несколько миллилитров этилового спирта, который затем аккуратно переливают в

кювету, увлажняя всю массу сухого остатка. Наконец, кювету размещают на ровной поверхности и оставляют высыхать при комнатной температуре до формирования ровного и однородного слоя.

Кювету с высушенным осадком через 3-4 часа (за это время удаляются легколетучие радионуклиды (радиоактивный йод и тритий), радон и его короткоживущие продукты) взвешивают и передают для измерения суммарной альфа-активности (при этом основной вклад вносят изотопы урана (234, 238), радия (224, 226) и тория (228)). Если в кювету вошел не весь полученный остаток, фиксируют его относительную долю от полной массы - аликвоту.

Необходимо отметить, что все процедуры пробоподготовки воды выполнялись с соблюдением техники безопасности для химической лаборатории. Полученные результаты приведены в таблице 2.1.7.

Таблица 2.1.7. - Результаты измерений удельной суммарной альфа-активности воды штольни №6

Время выполнения анализа	Масса сухого остатка, г	Суммарная альфа-активность, Бк	Удельная суммарная альфа-активность, Бк/кг	ПДК, Бк/кг
2016	0,9562	8,57	27,26	0,3
2017	0,8624	14,53	41,8	
2018	0,7915	11,87	31,3	
2019	0,8104	12,38	33,4	
2020	0,4515	15,41	22,2	
2021	0,690	13,91	31,9	

По результатам исследований (таблица 2.1.7), во все годы удельная суммарная альфа-активность воды из штольни №6 превышает значения ПДК для питьевой воды в масштабе от 77 до 140 раз. С учетом этого факта нельзя употреблять воду исследуемого объекта для хозяйственно-бытовых целей.

2.1.6. Спектрометрический метод определения радиоактивности штольной воды месторождения Табошар

В настоящее время существуют разные способы определения суммарной альфа-активности. Например, такую активность можно определить с помощью спектрометров TRIEL, Tri-Carb, Guardian, Quantulus, Alpha Duo и др.

В лаборатории ФГБУ ГНЦ Федерального медицинского биофизического центра имени А.И. Бурназяна ФМБА России с помощью жидкостного сцинтилляционного спектрометра серии Quantulus-1220 (производство компании Perkin Elmer, США) была определена суммарная удельная альфа-активность воды исследуемого объекта [292].

Спектрометр Quantulus-1220 обеспечивает превосходный подсчет альфа-, бета-активности, особенно для образцов, содержащих смешанное альфа-, бета- и гамма-излучение. Это особенно важно при условии гашения и высокой бета-активности пробы. Спектрометр обеспечивает высочайшую чувствительность к бета-, альфа-сцинтилляции жидкости и производительностью счета в сочетании с минимально возможным 3-часовым фоном. Этот спектрометр идеально подходит для радиоуглеродного датирования и измерения выпадения радионуклидов в продуктах питания и воде, а также радионуклидов на действующих или выведенных из эксплуатации атомных электростанциях [292].

Спектрометр работает с программным обеспечением SpectraDec. Оно предназначено для работы с жидкостными сцинтилляционными спектрометрами. Программа SpectraDec используется для обработки результатов при расчете активности, а также для повышения информативности, надежности и эффективности измерений нового и существующего оборудования лабораторий. Программное обеспечение SpectraDec позволяет быстро анализировать сложные спектры в автоматическом режиме, включая спектры с низкой статистикой и высоким уровнем суперпозиции спектров отдельных радионуклидов.

Спектрометр Quantulus-1220 с программным обеспечением SpectraDec используется для решения следующих задач: мониторинг природных (Ra, Rn, U, Th, Pb-210, Po-210) и техногенных (H-3, Sr-90, Pu-241) радионуклидов в объектах окружающей среды на фоновых уровнях с радиохимической подготовкой проб; экспресс-анализ (без радиохимической подготовки) различных радионуклидов в объектах окружающей среды в процессе мониторинга выбросов и сбросов на неядерных предприятиях; мониторинг техногенных радионуклидов в выбросах и сбросах предприятий ядерного цикла с радиохимической подготовкой проб; контроль качества изотопной продукции.

С целью уточнения состава воды штольни №6 были отобраны пробы, впоследствии проанализированные в лаборатории Федерального медицинского биофизического центра имени А.И. Бурназяна. Объем пробы для анализа составлял 10 мл, время измерения - 23468 секунд. Полученные результаты приведены в таблице 2.1.8.

Таблица 2.1.8. - Результаты альфа и бета спектрометрического анализа воды

	Нуклиды	Вклад, %	A, Бк	Av, Бк/кг(л)
	SumAlpha	94	0,217	21,7
	H-3	9,2	0,061	6,1
	SumBeta	9,2	0,061	6,1

По табличным данным, суммарная удельная альфа-активность составляет 21,7 Бк/кг, и это значение в 217 раз превышает ПДК, а суммарная удельная бета-активность - в 6 раз. Этот анализ был выполнен в 2020 году и незначительно отличается от результата, полученного с помощью радиометра УМФ-2000 (см. табл. 2.1.7).

Полученный спектр данной пробы представлен на рисунке 2.1.4.

По рисунку 2.1.4 определена наибольшая площадь занята альфа-активностью и которая отделена красными линиями от бета-активности.

Также в вышеуказанной лаборатории радиационные характеристики пробы воды были исследованы дополнительно двумя другими методами. Во-первых, проводилось определение суммарных показателей удельной активности альфа- и бета-излучателей сухого остатка, выпаренного из 100 мл воды, полученного измерением на низкофоновом счетчике УМФ-2000. Полученные результаты приведены в таблице 2.1.9.

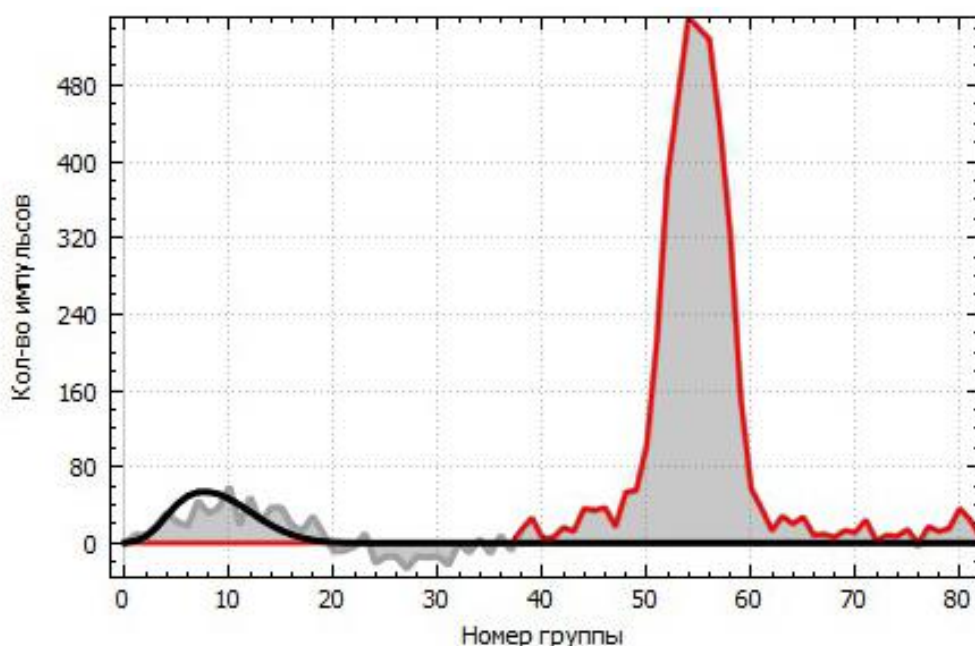


Рисунок 2.1.4. - Спектр активности пробы воды штольни №6

Таблица 2.1.9. - Результаты по суммарной альфа- и бета-активности пробы воды

Место отбора проб	Время выполнения анализ	Суммарная удельная альфа- активность, Бк/кг	Суммарная удельная бета- активность, Бк/кг
Штольня №6	2020	18,98	7

По табличным данным можно сделать вывод, что значения суммарной удельной альфа-активности превышают значения ПДК для питьевой воды в 63 раза, а по бета-активности - в 7 раз. Хотелось бы также отметить, что при этом суммарная относительная погрешность измерения составляет не более 15%.

Во-вторых, при помощи спектрометра Tri-Carb 2550 [293] с программным обеспечением SpectraDec проведено определение состава и

активности альфа- и бета-излучателей методом жидкостной сцинтилляционной спектрометрии из аликвот пробы, сконцентрированных упариванием из 50 мл исходной воды. Полученные результаты приведены в таблице 2.1.10 и на рисунке 2.1.5 с расшифровкой изотопов урана и других элементов.

Нужно отметить, что при наличии множества перекрывающихся альфа-пиков данный метод не даёт точной расшифровки, за исключением доминирующих компонентов (в нашем случае - U-234 и U-238), но по характеру спектра (с учетом также первого измерения) можно предположить наличие Po-210, Ra-226 и Rn-222.

Таблица 2.1.10. - Результаты жидкостной сцинтилляционной спектрометрии

Нуклид	Количество импульсов	Активность, Бк	Удельная активность, Бк/кг(л)
Lum			<1,2
H-3*	192	2,44 е-2	<2,8
H-3*corr	983	0,149	7,47
K-40*	872	5,39 е-2	2,69
Po-210**	614	3,41 е-2	1,71
Ra-226**			<0,87
Ra-226Eq**			<0,21
Th-234+Pa-234m	2850	0,111	5,54
U-234**	4835	0,269	13,5
U-238**	5142	0,286	14,3
Сумма	15491	0,928	36

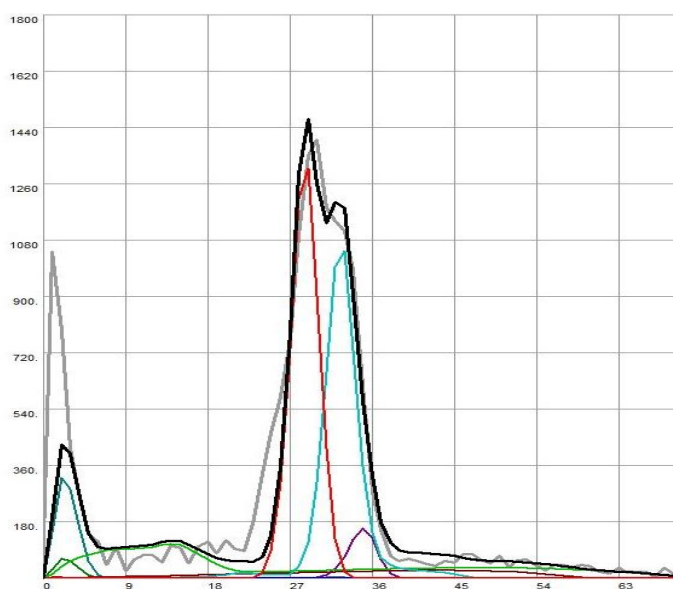


Рисунок 2.1.5. - Спектр активности нуклидов пробы воды штольни №6

Зелёным цветом в таблице 2.1.10 выделены ячейки с нуклидами, дающими вклад в бета-излучение, желтым – в альфа-. Th-234+Pa-234 являются дочерними продуктами U-238 и являются его «спутниками». В воде их концентрация меньше (выпадают в осадок), но в почве, если на неё вылить такую воду, через несколько месяцев придут с ним в равновесие, и получим достаточно жёсткое бета-излучение от Pa-234m.

Многолетние опыты показывают, что концентрация урана в воде исследуемого объекта примерно в 30 раз больше значения ПДК для питьевой воды. Другими словами, уран содержится в воде в весовых количествах, более 1 грамм на кубометр. Если мы распылим такую воду для полива, то обогащаем верхний слой грунта урановой пылью в килограммовых количествах. Поэтому использование такого источника воды для полива представляется труднореализуемым.

Также, нами были исследовано изотопное отношение урана в исследуемой воде. Сначала 1 литр пробы подвергался подготовке по соответствующей методике «Определение объемной активности изотопов урана в пробах природных, технологических и сточных вод альфа спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой». Данная методика соответствует требованиям ГОСТ Р 8.594 [294] и предусмотрена для воды с общей минерализацией до 30 г/л.

После радиохимической подготовки пробы получают счетный образец, который анализируется с помощью УМФ-2000. С помощью программы SpDec снимался спектр счетного образца, который затем подвергался обработке.

Для точного определения изотопов U-234 и U-238 обычно используют метки с определенными активностями, в нашем случае в качестве метки использовался U-232. После обработки спектра вычисляются активности изотопов урана, которые приведены в таблице 2.1.11.

По табличным данным установлено, что удельная активность U-232 почти соответствует её паспортной активности (780 Бк/л). Исходя из этого

можно сделать вывод, что радиохимическая подготовка пробы была выполнена на должном уровне, а активность изотопов урана очень высока.

Таблица 2.1.11. - Результаты измерения альфа-активности изотопов урана

Определяемые изотопы урана	Активность, Бк	Удельная активность, Бк/кг(л)
U-232	58,7	780
U-234	0,347	15,6
U-238	0,403	16,9

Таким образом, на основе полученных результатов можно сделать вывод, что исследуемая вода является непригодной для питьевой и поливной целей без предварительной очистки от загрязнителей, особенно от изотопов урана.

Также определены радионуклидный состав воды штольни №6. Для этого использовался гамма-спектрометр и полученные результаты приведены в таблице 2.1.12.

По табличным данным установлено, что удельная активность, особенно по U-238 и Th-234, весьма значительна. Поэтому можно сделать вывод, что без очистки воду нельзя использовать для питья и сельскохозяйственных нужд [19-А, 44-А].

Таблица 2.1.12. - Результаты гамма-спектрометрического анализа воды штольни №6

Радионуклиды	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг
U-238	1 030 000
Th-234	722 000
Th-230	< 1190
Ra-226	< 20
Pb-210	< 176
U-235	47 600

Продолжение таблицы 2.1.12.

Радионуклиды	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг
Pa-231	< 112
Ac-227	< 47
Th-227	< 47
Ra-223	< 22
Ra-228	< 12
Th-228	< 30
Ra-224	< 30
Cs-137	< 4,4
K-40	< 25

2.2. Местонахождение и характеристика шахтных вод месторождения**Киик-Тал**

Как известно, развитие уранодобывающей промышленности тесно связано с применением гидрометаллургических методов при переработке урановых руд, что приводит к образованию больших объёмов отходов, в частности, сбрасываемых шахтных вод, вызывающих нарушения и негативные последствия во всех компонентах биосферы. Анализ ряда источников свидетельствует, что шахтные воды урановых рудников, наряду с механическими примесями и высокими концентрациями солей, содержат естественные радионуклиды и это в целом представляет реальную опасность загрязнения земной поверхности и гидрографической сети, и, кроме того, ограничивает использование этих вод в народном хозяйстве. Вместе с тем, возможность извлечения содержащегося в сбрасываемых шахтных водах урана делает проблему очистки этих вод еще более актуальной как по экономическим, так и по экологическим соображениям.

Урановое месторождение Киик-Тал было открыто в 1968 году Канимансурской ГРЭ УГ при СМ Таджикской ССР и расположено в

центральной части южных склонов горного массива Могол-Тау. Оно было раскрыто при буровой оценке комплексных золото-вольфрам-молибденовых геохимических аномалий. Аномалии оказались непродуктивными, но в ряде пробуренных скважин геологами на площади около 0,25 квадратных километров было найдено бедное урановое оруденение, которое располагалось на глубине от 100 до 500 метров от поверхности.

В результате геологических работ (1969-1970гг) было установлено, что месторождение Киик-Тал имеет значительные запасы бедных урановых руд и непригодно для добычи открытым способом. С учетом этого факта проводить добычу урана из руд было решено способом подземного выщелачивания. С этой целью в 1971-1973гг в центральной части месторождения были пробурены штольни с системой штрековых выработок и короткометражных скважин из него.

Урановое месторождение Киик-Тал, являющееся одним из бывших объектов ядерно-топливного цикла, расположено в 3,5 км к северу от города Худжанд (Республика Таджикистан). Рельеф месторождения характеризуется сильной расчлененностью и быстрым возрастанием высот от подножия к центру горного массива. Абсолютные отметки высот в районе месторождения в указанном направлении изменяются от 450 м до 1000 м на расстоянии 2 км.

Добыча урана в период с 1973 по 1987 год осуществлялась способом подземного выщелачивания слабым сернокислотным раствором. Работы были прекращены по ряду причин, в числе которых было опасение за их влияние на экологическую обстановку правобережной части г.Худжанд.

В процессе опытных работ и эксплуатации месторождения был выявлен ряд факторов, позволяющих с большой долей уверенности сказать, что накопление воды в густой сети горных выработок и технологических скважин, созданных на месторождении, в долгосрочной перспективе приведут к выщелачиванию урана из рудоносной зоны.

Месторождение Киик-Тал в своем физическом состоянии также имеет участки интенсивной трещиноватости, легко проницаемые для подземных вод

и интенсивно обводненные. Подземные воды выщелачивают тело месторождения, а в их составе обнаружены сульфатно-хлоридно-кальциево-натриевые ионы. При этом концентрация урана составила от 10-80 мг/л, рН=7,2-8,1, жесткость 10-14 мг*экв/л с массой сухого остатка 900-1600 мг/л [288].

Источником урана в подземных водах могут быть обогащенные вмещающие породы, но скорее всего ими являются какие-то участки рассеянной эндогенной урановой минерализации, из которых уран выщелачивается в процессе окисления его минералов и переносится трещинно-жильными водами, накапливаясь на геохимических барьерах, в роли которых выступают пиритсодержащие грейзеновые зоны. Этот процесс продолжается и в настоящее время, о чем свидетельствуют результаты многолетних исследований по составу воды из шахты данного месторождения.

К таким факторам, прежде всего, относится тот факт, что на месторождении происходили и происходят в настоящее время мощные процессы гидрогенного преобразования и переотложения уранового оруденения. Этот процесс, после его усиления серной кислотой во время опытно-промышленных работ, продолжается и по сей день, о чем свидетельствуют высокие концентрации урана до 30 мг/л в шахтных водах, вытекающих из нижнего горизонта штольни № 2 уже 36 лет после ликвидации рудника.

После закрытия рудника в 1987г. для очистки шахтных вод установлена самотёчная сорбционная установка, заполненная пористой анионообменной смолой АМ-п, где загрязненные воды очищаются от урана, а затем сбрасываются в фильтрационный-испарительный пруд (ФИП), заполненный известняковым щебнем, в котором эти воды нейтрализуются и частично очищаются от избыточной минерализации, после чего фильтруются в водоносный горизонт четвертичных отложений правого берега реки Сыр-Дарья.

Необходимо отметить, что работа сорбционной колонны проходит в неоптимальном режиме. В связи с этим необходимо разработать новую технологию по получению урана из шахтных вод, которая соответствовала бы всем требованиям недропользования.

2.2.1. Исследование физико-химических показателей шахтной воды месторождения Киик-Тал

Для определения физико-химических параметров шахтной воды из месторождения Киик-Тал был использован современный мультиметр типа YSI 556 MPS [299]. Данный мультиметр одновременно измеряет pH, ОВП, растворенный кислород, температуру, электропроводность, солёность и TDS с наименьшей погрешностью. Как было отмечено, мультиметр совместим с программным обеспечением YSI EcoWatch для Windows. Полученные результаты с помощью этого мультиметра можно обрабатывать и интерпретировать с помощью компьютера.

В начале работы прибор был откалиброван по всем параметрам с применением соответствующих стандартных растворов, затем проводились измерения. При этом в качестве исследуемого объекта выбраны шахтные воды месторождения Киик-Тал. В начале исследовались изменения параметров в зависимости от времени измерения (рисунок 2.2.1).

По кривой зависимости (рисунок 2.2.1) значения TDS и солёности установлены очень высокие. Хотелось бы также отметить, что в составе TDS в большем количестве присутствуют тяжелые металлы. В нашем случае – это в основном уран в количестве 20-30 мг/л. Усредненные значения физико-химических параметров воды приведены в таблице 2.2.1.

Из табличных данных, значения TDS почти в 4 раз превышают ПДК, но при этом значение pH находится в пределах нормы.

Таким образом, мы можем утверждать, что шахтную воду необходимо подвергнуть очистке от загрязнителей, в частности от тяжелых и

радиоактивных металлов. В противном случае вода загрязняет прилегающие территории, которые расположены совсем близко к г.Худжанду [18-А].

Таблица 2.2.1. - Результаты измерения физико-химических параметров шахтной воды

Определяемые параметры	Фактические средние значения	ПДК
Температура, °С	25,63	-
Электропроводность, мСм	2	-
Удельная электропроводность, мСм/см	1,97	-
Растворенный кислород, %	69,17	40-60
рН	8,03	6-9
рНмV, мВ	-67,49	-
ОВП, мВ	15,58	-
Соленость, г/л	1	-
TDS, г/л	1,28	0,35
Удельная сопротивления, Ом*см	0,5	-

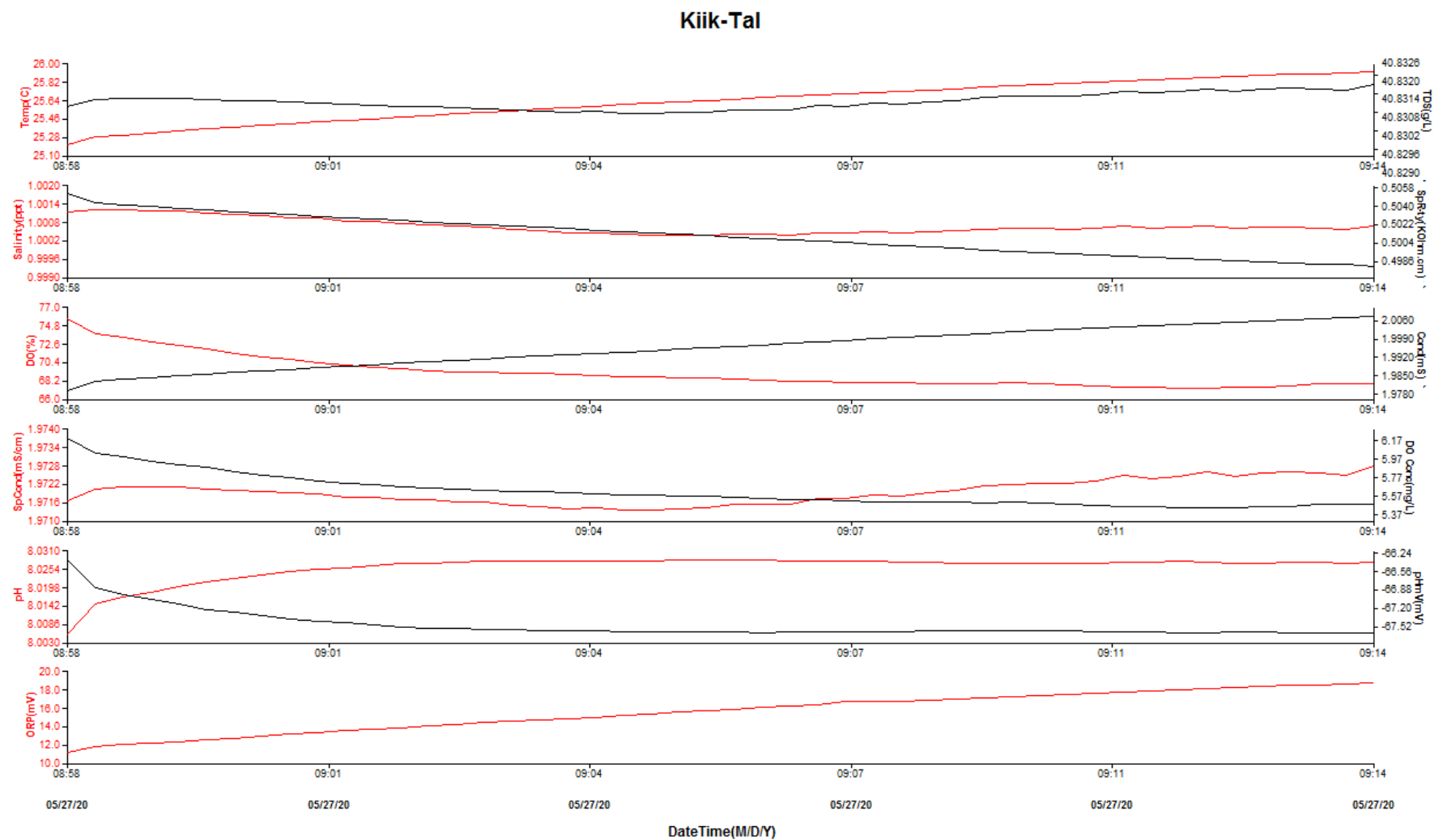


Рисунок 2.2.1. - Зависимости изменения физико-химических параметров воды от времени

2.2.2. Атомно-абсорбционный метод определения концентрации металлов шахтной воды месторождения Киик-Тал

Для определения содержания тяжелых и радиоактивных металлов в шахтной воде использовался атомно-абсорбционный спектрометр типа AAnalyst 800 [290]. Этот спектрометр состоит из двух частей: горелка и графитовая печь. С помощью графитовой части данного спектрометра можно обнаружить концентрации металлов в водных растворах в пределах 1 мкг/л.

Прежде чем приступить к измерению пробы, прибор необходимо откалибровать. Калибровка может проводится один или несколько раз. Для выбора одного из этих условий нужно выбрать соответствующие настройки в программе. Далее строится калибровочная кривая с помощью стандартных растворов и проводятся измерения концентрации металлов в зависимости от нагретой лампы. Полученные результаты исследования приведены в таблице 2.2.2.

Таблица 2.2.2. - Концентрации тяжелых и радиоактивных металлов в шахтной воде

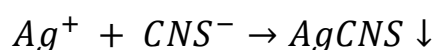
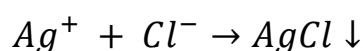
Определяемые элементы	Концентрации элементов, мг/л	ПДК, мг/л
Zn	0,34	5
Cu	0,16	1
Pb	0,31	0,03
Cd	0,0006	0,001
U	23	0,03

По табличным данным установлены концентрации тяжелых и радиоактивных металлов для шахтных вод, которые значительно превышают ПДК. Следовательно, воды данного исследуемого объекта можно использовать для извлечения ценного компонента, в частности урана, что представляется целесообразным.

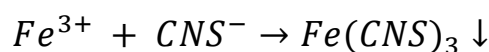
2.2.3. Химический метод определения физико-химических параметров шахтной воды месторождения Киик-Тал

Состав шахтной воды месторождения Киик-Тал был изучен химическими методами. В начале определялось содержание хлорид-ионов путём титрования при избытке серебра роданистым аммонием.

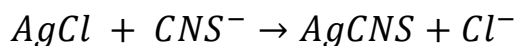
Определение основано на титровании с роданистым аммонием при избытке нитрата серебра ($AgNO_3$), не связываемого с Cl^- в присутствии индикатора – железоаммонийных квасцов. При этом реакция протекает следующим образом:



Как только заканчивается осаждение серебра, роданистый аммоний образует с железоаммонийными квасцами родановое железо, окрашивающее раствор в красный цвет. При этом реакция протекает следующим образом:



Данный метод даёт точные результаты только при соблюдении условий исключения ошибки, связанных с значительно большей растворимостью $AgCl$ сравнительно с $AgCNS$. При обратном титровании ионов серебра роданидом его избыток, необходимый для изменения окраски раствора, будет реагировать с хлоридом серебра:



Чтобы избежать этого, надо отделить $AgCl$ от раствора. Более просто хорошие результаты можно получить добавлением к анализируемому раствору не смешивающегося с водой вещества (нитробензола, хлороформа и т.п.). При взбалтывании раствора хлорид серебра сбивается в комки на границе обеих жидкостей, нитробензол защищает осадок $AgCl$ от водного раствора. Это понижает скорость растворения $AgCl$, а следовательно, и скорость его реакции с роданидом.

Если анализируемый раствор содержит сероводород или органические вещества, серебро восстанавливается до отмеренного объема раствора, содержащего не более 10-20 мг хлорид-ионов, и к нему прибавляют 1 мл азотной кислоты (1:2) и 0,1н раствора перманганат калия до исчезающей на холоде в течении 5-10 минут розовой окраски. Далее к раствору прибавляют 1 мл нитробензола и 10-15 мл 0,1н раствора нитрат серебра. Закрыв колбу пробкой, её встряхивают, пока осадок не соберется в хлопья, затем прибавляют 1 мл железоаммонийных квасцов. Избыток серебра оттитровывают 0,1н раствором $KCNS$, до появления исчезающей около минуты красно-коричневой окраски. Если окраска появится от первых капель роданида, для определения берут меньший объем воды, после чего вычисляют концентрации хлорид-ионов по формуле:

$$C_{Cl^-} = \frac{(V_1 - V_2) \cdot 35,45 \cdot 1000}{\text{объем аликвот}} \text{ (мг/л)},$$

где V_1 – объем 0,1н $AgNO_3$, V_2 – объем 0,1н $KCNS$.

Другие параметры были определены аналогичным определению хлорид-ионов методом, с учетом использования отдельных методик.

Для получения достоверных и надежных данных по шахтной воде в работе отбирались пробы по сезонам года. Например, полученные результаты по 2021 году приведены в таблице 2.2.3.

По результатам исследования определена жесткость воды и кальций по всем сезонам года превышают значения ПДК, а магний ниже ее значения. Калий и аммоний также превышают величину ПДК во все сезоны, натрий- и нитрат-ионы вписываются в ПДК только зимой, а в остальные сезоны её превышают. Уран, железо и хлорид-ионы по всем сезонам года превышают значения ПДК. Также определено, что по всем сезонам года концентрация сухого остатка превышает ПДК.

Авторы работы [295, 54-А] определили, что концентрация урана в шахтной воде данного месторождения составляет 20-25 мг/л, и спустя несколько лет эта концентрация почти не изменилась. Это свидетельствует о

стабильном выщелачивании урана из тела месторождения Киик-Тал. С учетом этого факта можно с уверенностью сказать, что поток воды долгие годы не менялся.

Таблица 2.2.3. - Результаты химического анализа проб шахтной воды месторождения Киик-Тал по сезонам года

Физико-химические показатели	Фактическое значение				ПДК
	Зимой	Весной	Летом	Осенью	
Жесткость, мг-экв/л	10,95	12,76	12,3	13,5	7
Ca ²⁺ , мг/л	175	193	188	203	100
Mg ²⁺ , мг/л	27	38	36	41	50
K ⁺ , мг/л	14,9	23,7	23,4	25	12
Na ⁺ , мг/л	179,8	217	210	230	200
U, мг/л	20,3	24,6	23,17	22,1	0,03
NH ₄ ⁺ , мг/л	0,09	016	0,22	0,12	0,5
CO ₃ ²⁻ , мг/л	7,8	13	12	16,3	-
HCO ₃ ⁻ , мг/л	213,94	267,32	256,4	250,6	30
NO ₃ ⁻ , мг/л	44,2	48,4	56,6	59,3	45
Сух. ост., мг/л	1614,1	1543,7	1513	1526	1000
SO ₄ ²⁻ , мг/л	807,16	735,6	701,2	726,5	500
Cl ⁻ , мг/л	45,32	90,8	99,97	106,3	350
Fe ³⁺ , мг/л	0,12	0,19	0,23	0,22	0,3

Для более уверенности к результатам ниже приведем среднее значения результатов за 6 лет (таблица 2.2.4).

Таблица 2.2.4. - Результаты химического анализа шахтной воды месторождения Киик-Тал

Физико-химические показатели	Фактическое среднее значение	
	2021	2020
Жесткость, мг-экв/л	12,38	11,87
Ca ²⁺ , мг/л	189,75	194
Mg ²⁺ , мг/л	35,50	36
K ⁺ , мг/л	21,75	9,4
Na ⁺ , мг/л	209,2	208
U, мг/л	22,54	19

Продолжение таблицы 2.2.4.

Физико-химические показатели	Фактическое среднее значение	
NH_4^+ , мг/л	4,11	0,16
CO_3^{2-} , мг/л	12,28	6
HCO_3^- , мг/л	247,07	250,1
NO_3^- , мг/л	52,13	57,33
Сух. ост., мг/л	1549,2	1523
SO_4^{2-} , мг/л	742,62	713,95
Cl^- , мг/л	85,6	101,64
Fe^{3+} , мг/л	0,19	0,3
Годы	2019	2018
Жесткость, мг-экв/л	11,87	11,58
Ca^{2+} , мг/л	192	178
Mg^{2+} , мг/л	27,6	33,6
K^+ , мг/л	24	25
Na^+ , мг/л	210	220
U, мг/л	21,6	23,3
NH_4^+ , мг/л	0,5	0,65
CO_3^{2-} , мг/л	24	15
HCO_3^- , мг/л	170,8	164,7
NO_3^- , мг/л	57,3	43,3
Сух. ост., мг/л	1521	1502
SO_4^{2-} , мг/л	707,37	731,65
Cl^- , мг/л	109,94	113,3
Fe^{3+} , мг/л	0,21	0,32
Годы	2017	2016
Жесткость, мг-экв/л	15,3	11,84
Ca^{2+} , мг/л	193,9	163,9
Mg^{2+} , мг/л	68,4	44,57
K^+ , мг/л	35	25,3
Na^+ , мг/л	110	89,7
U, мг/л	25	23,76
NH_4^+ , мг/л	0,7	0,43
CO_3^{2-} , мг/л	4,13	3,78
HCO_3^- , мг/л	188,94	175,37
NO_3^- , мг/л	60	47
Сух. ост., мг/л	1475	1433,9
SO_4^{2-} , мг/л	711,9	687,5
Cl^- , мг/л	33,24	41,3
Fe^{3+} , мг/л	0,91	0,42

Из полученных результатов по урану наибольшая концентрация наблюдается в 2017г., наименьшая - в 2020г. Несмотря на это, по всем годам концентрация урана остаётся значительной, а при попадании такой воды в окружающую среду загрязняют всю территорию. Следует отметить, что извлечение из этой воды ценных компонентов, в частности урана, представляется целесообразным.

2.2.4. Радиометрический метод определения радиоактивности шахтной воды месторождения Киик-Тил

С целью определения радиоактивности воды был использован современный радиометр типа УМФ-2000. Данный радиометр измеряет либо одновременно, либо в отдельности активность альфа- и бета-частиц в водных пробах.

Как известно, природные воды представляют собой сложную систему и содержат в себе разные неорганические и органические соединения, также в ней часто обнаруживаются растворенные газы. Кроме того, формы нахождения примесей в водах тоже разные. Например, они встречаются в виде простых молекул, ионов, комплексных соединений, коллоидов и взвешенных частиц. В зависимости от распространенности и содержания веществ в водах выделяют макро- и микрокомпоненты. К макрокомпонентам относятся катионы Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} , Na^{+} и анионы HCO_3^{-} , Cl^{-} , SO_4^{2-} и др.

К микрокомпонентам относятся те катионы и анионы, концентрация которых составляет несколько микрограмм и менее на 1 литр воды. Естественные техногенные радионуклиды входят в эту группу. Например, к естественным микрокомпонентам относятся изотопы урана (234, 238), радия (224, 226) и тория (228), которые при подготовке проб остаются в сухом остатке и дают основной вклад при определении удельной суммарной альфа-активности [291].

С учетом годовых изменений активности шахтной воды в экологической лаборатории НПЦ «Технология» ГУП «Таджредмет» были проведены исследования, результаты которых приведены в таблице 2.2.5.

Таблица 2.2.5. - Результаты анализа суммарной удельной альфа-активности шахтной воды месторождения Киик-Тал

Место отбора проб	Время выполнения анализа	Масса сухого остатка, г	Суммарная альфа-активность, Бк	Удельная суммарная альфа-активность, Бк/кг	ПДК, Бк/кг
Шахта	2016	1,5838	86,5	433	0,3
	2017	1,5222	84,76	488	
	2018	1,3669	71,29	325	
	2019	1,7998	71,44	429	
	2020	0,7152	88,54	422	
	2021	1,77	23,02	385	

Табличные данные по результатам замера величина суммарной удельной альфа-активности указывают на превышение значения ПДК для питьевой воды. С учетом этого факта можно сделать вывод, что при попадании её в окружающую среду естественно загрязняются другие источники чистой воды и почва. Поэтому встаёт задача как можно больше извлекать из воды ценные компоненты, в частности уран.

2.2.5. Альфа- и бета-спектрометрический метод определения радиоактивности шахтной воды месторождения Киик-Тал

Аналогичным вышеприведённому образом спектрометрический метод использован для определения радиоактивности шахтной воды месторождения Киик-Тал. С этой целью в ФГБУ ГНЦ Федеральный медицинский биофизический центр имени А.И. Бурназяна был проведён анализ по определению удельной суммарной альфа-активности воды с использованием жидкостного сцинтилляционного спектрометра серии Quantulus-1220 [292].

Спектрометр Quantulus-1220 с программным обеспечением SpectraDec использовался для определения суммарной альфа-, бета-активности, активности Н-3, С-14, Ni-63, Sr-90 и Тс-99. Полученные результаты по этой пробе приведены в таблице 2.2.6.

Таблица 2.2.6. - Результаты спектрометрического анализа шахтной воды месторождения Киик-Тал

	Нуклиды	Вклад, %	Активность, Бк	Удельная активность, Бк/кг(л)
	SumAlpha	72	3,74	374
	Н-3	0,9	0,14	14
	С-14	2,4	0,13	13
	Ni-63	2,9	0,197	19,7
	Sr-90 eq	12	0,311	31,1
	Тс-99	10	0,619	61,9
	SumBeta	28	1,39	139

По табличным данным установлена, что суммарная удельная активность составляет 374 Бк/кг, и почти идентично показателям, полученным с помощью радиометра УМФ-2000 (таблица 2.2.5). Это свидетельствует о степени надёжности выполненных ранее измерений и целесообразность использования различных методов для определения одного и того же параметра исследуемой воды.

Известно, что для углерода-14 существует несколько способов образования. Во-первых, он образуется на высоте 9-15 км на высоких геомагнитных широтах, откуда равномерно распределяется по всей атмосфере. Во-вторых, он имеет природное происхождение за счет некоторых тяжелых ядер, входящих в радиоактивные ряды. Например, обнаружен распад с эмиссией углерода-14 ядер Ra-224 (ряд тория), Ra-223 (ряд урана-актиния) и Ra-226 (ряд урана-радия).

Необходимо отметить, что присутствие углерода-14 в шахтной воде свидетельствует о существовании в ней изотопов радия [296]. Присутствие других изотопов также позволят сделать такой вывод.

Также с помощью спектрометра был проведен качественный анализ. Спектр этого анализа представлен на рисунке 2.2.2.

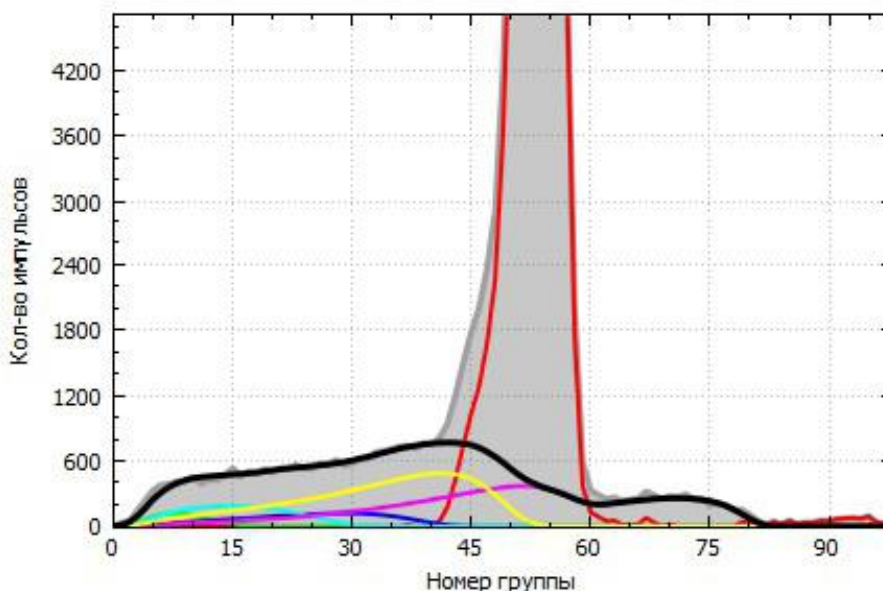


Рисунок 2.2.2. - Спектр пробы шахтной воды по суммарной альфа- и бета-активности

На рисунке красным цветом выделены нуклиды, дающие альфа-излучение, а черным цветом – источники бета-излучения.

Автором также исследованы изотопные отношения урана в исследуемой воде. Приготовление счетного образца выполнялось аналогично как и для воды штольни №6, только при этом взято всего 5 мл шахтной воды вместо 1 литра.

После получения счетного образца с помощью программы SpDec снимался спектр на УМФ-2000. Полученный спектр приведен на рисунке 2.2.3.

После обработки полученного спектра с помощью вышеупомянутой программы получены данные по альфа-активности изотопов урана. Обработанный спектр включает в себе три пика изотопов урана, которые, в

зависимости от энергии альфа-частиц, соответственно распределены на рисунке 2.2.4.

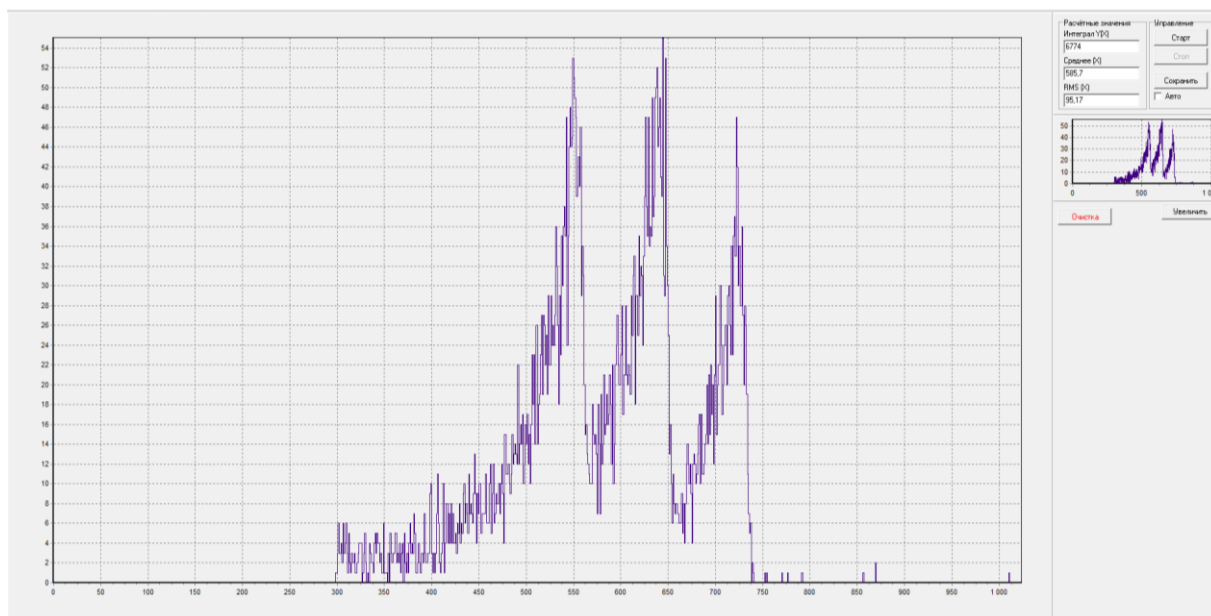


Рисунок 2.2.3. - Спектр изотопов урана в шахтной воде

Полученные результаты по активности изотопов урана приведены в таблице 2.2.7.

По табличным данным установлено, что удельная активность U-232 для шахтной воды месторождения Киик-Тал незначительно отличается от паспортных данных (780 Бк/л).

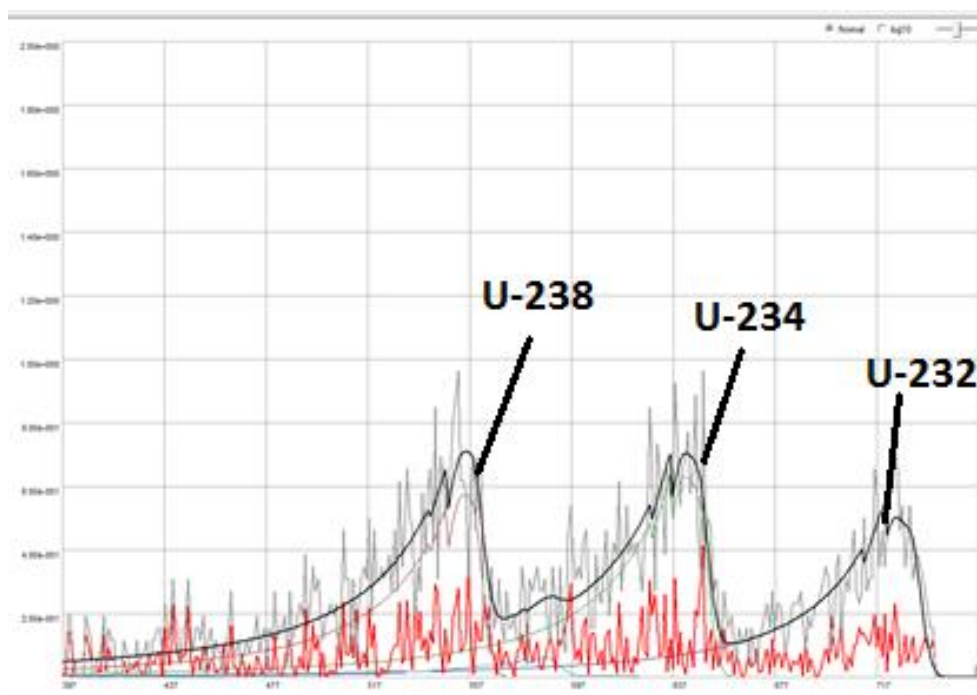


Рисунок 2.2.4. - Обработанный спектр изотопов урана

Таблица 2.2.7. - Результаты анализа альфа-активности изотопов урана

Определяемые изотопы урана	Активность, Бк	Удельная активность, Бк/кг(л)
U-232	0,178	781
U-234	0,232	1020
U-238	0,187	818

Таким образом, по результатам количественного и качественного анализов можно сделать вывод, что шахтная вода данного источника отличается значительно повышенной радиоактивностью и её следует очистить от радиоактивных металлов, особенно от изотопов урана.

2.3. Местонахождение и характеристика воды шахты «Восточная» месторождения Чорухдайрон

Месторождение Чорухдайрона делится на несколько основных зон: Главную, Новую, Шурале I и Шурале III. Две первые расположены в блоке между Северным и Андыгенским разломами, а две последние - между Андыгенским и Тюябогузским разломами [297].

В этих зонах было обнаружено множество минералов, их минеральный состав в порядке последовательности выглядит следующим: скаполит, пироксен, гранат, шеелит, кальцит, кварц, альбит, роговая обманка, хлорит, эпидот, апатит, гематит, молибденит, пирит, халькопирит; очень редко галенит и барит. Наиболее богатые руды размещаются в гранатовых скарнах.

Основная масса руды распределена в структурах, оперяющих трещины отрыва. Все рудные тела разбиты серией пострудных нарушений северо-западного простирания, вдоль которых отмечены перемещения в пределах первых метров.

Рудные зоны Шурале I и III приурочены к оперяющим трещинам отрыва Тюябогузского разлома. Они ответвляются от разлома по азимуту 230-250° и по мере удаления от него постепенно выклиниваются. Вблизи разлома рудные тела, связанные с этими трещинами, имеют максимальную мощность

и содержание. В плане они имеют извилистую форму, к изгибам приурочены повышенные концентрации рудных минералов. Развитие зон шло, по-видимому, в шесть этапов (таблица 2.3.1).

Таблица 2.3.1. - Этапы формирования зон Шурале

Этап	Тип трещин	Полюс минерализованных трещин		Тип минерализации
		азимут падения, град	угол падения, град	
I	Отрыва с азимутом падения 125-135 ⁰ под углом 73-78 ⁰	139	75	Скарны
		131	75	Шеелит
II	То же	125	70	Скаполит
		125	71	Альбит
III	То же	119	73	Шеелит с молибденитом
		120	80	
IV	То же	164	68	Кварц
		123	70	Альбит
V	То же	135	85	Барит, флюорит
VI	То же	80	75	Поздний кальцит

В Шурале I проявились только I, II и III этапы минерализаций. Основные закономерности распределения оруденения в зоне Шурале III характеризуются следующим: вольфрамовое оруденение более значительное, чем молибденовое; интенсивность его по мере удаления от Тюябогузского разлома падает; протяженность вольфрамового оруденения больше, чем молибденового; максимальные концентрации его приурочены к изгибам плоскости рудной зоны по простиранию; по мере приближения к Тюябогузскому разлому глубина распространения оруденения увеличивается;

в плоскости разлома оно распределено неравномерно и представлено линзообразными телами.

В Чорухдайронском рудном поле установлено девять парагенетических минеральных ассоциаций (от ранних к поздним):

- гранат-пироксен-скаполитовая;
- магнетитовая;
- кварц-шеелит-андрадитовая;
- амфибол-эпидот-альбитовая;
- кварц-скаполит-турмалиновая;
- шеелит-сульфидно-альбитовая;
- шеелит-сульфидно-кварцевая;
- флюорит-баритовая;
- кальцитовая.

Понятие «стадия» принимается в толковании А.Г. Бетехтина (1951, 1958) и других авторов (Ермаков, 1958; Пэк, Вольфсон, Лукин, 1960), согласно представлениям которых стадия минералообразования охватывает некоторый промежуток процесса формирования месторождений того или иного генетического типа и характеризуется определенным комплексом минералов, образованным при сходных физико-химических условиях. Стадии минералообразования обычно отделяются одна от другой тектоническими перерывами.

Необходимость выделения девяти парагенетических ассоциаций и их объединение в пять последовательных стадий обоснована Б. В. Кристалным (1963).

В I-ю стадию происходило формирование гранат-пироксен-скаполитового парагенезиса с интенсивным пироксен-скаполитовым замещением вмещающих пород (в основном гранитоидов) и образованием пироксен-гранатовых скарнов (гранат промежуток кого андрадит-гроссулярового изменчивого состава).

По наблюдениям Д.С. Коржинского, замещение гранитоидов пироксен-скаполитовой породой и скарнами на верхних горизонтах месторождения сопровождалось ортоклазизацией плагиоклаза. Это указывает на значительную активность сильных оснований и щелочную реакцию гидротермального раствора. Б.В. Кристалльным осуществлен расчет баланса привнесенных компонентов в I стадию минералообразования с учетом пористости и объемов измененных пород. Оказалось, что практически весь кальций и железо замещаемой породы использовались на образование скаполитовой и пироксен-скаполитовой породы. Следовательно, формирование собственно скарнов (граната и пироксена) могло осуществляться лишь при условии вноса растворами значительного количества кальция и железа.

Стадии II соответствует формирование жилков магнетита и тел кварц-шеелит-андрадитового состава (2-я и 3-я парагенетически минеральные ассоциации). Смена минералов кислородсодержащих солей магния и натрия I стадии (скаполит, пироксен) минералам II стадии, представленными кислородсодержащими солями кальция и железа и окислами (магнетит, кварц), появление во II стадии андрадита, содержащего высший окисел железа, указывают на относительное повышение во времени окислительного потенциала и усиление активности менее сильных оснований гидротермального раствора. II – стадия является переходной между собственно скарновой и III – й стадиями.

III – стадия (шеелит-альбит-сульфидно-водносиликатная) – стадия кислотного выщелачивания, по Д.С. Коржинскому (1955) и В.А. Жарикову (1959) – характеризуется интенсивным разложением минералов (главным образом силикатов), выделившихся в предыдущие стадии. В это время образовались практически все гидроксилсодержащие силикаты (амфиболы, эпидот, хлорит, турмалин), альбит, основные количества кварца, шеелита и сульфидов (пирит, халькопирит, молибденит и др.). В шеелит-альбит-сульфидно-водносиликатную стадию были сформированы 4-я, 5, 6 и 7-я

парагенетические минеральные ассоциации, из которых две последние продуктивные.

Необходимость выявления структурных условий образования каждого из этих парагенезисов и физико-химические особенности их формирования позволяют расчленить рассматриваемую стадию на три подстадии (от ранней к поздней): альбит-водносиликатную, шеелит-сульфидно-альбитовую, шеелит-сульфидно-кварцевую. В раннюю подстадию образовались амфибол-эпидот-альбитовые и кварц-скаполит-турмалиновые парагенетические ассоциации. Во вторую подстадию были сформированы шеелит-халькопирит-альбитовые рудные тела. Характерно отложение больших количеств сульфидов, среди которых преобладали пирит и халькопирит, что свидетельствует о понижении температуры растворов и резком возрастании в них парциального давления серы (Бетехтин, 1955). Шеелит содержит примеси скандия, меди, титана. В последнюю подстадию происходило образование шеелит-молибденит-кварцевых тел. Характерно отложение больших масс кварца и выделение основных количеств молибдена. В шеелите присутствуют примеси серебра и цинка. Растворы, из которых кристаллизовались минералы в III – стадию, обладали кислотными свойствами. В эту стадию происходило интенсивное замещение ортоклаза альбитом и кварцем и альбита кварцем. Выносились калий и натрий, что указывает на большую активность слабых оснований в растворе.

В IV стадию формировались баритовые жилы с флюоритом, в V - многочисленные кальцитовые жилы с редкой вкрапленностью сульфидов меди, свинца, цинка. По представлениям Д.С. Коржинского, образование флюорит-баритовых и кальцитовых жил происходит из щелочных растворов при отсутствии заметного выщелачивания вмещающих алюмосиликатных пород, например, в Чорухдайроне, где флюорит-баритовые и кальцитовые жилы возникли главным образом путем заполнения трещинных полостей.

В размещении гипогенных минеральных образований в пределах отдельных трещинных зон и тел и в целом по рудному полю устанавливается

определенная зональность. Она выражена сочетанием двух типов зональности:

- возникающей в процессе формирования минералов одной стадии - инфильтрационная метасоматическая зональность, по Д.С. Коржинскому;
- пульсационной: (Смирнов, 1937), обусловленной последовательным возникновением минералов, образованных в различные стадии гидротермального процесса [297].

После уточнения запасов рудного поля Чорухдайрона в 1948 году было создан ОАО «Ленинабадский комбинат редких металлов». Предприятие получило разрешение на добычу ценного компонента из местного сырья до 1981г, а с 1989 года, в связи с закрытием горно-обогажительного цеха, оно полностью перешло на технологии порошковой металлургии.

Шахта «Восточная» находится в зоне добычи Шурале I. С 1955 по 1972 год здесь велись работы по извлечению руды для производства вольфрамowego концентрата. После изменения технологического процесса на производство порошкового концентрата, шахта была оставлена без присмотра и впоследствии залита водой. Из геологических данных известно, что приток воды в шахту «Восточная» достигал 700 м³ в час [298]. Исходя из структуры рудных зон и их минералогического состава, можно предположить, что рядом с рудными телами проходят Тюябогузский и Андыгенский разломы, через которые вода проникает в шахту, вызывая выщелачивание горных пород и загрязнение шахтных вод. В настоящее время для откачки воды, используемой в питьевых и сельскохозяйственных целях, в шахте работают несколько глубинных насосов (рисунок 2.3.1).

На геологической карте (рисунок 2.3.2) показаны рудные зоны месторождения Чорухдайрон, местонахождение шахты и геологические разломы.

С целью исследования состава воды из шахты «Восточная» были отобраны пробы, которые впоследствии анализировались в лаборатории

анализа воды Горно-металлургического института Таджикистан. Результаты анализа приведены ниже.



Рисунок 2.3.1. - Надземное расположение сетей глубинных насосов, спущенных в шахту «Восточная»

2.3.1. Исследование физико-химических показателей воды шахты «Восточная»

Для анализа физико-химических свойств воды из шахты «Восточная» применялся передовой мультиметр YSI 556 MPS [289]. Вначале устройство прошло калибровку для всех измеряемых характеристик с использованием эталонных растворов. После этого было выполнено тестирование водных образцов.

В начале исследовались сезонные изменения показателей шахтной воды. Полученные результаты приведены в таблице 2.3.2.

Таблица 2.3.2. - Результаты измерения физико-химических параметров шахтной воды

Определяемые параметры	Фактические средние значения			
	Весна	Лето	Осень	Зима
Температура, °C	10,73	30,63	20,39	9,74
Электропроводность, мСм	1,37	2,49	1,94	1,3
Удельная электропроводность, мСм/см	1,88	2,25	2,12	1,84
Растворенный кислород, %	93,98	91,52	97,07	96,37
pH	8,24	7,89	8	8,27
pHmV, мВ	-75,41	-61	-65,01	-76,64
ОВП, мВ	222,13	172,98	146,5	210,87
Соленость, г/л	0,96	1,14	1,09	0,94
TDS, г/л	1,22	1,46	1,38	1,19
Удельное сопротивление, кОм*см	0,73	0,4	0,52	0,77

В теплое время года наблюдаются наибольшие уровни TDS и электропроводимости в воде, что коррелирует с повышением температур. В то же время, самые низкие показатели приходятся на электрическое сопротивление воды и pH. Снижение содержания растворенного кислорода может быть обусловлено окислительными процессами, включая химическое

окисление ионов аммония, марганца, железа и нитрит-иона, биохимическое окисление органических веществ и деятельность бактерий, а также биологическое - дыхание микроорганизмов. Минимальные значения pH связаны с изменениями концентрации растворенного CO₂ и карбонатной жесткости, при этом увеличение CO₂ или уменьшение карбонатной жесткости приводит к повышению кислотности воды. Сопротивление воды имеет обратное соотношение с её электропроводностью.

Окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) отражает способность вещества действовать как окислитель или восстановитель по отношению к другим веществам. Измерение ОВП в воде критично для оценки её качества. ОВП может быть как положительным, так и отрицательным: высокие положительные значения ОВП способствуют разложению загрязнителей. Положительные значения ОВП свидетельствуют о том, что вещество обладает окисляющими свойствами, в то время как отрицательные - о восстановительных. Низкие значения ОВП указывают на высокое содержание антиоксидантов.

Большое количество загрязнителей шахтной воды приводит к меньшей концентрации растворенного кислорода, поскольку биологическое, биохимическое и химическое окисление веществ потребляет кислород, т.е. их внутренняя среда имеет отрицательное значение ОВП. Как было сказано выше, чем больше её значение, тем выше способность шахтной воды уничтожать посторонние загрязнители, такие, как микробы и углеродные загрязнители. Таким образом, на основе полученных данных по сезонам года можно заключить, что максимальное значение ОВП наблюдается весной, а минимальное – осенью.

Исходя из табличных данных (таблица 2.3.2), по растворенного кислорода шахтные воды следует признать загрязнёнными и непригодными для питья. Также видно, что фактическое значение TDS (Total Dissolved Solids – общее содержание растворённых твердых веществ) превышает ПДК (0,35 г/л) по всем сезонам года.

2.3.2. Турбидиметрический метод определения мутности шахтной воды

Одним из основных показателей чистоты воды является её мутность. Для уточнения мутности воды шахты «Восточная» в работе использован турбидиметр типа Xin Rui Instruments, произведенный в Китае [299].

Для получения достоверных результатов с турбидиметром необходимо соблюдать требуемое условия. Перед использованием турбидиметр должен быть установлен горизонтально на столе, защищён от воздействия прямых солнечных лучей и расположен так, чтобы имелось достаточно места для отвода тепла. Перед началом измерения мутности, необходимо провести калибровку прибора в соответствии со стандартом ISO 7027 [300]. В качестве эталона для калибровки по нулевой точке используется дистиллированная вода, прошедшая тройную фильтрацию через мембраны с размером пор 0,2 мкм. Далее, калибровка выполняется на разведённых растворах, приготовленных из стандартного образца GBW12001 400 с мутностью 100 и 200 NTU. После калибровки на точках 0, 100 и 200 NTU осуществляется измерение мутности воды, результаты которого представлены в таблице 2.3.3.

Таблица 2.3.3. - Результаты измерения мутности воды шахты «Восточная» по сезонам года

Время года	Мутность, НЕМ	ПДК, НЕМ
Весна	2,47	2,6
Лето	2,11	
Осень	2,23	
Зима	1,78	

Полученные по сезонам года результаты показывают, что максимальное значение мутности фиксируется весной, а минимальное значение – зимой. Как видно из табличных данных, мутность исследуемой шахтной воды по всем сезонам года не превышает ПДК, но это не значит, что воду можно использовать для питья. Это всего лишь показания одного параметра ниже ПДК.

2.3.3. Атомно-абсорбционный метод определения концентраций металлов в воде шахты «Восточная»

Атомно-абсорбционная спектроскопия (ААС) применяется для измерения уровней тяжёлых металлов в воде из шахт. Этот метод основывается на способности атомов элементов поглощать свет определённой длины волны. При анализе конкретного элемента используется свет, соответствующий его характерной длине волны. В случае использования медной лампы, свет испускается возбуждёнными атомами меди, и этот свет имеет длины волн, которые могут быть поглощены атомами меди в образце. В процессе ААС, образец атомизируется, то есть превращается в атомы в газообразном состоянии, и через него проходит свет, испускаемый возбуждёнными атомами меди. Поглощение света атомами меди в образце пропорционально их количеству. Для построения калибровочной кривой используются образцы с известной концентрацией меди, и по ней определяется концентрация меди в неизвестном образце. ААС требует наличия источника света, камеры для атомизации образца и детектора для измерения интенсивности поглощённого света. Обычно в качестве источника света служит лампа с полым катодом, содержащая вольфрамовый анод и катод из изучаемого элемента, запаянные в стеклянную колбу с инертным газом под давлением.

Перед началом аналитического исследования, крайне важно провести тщательную калибровку аналитического оборудования для каждого из элементов, которые будут определяться. Этот процесс включает в себя создание калибровочной кривой, которая является фундаментальным этапом в количественном анализе. Калибровочная кривая представляет собой график, на котором отображается зависимость интенсивности сигнала от известной концентрации элемента. Эта кривая затем используется как эталон для сравнения и определения концентраций элементов в анализируемых пробах, концентрация которых изначально неизвестна. Таким образом, калибровка обеспечивает точность и воспроизводимость результатов, позволяя аналитику

с уверенностью интерпретировать данные и делать обоснованные выводы о содержании элементов в образцах.

Для калибровки прибора используются стандартные растворы, концентрация элементов в которых точно известна. Эти растворы применяются для создания калибровочной кривой, которая демонстрирует зависимость между концентрацией элемента и интенсивностью поглощения света. С увеличением концентрации стандартных растворов, увеличивается и поглощение света, что отражается на калибровочной кривой до достижения насыщения. Эта кривая служит основой для определения концентрации элементов в анализируемых пробах. Автосэмплер (AS-800) автоматически подает пробы воды в прибор, после чего по калибровочной кривой определяется неизвестная концентрация элемента в пробе.

В процессе электротермического атомизирования присутствие определённых химических соединений в анализируемой пробе может оказывать значительное влияние на эффективность распыления. Для устранения этого воздействия и повышения точности анализа, в методике могут использоваться химические модификаторы. Эти модификаторы реагируют с интерферирующими веществами, образуя более летучие соединения, которые затем могут быть удалены из образца при более низких температурах, ещё до начала анализа целевого элемента.

Химические модификаторы, такие как нитрат палладия и нитрат магния, способствуют этому процессу, обеспечивая более чистую среду для анализа исследуемого элемента. При нагревании образца, летучие компоненты, образованные в результате реакции модификаторов с интерферирующими веществами, испаряются и удаляются на стадиях с низкой и средней температурой. Это позволяет предотвратить возможные помехи во время анализа и повысить точность определения концентрации элементов в пробе.

Калибровка прибора с использованием стандартных растворов является важным этапом для обеспечения точности измерений. После

калибровки были проведены измерения концентрации тяжелых металлов в шахтных водах, что позволило уточнить изменения в химическом составе воды в зависимости от сезона. Это важно для мониторинга экологического состояния и определения потенциального воздействия на окружающую среду и здоровье человека. Полученные результаты приведены в таблице 2.3.4.

Таблица 2.3.4. - Динамика концентрации тяжелых металлов по сезонам года

Определяемые элементы	Концентрации тяжелых металлов, мг/л				ПДК, мг/л
	Весной	Летом	Осенью	Зимой	
Pb	1,4243	0,6075	0,6341	0,5349	0,03
As	0,6132	0,5006	0,4387	0,4287	0,05
Zn	0,7461	0,5238	0,5465	0,4977	0,01
Cu	1,3542	1,2749	1,3762	1,2265	1
Ni	0,3133	0,2732	0,3107	0,2911	0,1

Из данных таблицы следует, что концентрация тяжелых металлов в воде из шахты «Восточная» в течение всех сезонов года существенно выше установленных предельно допустимых концентраций (ПДК). Это указывает на то, что использование воды из этой шахты в качестве источника питьевой воды невозможно без её предшествующей обработки для удаления тяжелых металлов [27-А].

2.3.4. Химический метод определения параметров воды шахты «Восточная»

Вода с точки зрения химии является достаточно простым веществом, однако, с учетом многообразия природных факторов, влияющих на исследуемую воду из разных источников, может дать необычные результаты, особенно для шахтной воды [301].

Поскольку численность населения Таджикистан растёт год от года (например, в пгт. Чорухдайрон), проблема рационального потребления воды встаёт особенно остро. Несмотря на это, промышленные предприятия в

процессе своей деятельности активно загрязняют источники чистой воды (как пример, ОАО «Ленинабадский комбинат редких металлов»), а основными источниками такого загрязнения (в частности, загрязнения тяжелыми и радиоактивными металлами) являются предприятия горнорудного сектора [302, 303].

Вода из шахты «Восточная» находит применение в различных сферах: она используется не только для питьевых нужд и орошения земель, но и входит в технологический процесс на заводе по выпуску щебня. Для выявления химического состава воды с данного объекта были взяты образцы, которые подверглись анализу с применением химических методов исследования.

Для того чтобы проследить сезонные колебания химического состава воды в шахте «Восточная», выборки воды проводились в середине каждого сезона. Анализ данных показал, что большинство химических параметров воды значительно варьируются в зависимости от времени года, как указано в таблице 2.3.5. Повышенные уровни этих параметров обусловлены вымыванием их из породы подземными водами, которые впоследствии аккумулируются в шахтной воде.

Весной наблюдаются наиболее высокие значения измеряемых параметров воды. Это, вероятно, обусловлено повышенной скоростью водного потока в этот период, что, в свою очередь, ускоряет процесс выщелачивания минералов из горных пород.

Исследование показало, что уровни аммония, нитратов и карбонатов в шахтной воде демонстрируют относительно стабильные значения в течение различных сезонов. Наблюдаемые колебания концентраций этих компонентов оказались незначительными в летний, осенний и зимний периоды. Однако, согласно данным, представленным в таблице 2.3.5, зафиксировано, что химический состав воды в исследуемой шахте претерпевает значительные изменения в течение года. Большинство измеренных параметров превышают

установленные предельно допустимые концентрации (ПДК), что указывает на значительное изменение качества воды в зависимости от времени года [1-А].

Таблица 2.3.5. - Результаты химического анализа шахтной воды по сезонам года

Определяемые параметры	Фактические значения параметров				ПДК
	Весной	Летом	Осенью	Зимой	
Жесткость, мг-экв/л	17,4	14,7	13,35	13,63	7
Ca ²⁺ , мг/л	246	231	206	213	100
Mg ²⁺ , мг/л	63,4	43,6	37,2	39	50
K ⁺ , мг/л	15	10,3	5,8	7,45	12
Na ⁺ , мг/л	172	153	135	129	200
U, мг/л	0,15	0,089	0,057	0,066	0,03
NH ₄ ⁺ , мг/л	0,021	0,036	0,027	0,017	0,5
CO ₃ ²⁻ , мг/л	7,3	6,2	6	6,7	-
HCO ₃ ⁻ , мг/л	200,7	238	244	240	30
NO ₃ ⁻ , мг/л	79	65	58	66	45
Окисляемость, мг/л	0,63	0,61	0,71	0,54	5
Сух. ост., мг/л	1707,4	1261	1437,5	1542,6	1000
Взвешенные вещества, мг/л	2,3	2,24	1,89	1,62	0,25

2.3.5. Фотометрический метод определения состава шахтной воды

При добыче полезных ископаемых шахтным методом в породе образуются пустоты, которые заполняются водой. Эта вода часто отличается значительно повышенными концентрациями тяжелых металлов. Причина этого заключается в том, что вода через геологические разломы и трещины попадает в шахты, где выщелачивает многие элементы и загрязняется ими [304, 305].

Ранее было упомянуто, что для откачки воды из затопленной шахты «Восточная» применяются глубинные насосы, которые обеспечивают водой для бытовых и аграрных целей. Для анализа химического состава воды данной шахты использовался фотометр модели SQ 118 производства компании Merck (Германия). Этот прибор был выбран благодаря его способности к проведению спектроквантовых тестов, так как он имеет предустановленные параметры для различных методов анализа. Фотометр SQ 118 отличается удобством в использовании, что достигается за счет оптимизированного подбора реагентов, упрощающих процесс анализа до нескольких стандартных действий. Это позволяет проводить анализ быстро и без ошибок. Количество используемых реагентов минимизировано, и для проведения теста достаточно заполнить одну кювету. Инструкция по проведению спектроквантового анализа с помощью фотометра SQ 118 содержится в руководстве пользователя [306].

В методе фотометрии применяется строго определенный узкий спектр длин волн. Фотометр SQ 118 оснащен вольфрамово-галогенной лампой, которая испускает полный спектр света без пропусков. Для выделения специфического участка спектра, примерно 10 нм, используются интерференционные фильтры. Например, зеленый фильтр пропускает исключительно зеленый свет, блокируя остальные длины волн. В SQ 118 белый свет проходит сквозь анализируемый образец, и в зависимости от характеристик вещества, происходит его ослабление. В заданном диапазоне длин волн интенсивность исходного света I_0 снижается до интенсивности света I , который прошел через образец. Это соотношение интенсивности света до и после прохождения через раствор называется коэффициентом пропускания.

Концентрация катионов и анионов определенных химических элементов, таких как железо, алюминий, марганец, сульфаты и хлориды, в воде из шахты была измерена с помощью фотометрического метода. Для этого

использовался комплект стандартных реагентов. Результаты этих измерений представлены в таблице 2.3.6.

Таблица 2.3.6. - Результаты фотометрического анализа шахтной воды по сезонам года

Химические показатели	Концентрации катионов и анионов, мг/л				ПДК, мг/л
	Весной	Летом	Осенью	Зимой	
Fe^{3+}	0,1	0,052	0,031	0,09	0,3
Al^{3+}	0,087	0,11	0,095	0,075	0,5
SO_4^{2-}	705,8	689,6	657,99	645,8	500
Cl^-	84	77,2	83,4	80	350
Mn^{2+}	4,3212	2,4	2,37	2,713	0,1

Данные, отображенные в таблице, указывают на то, что уровни железа, алюминия и хлоридов колеблются, однако остаются в пределах установленных предельно допустимых концентраций (ПДК). В то же время, содержание марганца и сульфат-ионов превышает нормативные значения ПДК. Это может быть связано с различными факторами, включая изменения в процессах добычи, осадки и температуру окружающей среды. Такие колебания требуют адаптивного подхода к управлению качеством воды, чтобы обеспечить её соответствие экологическим стандартам в течение всего года. Это свидетельствует о возможном воздействии на окружающую среду и необходимости дополнительной очистки воды.

Весенний период характеризуется повышенными концентрациями железа, марганца, сульфатов и хлоридов в шахтной воде, что может быть обусловлено увеличением скорости потока воды. Это увеличение потока может способствовать большему вымыванию минералов из почвы и горных пород, что приводит к повышению уровней этих элементов в воде.

Зимой, напротив, наблюдаются самые низкие уровни большинства изученных параметров, за исключением марганца. Повышенное содержание марганца в зимний период может быть связано с процессами выщелачивания

из горных пород, которые содержат марганец, особенно если эти процессы не замедляются при более низких температурах.

Осенью фиксируются самые низкие концентрации марганца, что скорее всего связано с притоком воды в данный сезон.

Исследование показывает, что уровни железа, алюминия и хлоридов варьируются в течение года, но остаются в пределах допустимых концентраций. Однако, концентрации сульфатов и марганца превышают ПДК, что указывает на необходимость их регулирования и очистки, независимо от сезона.

Сезонные колебания концентраций могут быть обусловлены множеством факторов, включая изменения в атмосферных осадках, температуре, скорости потока воды и активности в шахтах. Например, весеннее таяние снегов и увеличение осадков могут привести к повышению уровней загрязнителей из-за усиленного вымывания веществ из почвы и горных пород. Зимой же, замедление потока воды и меньшее количество осадков могут способствовать снижению концентраций, за исключением марганца, который может накапливаться из-за выщелачивания из горных пород [28-A].

2.3.6. Химический состав используемого замутнителя

Из практических данных можно сделать вывод, что очистка маломутных вод является крайне затруднённой процедурой и поэтому для неё целесообразно использовать какой-нибудь замутнитель для интенсификации процесса коагуляции радиоактивных и тяжелых металлов. Исходя из этого, нам пришлось использовать замутнитель в виде желтой глины, химический состав которого приведен в таблице 2.3.7.

На начальном этапе исследования состав замутнителя был определён с использованием метода рентгенофлуоресцентного анализа. Этот метод позволяет точно идентифицировать элементы и их концентрации в образце. Для анализа применялся спектрометр Спектроскан МАKS-GF2E, оснащённый

программным обеспечением «QAV», которое обеспечивает выполнение количественного анализа элементов [307].

Таблица 2.3.7. - Результаты рентгенофлуоресцентного анализа глины

Определяемый элемент	Фактическое значение, %	Погрешность измерения, %
Sr	0,1248	0,0020
Zn	0,0165	0,0011
Cu	0,1671	0,0066
Fe	3,1867	0,0221
Mn	0,0324	0,0052
Ti	0,6460	0,0830

Месторождение замутнителя, используемого в исследовании, расположено в деревне Сурхи Истаравшанского района Согдийской области Республики Таджикистан. Это месторождение было выбрано из-за его уникального состава, который может влиять на процессы коагуляции и адсорбции в воде. Рентгенофлуоресцентный анализ позволяет не только определить состав замутнителя, но и выявить возможные источники загрязнения, что является ключевым аспектом при разработке стратегий очистки воды.

По табличным данным (таблица 2.3.7) установлено, что содержание в глине тяжелых металлов не очень значительно, кроме железа.

Также, для уточнения минералогического состава замутнителя использовали дифрактометр Дрон-3.0, который принадлежит Институту геологии, сейсмостойкого строительства и сейсмологии Национальной академии наук Таджикистана. С помощью данного дифрактометра в составе замутнителя обнаружили смеси кварца, доломита и палыгорскита. Рентгенограмма анализируемого замутнителя приведена на рисунке 2.3.3.

Кварц (SiO_2) является одним из самых распространенных минералов в земной коре. Кроме того, в нем существуют изоморфные примеси (Al^{3+} , Fe^{3+}

и Ti^{4+}). Также в незначительных количествах присутствуют карбонат кальция, хлорид натрия, вода и углекислый газ.

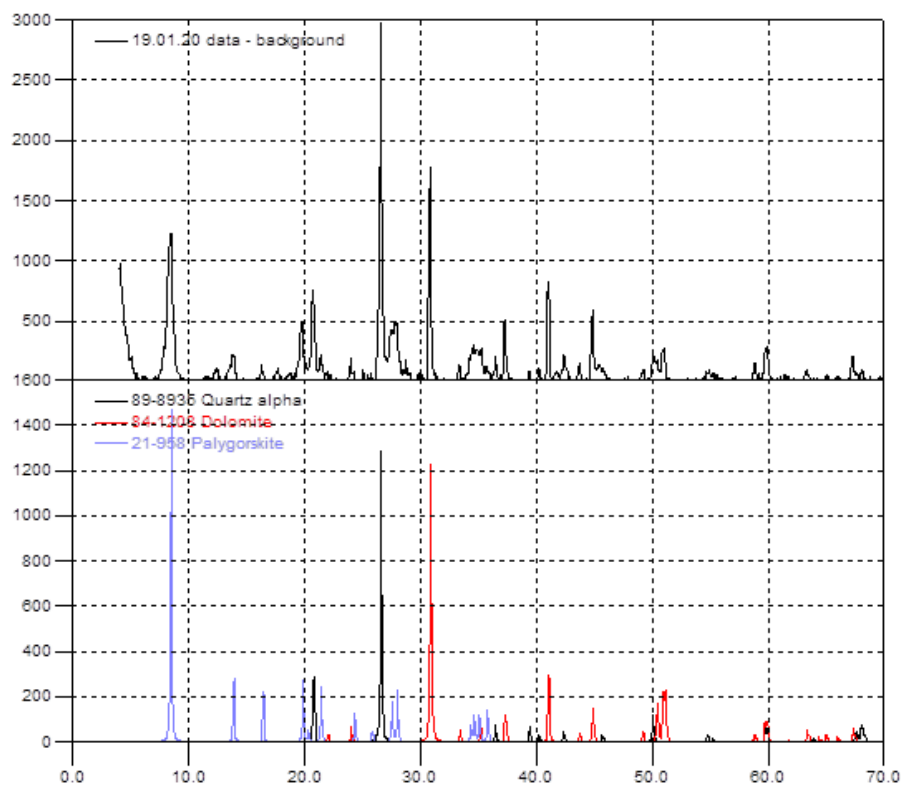


Рисунок 2.3.3. - Рентгенограмма образца глины

Доломит ($CaCO_3 \cdot MgCO_3$) является основным породообразующим минералом осадочных пород. Он входит в состав анкерита ($CaFe^{2+}(CO_3)_2$) и кутногорита ($CaMn^{2+}(CO_3)_2$).

Палыгорскит ($(Mg, Al)_5(Si, Al)_8O_{20}(OH)_2 \cdot 8H_2O$) является глинистым минералом. В его составе присутствуют примеси Fe^{3+} , Ca, Na и K. Палыгорскит не чувствителен к добавкам солей, тогда как каолиновые, монтмориллонитовые и другие глины весьма к ним чувствительны. Палыгорскит проявляет способность к адсорбции, что обуславливается его структурой: известно, что в ней существуют нарушенные связи, что позволяет ему компенсировать заряды адсорбированными ионами.

На катионнообменную способность палыгорскита в водной среде сильно влияет концентрация ионов H^+ . Также ионы H^+ влияют на его устойчивость в водной среде. В кислой среде палыгорскит способен поглощать анионы в результате нейтрализации ионов OH^- , а в щелочной среде

увеличивается его катионнообменная способность. Это приводит к разрушению его структуры в водной среде.

Таким образом, палыгорскит обладает большой устойчивостью к коагулирующему влиянию солей, а также тиксотропностью, т.е. способностью суспензии при механическом воздействии образовывать жидкие золи с последующим обратным застудневанием. С учетом этих свойств, целесообразно включить его в разряд исключительно важного минерального сырья, и поэтому он нашел широкое применение в самых различных областях народного хозяйства. Палыгорскит используется в качестве адсорбента, наполнителя в различных отраслях промышленности: металлургической, химической, фармакологической и др. Палыгорскитовые глины по технологическим свойствам похожи на бентониты. Они отличаются исключительной устойчивостью к коагуляции в присутствии солей и незаменимы при проходке нефте- и газоразведочных скважин в соленосных толщах [308].

2.4. Местонахождение и характеристика шахты «Капитальная» месторождения Чорухдайрон

Месторождение Чорухдайрона делится на несколько основных зон: Главную, Новую, Шурале I и Шурале III. Две первые расположены в блоке между Северным и Андыгенским разломами, а две последние - между Андыгенским и Тюябогузским разломами [297].

Особенности развития структуры и минерализации рудного поля Чорухдайрон имеет и практическое значение. Авторы полагают, что благоприятными для обнаружения скарновых тел с шеелитом типа Главной рудоносной зоны являются апикальные участки гранитоидных массивов чорухдайронского магматического комплекса, характеризующиеся резким изгибом эндоконтактов зоны в вертикальном сечении (в апикальной части) с одновременным перегибом простираения длинной осп интрузивов. Подобны условия можно ожидать в участках сочленения крупных контролирующих

эффузивную и интрузивную деятельность разломов, существенно не подновлявшихся после становления гранитоидных массивов.

Благоприятным поисковым признаком является характерно, изменение вмещающих пород, свойственное скарновой и альбит водносиликатной стадиям процесса минерализации. Наиболее перспективной для поисков оруденения охарактеризованного типа является зона эффузивного разлома к северо-западу и на предполагаемом продолжении его к юго-востоку от месторождения Чорухдайрон.

Зональность стадийности процесса эндогенного минералообразования (пульсационная) - проявилась в том, что ассоциации минералов, характеризующие после скарновые стадии, располагаются зонально относительно центральной части разрыва Главной рудоносной зоны. При этом поздние комплексы частично или полностью накладывались на более ранние.

Наиболее четко горизонтальная зональность стадийности процесса проявилась в размещении продуктивных рудных ассоциаций: кварц-шеелит-гранатовая в центральной части рудного поля, шеелит-халькопирит-хлорит-альбитовая - в центральной и периферической его частях, шеелит-молибденит-кварцевая - на периферии рудного поля.

Шахта «Капитальная», находящаяся в Главной рудной зоны, была активна с 1955 по 1972 год, когда из неё извлекали руду для производства вольфрамового концентрата. С переходом к порошковой металлургии шахта оказалась без присмотра и впоследствии затоплена. Геологические данные указывают, что приток воды в шахту «Капитальная» составляет от 120 до 150 кубических метров в час. Исходя из структуры рудных зон и минералогии, можно предположить, что рядом с рудным телом проходят Андигенский и Северный разломы, через которые вода проникает в шахту, вызывая выщелачивание и загрязнение горных пород. В настоящее время для откачки воды, используемой в питьевых и аграрных целях, в шахте установлен глубинный насос [298].

С целью исследования состава воды шахты «Капитальная» были отобраны пробы, которые изучались в лаборатории анализа воды Горно-металлургического института Таджикистана.

2.4.1. Исследование физико-химических показателей воды шахты «Капитальная»

Для определения физико-химических свойств воды использован современный мультиметр – Waterproof Handheld PCD 650 [309]. На начальной стадии мультиметр калибруется по определяемым параметрам с применением стандартных растворов, а затем проводятся измерения пробы воды, в частности по сезонам года. Результаты приведены в таблице 2.4.1.

Таблица 2.4.1. - Результаты измерения физико-химических параметров шахтной воды

Определяемые параметры	Фактическое значение				ПДК
	Лето	Осень	Зима	Весна	
рН	6,96	7,22	6,6	7,08	6-9
ОВП, мВ	-43,6	-57,1	-36,4	-87,2	-
Растворенный кислород, %	57,3	80	45,8	91,0	40-60
Растворенный кислород, мг/л	4,6	6,8	3,59	7,89	4-6
Электропроводность, мСм	1,505	1,509	1,611	1,484	-
TDS, мг/л	1915	1713	2182	1626	350
Соленость, мг/л	1988	1961	2119	1935	-
Сопротивление, Ом	260,4	292	229	307,3	-
Температура, °С	26	23,4	19,2	22,4	-

Табличных данных, полученные по результатам исследования указывают на то, что почти все физико-химические показатели шахтной воды в зависимости от сезона года существенно отличаются друг от друга и имеют значения выше показателей ПДК. Следовательно, на основе полученных результатов можно сделать вывод, что воду из шахты «Капитальная» следует подвергнуть очистке от TDS, а также от других имеющихся загрязнений [З-А].

2.4.2 Атомно-абсорбционный метод определения концентраций металлов в воде шахты «Капитальная»

Атомно-абсорбционная спектроскопия (ААС) применялась для исследования состава вод в шахте. Для каждого анализируемого элемента были разработаны калибровочные графики, которые использовались для вычисления концентраций неизвестных образцов, как показано на примере меди на рисунке 2.4.1.

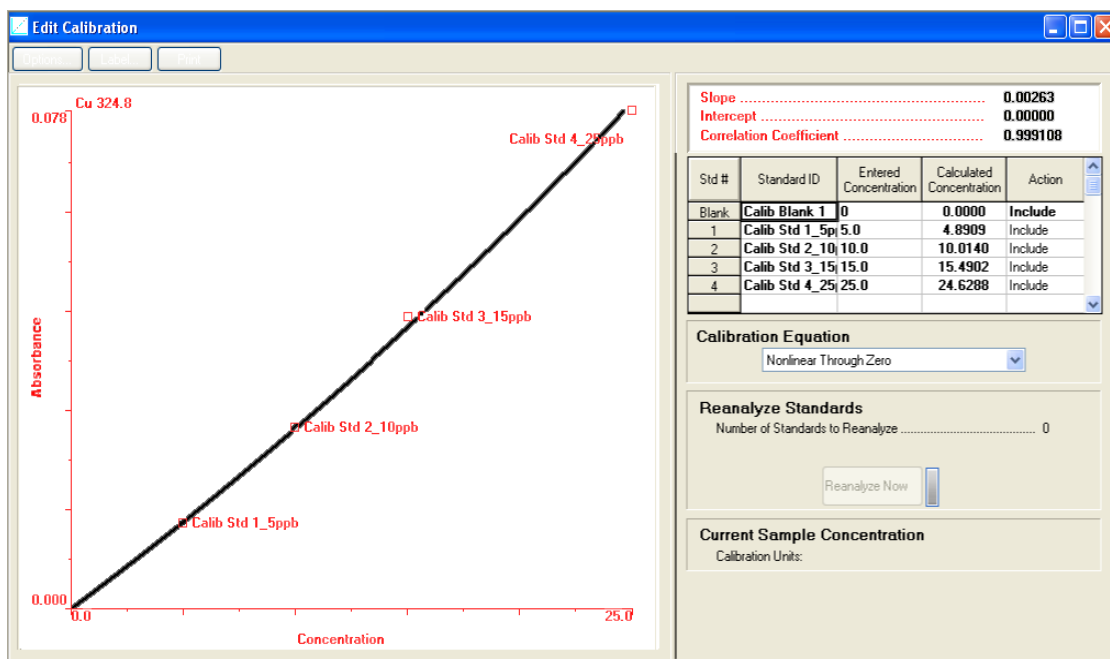


Рисунок 2.4.1. - Калибровочный график для меди на AAnalyst 800 с графитовым атомизатором

Ключевым моментом является то, что при калибровке атомно-абсорбционного спектрофотометра (ААС) используются стандартные растворы, концентрации которых известны для каждого анализируемого элемента. Это позволяет создать калибровочную кривую, которая адаптируется с увеличением концентрации растворов, поскольку более высокие концентрации приводят к большему поглощению света до достижения определённого предела. Для анализа воды образец подаётся в аппарат через автоматический дозатор образцов AS-800.

Таким образом, отобранные пробы по сезонам года подвергались анализу. Полученные результаты приведены в таблице 2.4.2.

Таблица 2.4.2. - Динамика концентрации тяжелых металлов по сезонам года

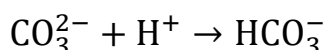
Определяемые элементы	Концентрации тяжелых металлов, мг/л				ПДК, мг/л
	Лето	Осень	Зима	Весна	
Pb	0,9255	0,8866	0,9061	0,8737	0,03
As	0,5267	0,5046	0,5156	0,4972	0,05
Zn	0,6397	0,6129	0,6263	0,6039	0,01
Cu	1,1520	1,1036	1,1278	1,0875	1
Ni	0,2618	0,2508	0,2563	0,2471	0,1

Здесь, также, полученные результаты по концентрации тяжелых металлов превышают ПДК по всем сезонам года. Поэтому для дальнейшего использования шахтной воды её необходимо очистить до уровня питьевой [27-А, 28-А].

2.4.3. Химический метод определения свойств воды шахты

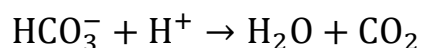
«Капитальная»

При химическом определении свойств важным становится совместное содержание в воде карбонат- и гидрокарбонат-ионов. При титровании воды, содержащей карбонат-ионы, соляной кислотой с фенолфталеином в качестве индикатора до обесцвечивания, переход карбонат-ионов в гидрокарбонат-ионы протекает по реакции:



т.е. оттитровывается половина карбонат-иона.

В процессе дополнительного титрования соляной кислотой и последующего введения метилового оранжевого как индикатора, ион гидрокарбоната, сформированный в ходе первого титрования и присутствующий в воде, полностью разлагается согласно реакции:



Сначала в коническую колбу на 250 мл отмеривают пипеткой 50-100 мл воды и прибавляют 5 капель фенолфталеина, затем титруют 0,1н соляной кислоты, осторожно, по каплям, до обесцвечивания, и записывают

израсходованное количество соляной кислоты. Далее, к тому же раствору прибавляют 3 капли метилового оранжевого и продолжают титрование до перехода окраски из желтой в розово-оранжевую. На основе полученных данных вычисляют концентрации карбонат- и гидрокарбонат-ионов по следующим формулам:

$$C_{\text{CO}_3^{2-}} = \frac{2 \cdot V \cdot 0,1 \cdot 30 \cdot 1000}{\text{аликвот}} \text{ (мг/л)}, \quad C_{\text{HCO}_3^-} = \frac{(V - V_1) \cdot 0,1 \cdot 60 \cdot 1000}{\text{аликвот}} \text{ (мг/л)},$$

где V – израсходованный объем соляной кислоты при переходе карбонат-ионов в гидрокарбонат-ионы, V_1 – общий израсходованный объем соляной кислоты.

Таким способом определялись некоторые другие параметры шахтной воды. Полученные результаты по сезонам года приведены в таблице 2.4.3.

Таблица 2.4.3. - Результаты химического анализа воды шахты «Капитальная»

Физико-химические показатели	Фактическое значение				ПДК
	Весной	Летом	Осенью	Зимой	
Жесткость, мг-экв/л	14,1	15,3	13,5	14,5	7
Ca^{2+} , мг/л	187,68	204	214	180,17	100
Mg^{2+} , мг/л	51,6	56,1	58,85	49,55	50
K^+ , мг/л	7,36	8	8,4	7,1	12
Na^+ , мг/л	144,45	157	164	138,6	200
U, мг/л	0,092	0,11	0,105	0,101	0,03
NH_4^+ , мг/л	0,012	0,013	0,014	0,011	0,5
CO_3^{2-} , мг/л	5,41	6,1	6,40	5,39	–
HCO_3^- , мг/л	214,54	233,2	244,63	205,96	30
NO_3^- , мг/л	61,64	67	70,28	59,17	45
Окисляемость, мг/л	0,5	0,49	0,47	0,51	5
Сухой остаток, мг/л	1486,35	1615,6	1694,76	1426,9	1000
Взвешенные вещества, мг/л	1,6	1,7	1,25	1,4	0,25

Полученные физико-химические показатели указывают (по сезонам года) на незначительные изменения по концентрации аммония, калия, натрия и окисляемости, что соответствует ПДК для питьевой воды. Все остальные параметры не соответствуют ПДК. На здоровье человека отрицательно влияют радиоактивные элементы, в частности уран, что категорически запрещает использовать данную воду для питья.

В тёплое время года уровни жёсткости воды, содержание урана, сухой остаток и количество взвешенных частиц обычно повышаются. Это явление обусловлено сокращением объёма водных потоков в период лета. В то время как в остальные сезоны колебания этих показателей остаются минимальными.

Таким образом, на основе полученных результатов можно сделать вывод, что по всем сезонам химический состав воды шахты «Капитальная» существенно изменялся и по большинству определяемых показателей превышает ПДК.

2.4.4. Турбидиметрический метод определения мутности воды шахты «Капитальная»

В настоящее время для оценки мутности воды применяются различные методики, среди которых ключевым является турбидиметрический. При анализе мутности шахтной воды использовался турбидиметр HI 98703 от HANNA Instruments, Румыния [310]. Этот прибор обладает высокой точностью измерения мутности в пределах от 0,0 до 1000 НЕМ. Точность измерений турбидиметра зависит от диапазона показаний и выбранного режима работы, который может быть одиночным, непрерывным или с усреднением результатов.

Калибровка турбидиметра осуществляется с использованием четырёх стандартных растворов с известной мутностью: 0.1, 15, 100 и 750 НЕМ. Перед началом измерений прибор настраивается с помощью этих растворов. Затем проводится оценка мутности воды из шахты. Для верификации результатов применяется также турбидиметр от Xin Rui Instruments [299]. Согласно

данным, представленным в таблице 2.4.4, минимальные показатели мутности шахтной воды зафиксированы летом, а максимальные - зимой. Это может быть связано с увеличением водного потока в холодное время года. Однако, несмотря на сезонные колебания, мутность воды не превышает установленные предельно допустимые концентрации (ПДК) в течение всего года.

Таблица 2.4.4. - Результаты измерения мутности воды шахты «Капитальная» по сезонам года

Времена года	Мутность, НЕМ		ПДК, НЕМ
	HI 98703	Turbidimeter Xin Rui Instruments	
Лето	1,27	1,28	2,6
Осень	1,37	1,40	
Зима	1,69	1,73	
Весна	1,60	1,62	

2.4.5. Фотометрический метод определения параметров воды шахты «Капитальная»

Современный фотометрический анализ воды, включая его химические аспекты, считается одним из самых экономически выгодных методов. Он выделяется своей чувствительностью и точностью результатов, а также предлагает хорошее соотношение стоимости и качества. Важнейшим устройством для спектроквантового анализа является стандартный фотометр SQ 118 [306], который благодаря передовым технологиям идеально подходит для проведения спектроквантовых химических тестов.

Для мониторинга концентраций химических элементов в шахтной воде в течение различных сезонов использовался ранее упомянутый фотометр. С помощью этого прибора были измерены уровни железа, алюминия, марганца, сульфатов и хлоридов. Результаты этих измерений отображены в таблице 2.4.5. Из данных следует, что большинство измеряемых параметров шахтной воды демонстрируют значительные колебания, зависящие от времени года.

Таблица 2.4.5. - Результаты измерения концентрации параметров воды шахты «Капитальная» по сезонам года

Химические показатели	Времена года				ПДК, мг/л
	Лето	Осень	Зима	Весна	
Fe ³⁺ , мг/л	0,018	0,015	0,031	0,017	0,05
Al ³⁺ , мг/л	0,6	0,47	0,43	0,55	0,3
SO ₄ ²⁻ , мг/л	743,5	726,0	794,6	686,4	500
Cl ⁻ , мг/л	71	69	79	60	300
Mn ²⁺ , мг/л	3,9422	3,7766	3,8594	3,7214	0,1

В зимний период наблюдаются повышенные уровни железа, сульфатов и хлоридов, в то время как концентрация алюминия остаётся на минимальном уровне, что, возможно, обусловлено температурой его вымывания. В осенний сезон зафиксированы наименьшие значения содержания железа и хлоридов.

Согласно данным таблицы, уровни железа и хлоридов варьируются в течение года, однако остаются в пределах допустимых норм, в отличие от алюминия и сульфатов, концентрации которых превышают установленные пределы, несмотря на сезонные колебания [28-А].

2.5. Выводы по главе 2

По результатам исследования физико-химических показателей шахтных вод установлено, что почти все исследуемые параметры имеют достаточно высокие значения. Особенно это выражается в случае удельной электропроводности раствора, солёности и TDS. Кроме того, на основании полученных результатов по атомно-абсорбционной спектроскопии, масс-спектрометрии, альфа-, бета- и гамма-спектрометрии установлено, что концентрации радиоактивных и тяжелых металлов в шахтных водах значительно превышают предельно допустимые концентрации (ПДК) для питьевой воды, и эти воды без предварительной очистки нельзя сбрасывать в объекты окружающей среды.

Состав шахтных вод исследуемых объектов был исследован химическим методом. Из полученных результатов определено, что почти все исследуемые параметры превышают значения ПДК и требуют очистки.

Турбидиметрический метод определения мутности шахтных вод позволил сделать вывод, что эти воды отличаются невысокой мутностью, что затрудняет их очистку коагуляционным методом, и не могут быть допущены к сбросу в водные объекты окружающей среды.

Таким образом, на основе всех проведенных исследований состава шахтных вод можно сделать вывод, что их необходимо подвергнуть очистке от всех видов загрязнителей, особенно от радиоактивных и тяжёлых металлов.

ГЛАВА 3. ОПРОБОВАНИЕ И МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ АНАЛИЗА СТОЧНЫХ ВОД ИССЛЕДУЕМОГО ОБЪЕКТА

3.1. Источник и характеристика сточных вод производства крепежа

В августе 2019 года начало свою работу ООО «Точфилиз», специализирующееся на производстве строительного крепежа. Ассортимент продукции включает более 200 типов гвоздей и шурупов (см. рисунок 3.1.1). С момента запуска предприятие расширило свои производственные мощности и теперь способно обрабатывать до 600 тонн металла ежемесячно. Ранее подобные товары преимущественно импортировались из России и Китая, но с открытием ООО «Точфилиз» объёмы импорта сократились до минимума. Продукция компании выделяется на фоне конкурентов благодаря высокому качеству и занимает уникальное положение на рынке Таджикистана. Высокий стандарт изделий также открывает перед ООО «Точфилиз» перспективы для экспорта за пределы страны.



Рисунок 3.1.1. Внешний вид некоторых типов продукции ООО «Точфилиз»

Компания ООО «Точфилиз» оснащена передовыми технологиями и оборудованием, соответствующим международным стандартам и требованиям.

Для предотвращения коррозии определённых типов саморезов и гвоздей, на предприятии применяют метод цинкования. Этот процесс проводится с использованием гальванотехники, в ходе которого создаётся электролитный раствор. Раствор содержит хлорид цинка в концентрации от 150 до 300 г/л, хлорид калия от 450 до 575 г/л и борную кислоту в количестве

30 г/л. В качестве основы для раствора используется питьевая вода из муниципальной водопроводной сети, анализ металлов в которой представлен в таблице 3.1.1.

Таблица 3.1.1. - Состав питьевой воды, используемой для приготовления исходного раствора электролита (питьевая вода г.Бустон)

Определяемые элементы	Концентрация, мг/л	ПДК, мг/л
Медь	0,0017	1
Ртуть	0,0004	0,0005
Никель	0,0361	0,1
Свинец	0,0248	0,03
Цинк	0,0067	5
Мышьяк	0,0164	0,05
Кадмий	0,0010	0,001
Хром	0,0025	0,05
Молибден	0,0042	0,25

Понимание важности экологической безопасности и устойчивого развития делает задачу очистки сточных вод ООО «Точфилиз» особенно актуальной. Исследование состава сточных вод позволит определить наиболее опасные загрязнители и разработать эффективную систему очистки, которая сможет минимизировать негативное воздействие на окружающую среду.

Разработка технологии должна включать не только удаление загрязнителей, но и возможность повторного использования очищенной воды в производственном процессе, что снизит общее потребление воды и уменьшит экологический след предприятия.

3.1.1. Исследование физико-химических показателей сточных вод производства строительного крепежа

В первую очередь, для определения физико-химических показателей отработанных растворов (сточных вод) был использован мультиметр типа YSI 556 MPS, который, в соответствии с инструкцией пользователя, был

подготовлен к работе [299], затем проводились измерения состава сточной воды.

В работе исследовались изменения показателей сточных вод до сброса в канализацию. Полученные результаты приведены на рисунках 3.1.2 и 2.1.3 соответственно.

Подробные данные изменений физико-химических параметров приведены в таблице 3.1.2. Исходя из табличных данных, по концентрации TDS и солености сточную воду следует подвергнуть очистке от загрязнителей.

Таблица 3.1.2. - Результаты измерения физико-химических параметров сточной воды

Определяемые параметры	Диапазон значений
pH	5,55-5,61
pHmV, мВ	50,18-51,68
ОПВ, мВ	143,61-179,95
Электропроводность, мСм	211,1-261,07
Удельная электропроводность, мСм/см	214,23-235,22
Удельное сопротивление, кОм*см	196,6-200,5
Растворенный кислород, %	81,13-83,88
Концентрации растворенного кислорода, мг/л	1,89-3,61
Соленость, г/л	199,55-219,59
TDS, г/л	139,25-152,89
Температура, °С	24,24-30,75

Следовательно, на основе полученных результатов можно сделать вывод, что сточные воды производства крепежа следует подвергнуть очистке от загрязнителей перед тем, как сбрасывать в общую канализацию [9-А, 10-А].

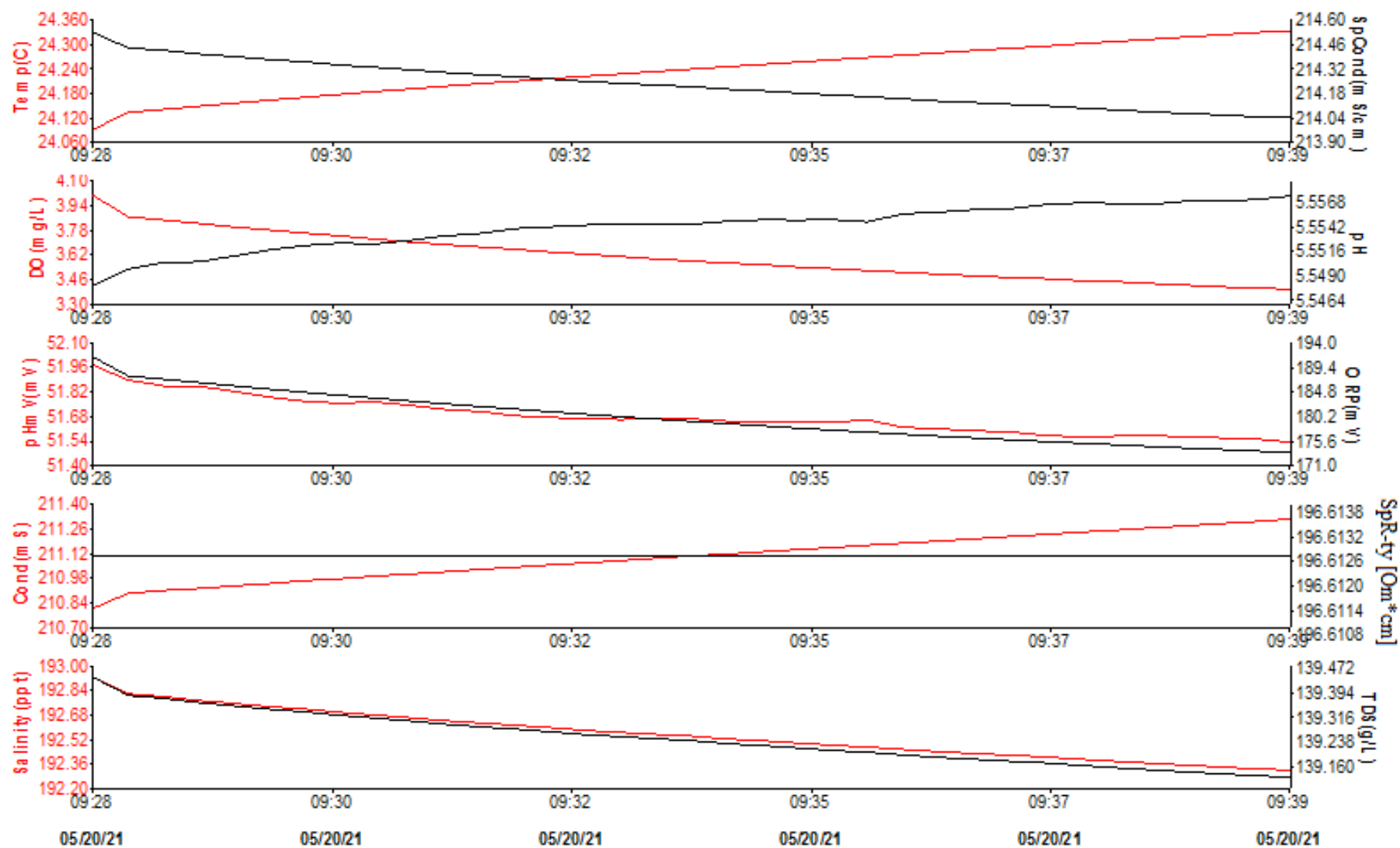


Рисунок 3.1.2. - Физико-химические параметры сточной воды

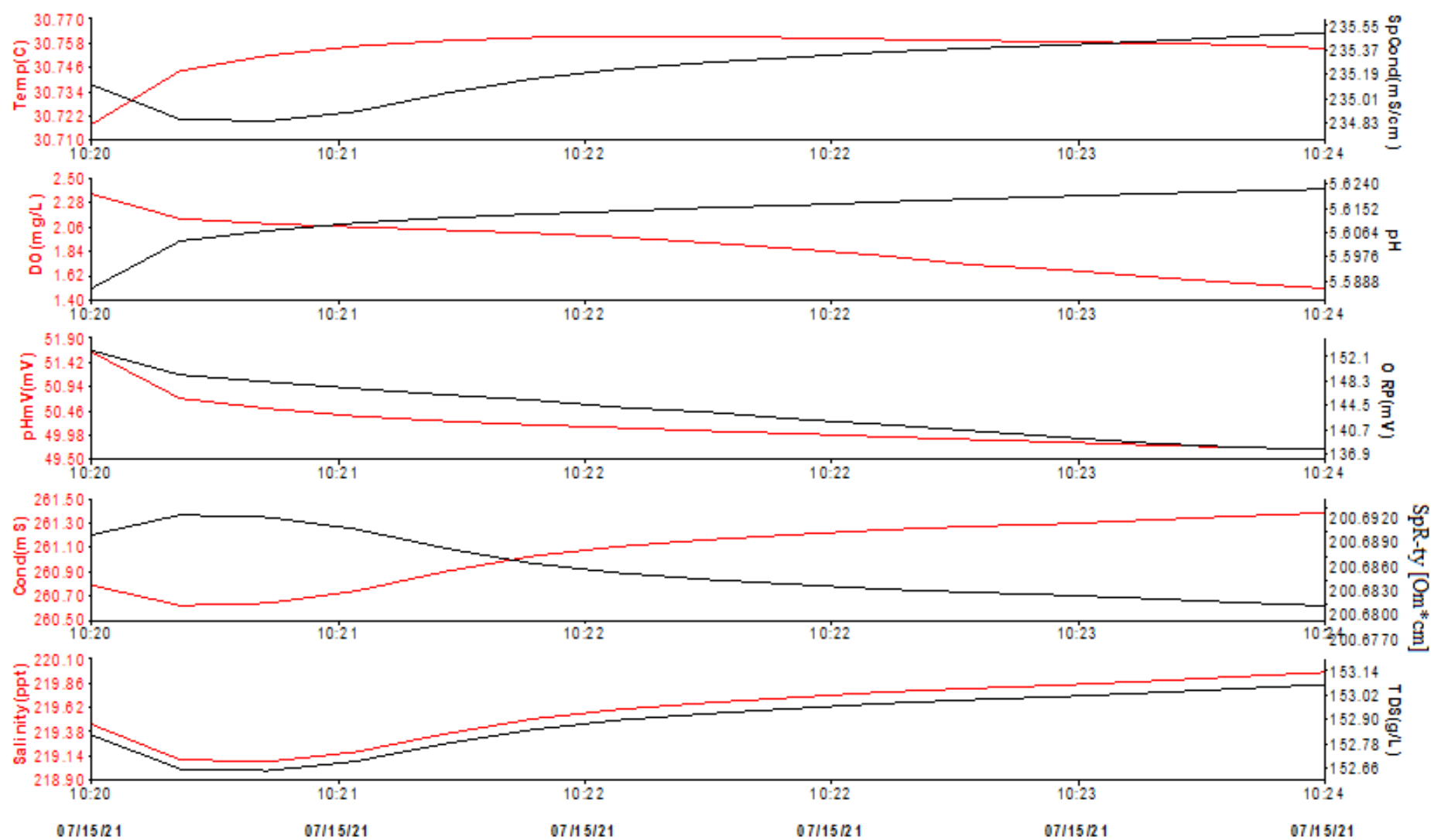


Рисунок 3.1.3. - Физико-химические параметры сточной воды

3.1.2. Атомно-абсорбционный метод определения концентраций цинка и меди в сточной воде производства крепежа

Как и для других исследуемых объектов, для определения содержания тяжёлых металлов в сточных водах использовался ААС. Принцип работы данного спектрометра подробно описан выше.

Перед тем как начать измерения с помощью ААС, была выполнена калибровка прибора с использованием стандартных растворов для цинка и меди. Затем были проведены необходимые измерения. Результаты этих измерений представлены в таблице 3.1.3.

Таблица 3.1.3. - Концентрации тяжелых металлов в сточных водах производства крепежа

Номер пробы	Концентрации металлов в сточной воде, мг/л	
	Zn	Cu
№1	25043	13,41
№2	25360	13,57
ПДК, мг/л	5	1

Из данных таблицы становится очевидно, что уровни цинка и меди в сточных водах, производимых ООО «Точфилиз», существенно выше предельно допустимых концентраций (ПДК). Это указывает на то, что без надлежащей очистки от данных металлов, сброс сточных вод в канализационную систему будет недопустим. Такая очистка не только предотвратит загрязнение водных ресурсов, но и поможет компании соответствовать экологическим нормам и стандартам.

3.1.3. Химический метод определения концентрации железа в составе сточной воды производства крепежа

Титриметрический метод является одним из ключевых подходов для определения содержания железа. Он основан на титровании ионов железа раствором трилона Б в присутствии индикатора сульфосалициловой кислоты. Для выполнения такого анализа требуются следующие реагенты:

концентрированная азотная кислота, гидроксид аммония (как концентрированный, так и разбавленный в пропорции 3:100), 1н раствор соляной кислоты, 0,1н раствор трилона Б и сульфосалициловая кислота. Результаты анализа на содержание ионов железа представлены в таблице 3.1.4.

Таблица 3.1.4. - Концентрации железа в сточных водах производства крепежа

Номер пробы	Концентрации железа в сточной воде, мг/л	ПДК, мг/л
№1	248,7	0,3
№2	257,24	

Действительно, повышенные концентрации железа в сточных водах требуют внимания, так как их сброс без предварительной очистки может привести к серьёзному загрязнению водных ресурсов. Это не только нарушает экологические нормы, но и может оказать негативное влияние на водную флору и фауну. Поэтому необходимо применять соответствующие методы очистки для снижения уровней железа до безопасных пределов перед сбросом сточных вод.

3.1.4. Определение мутности сточной воды производства крепежа с помощью метода турбидиметрии

Для определения уровня мутности в сточных водах, образующихся на производстве крепёжных изделий, был применён турбидиметр HI 98703, который является продуктом известной компании HANNA Instruments. Этот прибор позволяет точно измерять степень помутнения воды, что является важным показателем для контроля качества сточных вод перед их очисткой и сбросом [310].

В процессе калибровки турбидиметра HI 98703 использовались стандартные растворы для обеспечения точности измерений мутности сточных вод. Результаты этой процедуры были отражены в таблице 3.1.5. Анализ данных из таблицы показал, что мутность образца №1 была ниже предела детектирования прибора, в то время как показатели мутности образца

№2 превышали максимально измеряемое значение. Для точного определения мутности образца №2 был применён метод разбавления: образец сначала разбавлялся дистиллированной водой.

Таблица 3.1.5. - Мутности сточных вод производства крепежа

Проба	Мутность, НЕМ
№1	931,3
№2	1274

Важно отметить, что при разбавлении образца необходимо точно учитывать коэффициент разбавления, чтобы корректно рассчитать мутность исходной пробы. Трёхкратная фильтрация дистиллированной воды через фильтры с порами диаметром 0,2 мкм до достижения нулевой мутности гарантирует, что вода для разбавления не внесёт дополнительных погрешностей в измерения.

Высокая мутность сточных вод на производстве крепежа может быть вызвана различными факторами, включая наличие взвешенных твердых частиц, микроорганизмов и других загрязнителей. Для снижения мутности до требуемых нормативов можно применить несколько методов очистки:

Физические методы: такие как отстаивание, фильтрация через песчаные или угольные фильтры, и флотация.

Химические методы: включают коагуляцию и флокуляцию с использованием коагулянтов, таких как сульфат алюминия или полиакриламид.

Биологические методы: биофильтрация или использование активного ила для устранения органических загрязнителей.

Каждый из этих методов имеет свои преимущества и ограничения, и выбор конкретного метода зависит от характеристик сточной воды и требуемого уровня очистки. Возможно, потребуется комбинация нескольких методов для достижения наилучших результатов.

3.1.5. Химический состав используемого замутнителя

По степени мутности сточные воды подразделяются на очень мутные, мутные и маломутные. Очистка очень мутных и мутных вод не представляет большой сложности, а вот очистка маломутных сточных вод методом коагуляции всегда протекает с трудом. На практике для решения подобной проблемы в очищаемую сточную воду вводят замутнители. В качестве замутнителя обычно используются разные алюмоносодержащие и железосодержащие глины.

Исследуемый отработанный раствор является мутным. Для уменьшения расхода коагулянта и интенсификации процесса коагуляции для замутнения отработанного раствора производства крепежа применялась глина, месторождение которой находится в Истаравшанском районе Республики Таджикистан.

Цвет глины – коричневый, её состав определялся двумя методами. С помощью спектрометра Спектроскан МАКС-GF2E выполнен рентгенофлуоресцентный анализ. Данный прибор дополняется программой «QAV», с помощью которой выполнялся количественный анализ [297]. Результаты анализа отражены в таблице 3.1.6.

Таблица 3.1.6. - Рентгенофлуоресцентный анализ состава глины

Определяемый элемент	Фактическое значение, %	Погрешность измерения, %
Sr	0,0132	0,0142
Zn	0,0263	0,0148
Cu	0,1718	0,0608
Fe	3,9468	0,9106
Mn	0,2939	0,0162
Ti	0,7056	0,0019

Поскольку автор работы не имел в своём распоряжении необходимого оборудования для уточнения состава используемой глины, образцы были отправлены в Институт геологии, сейсмостойкого строительства и

сейсмологии Национальной академии наук Таджикистана (НАНТ), где имеется возможность проведения рентгенофазового анализа. Этот анализ, проведённый на предоставленных образцах, показал, что в составе глины в основном присутствуют смеси кварца, кальцита и слюды. Полученная в результате рентгенограмма образца приведена на рисунке 3.1.4.

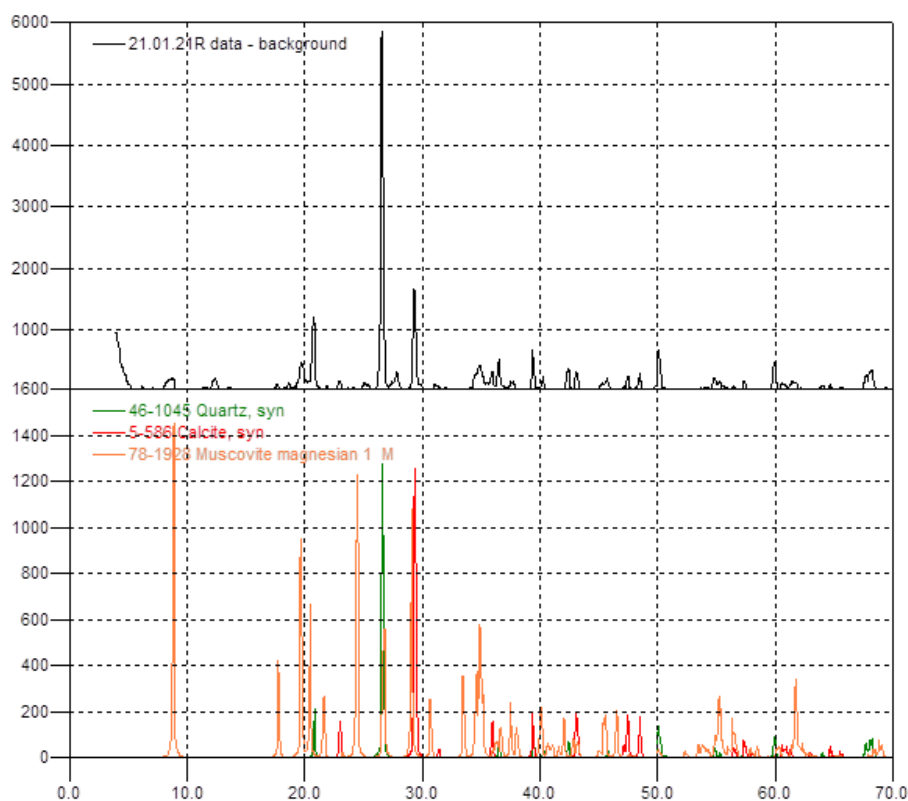
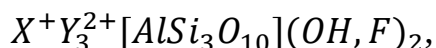
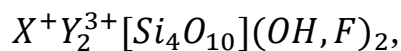


Рисунок 3.1.4. - Рентгенограмма образца глины

Анализ был выполнен на аппарате Дрон-3.0 с медным анодом (Cu-анод) и никелевым фильтром (Ni-фильтр). Расчет содержания проведен методом Петера Кальмана. Необходимо отметить, что данный метод не позволяет определить присутствие веществ с незначительным содержанием.

Обычно кальцит ($CaCO_3$) в чистом виде имеет белый цвет или бесцветный, прозрачный или просвечивающий. Это зависит от его кристаллической структуры. При наличии в составе примеси он окрашивается в зелёный цвет. Если в составе кальцита присутствует железо, его цвет будет желтоватым, красно-коричневым, а иногда – буроватым. В случае присутствия в его составе примеси хлорита, он выглядит зелёным. А если кальцит имеет в составе углистое вещество, он показывает неравномерную чёрную окраску.

Слюда является более распространенным породообразующим минералом. В ее структуру входят множество групп алюмосиликатных минералов, которые обладают слоистой структурой. Их общая формула выражается в двух видах:



где X - преимущественно K, в меньшей степени входит в структуру Na и NH₄, Y - Mg, Fe, Al, в меньшей степени входит в структуру Ba, Mn, Ca, Ti, Zn, V, UO₂.

Таким образом, в составе глины присутствуют множество элементов, которые при получении соответствующих условий могут коагулировать различные компоненты сточной воды производства крепежа.

3.2. Выводы по главе 3

По результатам исследования физико-химических показателей сточных вод установлено, что почти все исследуемые параметры имеют достаточно высокие значения. Особенно остро это выражается для удельной электропроводности раствора, солёности и TDS.

Также из полученных результатов по атомно-абсорбционной спектроскопии установлено, что концентрации цинка и меди в сточных водах значительно превышают значение ПДК для питьевой и технической воды, и эти воды без предварительной очистки нельзя сбрасывать в канализацию.

Состав сточных вод исследуемого объекта был исследован химическим методом. Из полученных результатов определено, что концентрация железа превышает значения ПДК и нуждается в очистке.

Турбидиметрический метод определения мутности сточных вод позволил сделать вывод, что сточные воды обладают повышенной мутностью и без предварительной очистки от взвешенных веществ и других

загрязнителей не могут быть допущены к сбросу в водные объекты окружающей среды.

Таким образом, на основе всех проведенных исследований состава сточных вод можно сделать вывод, что их необходимо подвергнуть очистке от всех видов загрязнителей, особенно от цинка, железа и меди.

ГЛАВА 4. ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ПРОЦЕСС ОЧИСТКИ ШАХТНЫХ ВОД ОТ ТЯЖЁЛЫХ И РАДИОАКТИВНЫХ МЕТАЛЛОВ

4.1. Анализ и установление факторов, влияющих на процесс очистки воды штольни №6 уранового месторождения Табошар от металлов

4.1.1. Исследование процесса сорбции урана из воды штольни №6 в статических условиях

Исследование сорбции урана в статических условиях произведены на водах штольни №6 уранового месторождения Табошар, состав которых приведен в таблицах 2.1.1-2.1.6.

С целью выбора наиболее эффективного по сорбционным характеристикам сорбента в лабораторных условиях опробовано 9 образцов различных сорбентов (таблица 4.1.1): сильноосновные макропористые аниониты - АМ-п и Lewatit DW 630; слабоосновной макропористый анионит - АМ-2Б; сильноосновные гелевые аниониты - АВ-17-8 и АМП; сильнокислотный гелевый катионит - КУ-2-8; слабокислотный макропористый катионит – КМА; твердый экстрагент - ТВЭКС-ТБФ и кокосовый активированный уголь (КАУ) марки 207С.

В начальной стадии анализа, в 4 колбы объемом 500 мл с 0,01 г сорбента (в пересчете на массу сухого сорбента) наливали исследуемую воду в количестве 150, 200, 250 и 300 мл (исходная концентрация урана равна 1,25 мг/л). Затем колбы закрывались пробкой и ставились на лабораторный шейкер типа ИКА KS 260 и вращались со скоростью 350 об/минуту [311]. При этом время перемешивания составило 8 часов, после чего пробы оставляли на 16 часов для достижения состояния равновесия. По окончании процесса сорбции в статическом режиме сорбент отделялся от воды и маточники сорбции анализировались с помощью атомно-абсорбционного спектрометра.

При исследовании зависимости СОЕ всех сорбентов от равновесной концентрации урана использовалась следующая формула [312]:

$$COE = \frac{(C_{исх.} - C_{равн.}) \cdot V}{m} \text{ (мг/г)},$$

где V – объемы воды (л), m – масса сухого сорбента (г), $C_{исх.}$ - исходная концентрация урана (мг/л), $C_{равн.}$ - равновесная концентрация урана (мг/л).

Таблица 4.1.1. - Используемые иониты для сорбционного извлечения урана

Марка сорбента	Структура	Компания изготовитель
АМ-п	Сильноосновной макропористый анионит	ГП «Смолы», Украина
Активированный уголь	Марки «207С»	«Sutcliffe Speakman Carbon ltd», Англия
Lewatit-DW-630	Макропористая	Lanxess, Германия
КУ-2-8	Сильнокислотный гелевый катионит	ГП «Смолы», Украина
АМП	Сильноосновной гелевый анионит	ГП «Смолы», Украина
КМА	Слабокислотный макропористый катионит	ГП «Смолы», Украина
ТВЭКС-ТБФ	Твердый экстрагент	ГП «Смолы», Украина
АВ-17-8	Сильноосновной гелевый анионит	ГП «Смолы», Украина
АМ-2Б	Слабоосновной макропористый анионит	ГП «Смолы», Украина

Полученные результаты по сорбции урана из вод штольни №6 сильноосновными анионитами представлены на рисунке 4.1.1а.

По представленным результатам установлено, что наибольшая селективная сорбция урана определяется с применением Lewatit DW 630, COE которого составляет 36,81 мг/г. Наблюдается, что при малой остаточной концентрации урана резко поднимаются изотермы сорбции. Видно, что зависимость COE от равновесной концентрации урана почти линейна, из чего можно сделать вывод, что он ещё не насыщен и может далее сорбировать уран из воды. Для подтверждения этого ввели в контакт с ним дополнительное

количество воды до 400 мл и определили предел его насыщения. При этом COE Lewatit DW 630 составила 42,35 мг/г.

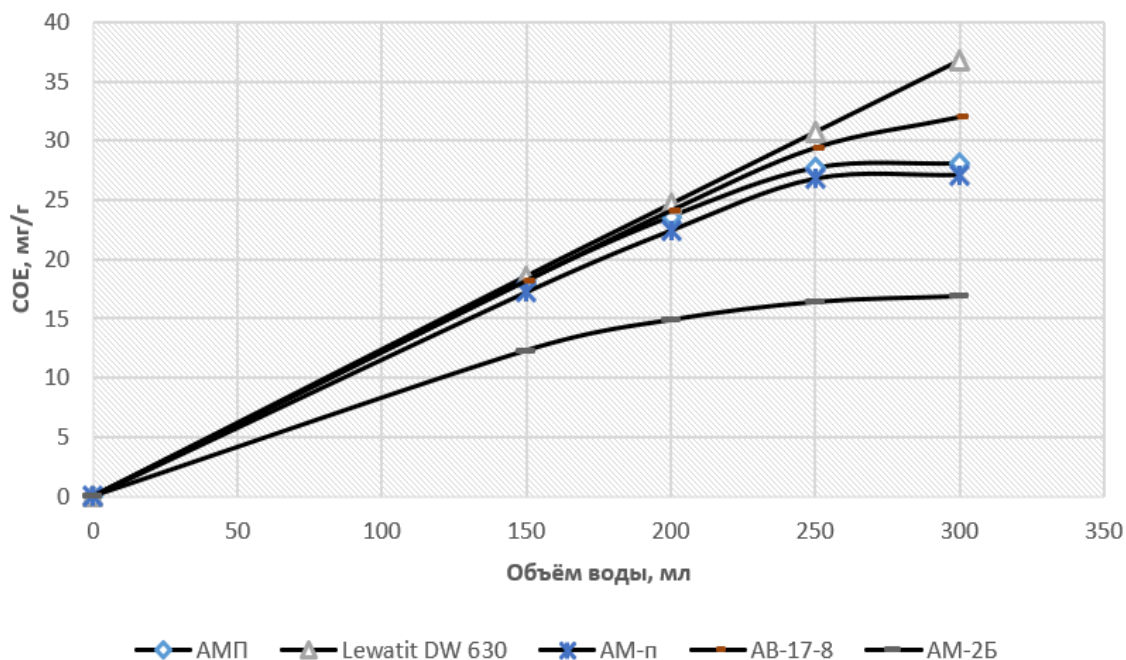


Рисунок 4.1.1а. - Изотерма сорбции урана в воде штольни №6 сильно- и слабоосновными анионитами

На втором месте в качестве селективного сорбента стоит АВ-17-8. При его применении COE сорбента по урану достигла 32,011 мг/г. Сорбенты марок АМП и АМ-п по эффективности сорбции урана уступили двум вышеприведенным сорбентам, и с ними COE достигли 28,05 и 27,14 мг/г соответственно. Наименьшая COE получается с применением АМ-2Б, она составила 16,83 мг/г.

Изотермы сорбции урана на остальных исследуемых сорбентах представлены на рисунок 4.1.1б.

Показано, что COE кокосового активированного угля составила 25,92 мг/г, а для остальных сорбентов не поднималась выше 15 мг/г. Наименьшая COE получается с применением КУ-2-8 и КМА, она составила 9,84 мг/г и 9,15 мг/г, соответственно. Это вполне возможно, потому что уран в воде исследуемого объекта больше встречается в виде анионных комплексов (рисунок 4.1.2).

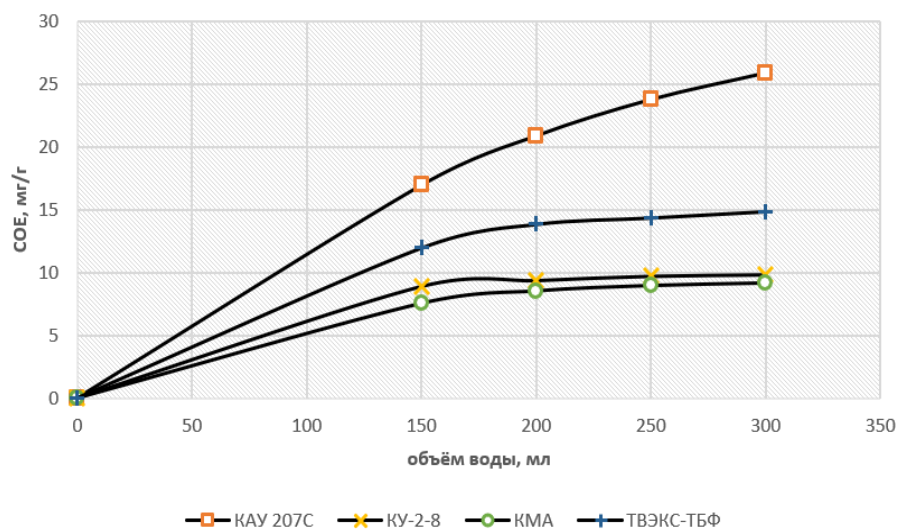


Рисунок 4.1.16. - Изотермы сорбции урана на катионитах, твердом экстрагенте и кокосовом активированном угле

Согласно полученным данным, по типу ионного обмена, для удаления урана из воды штольни №6 необходимо определить, как тип смолы, так и видообразование уранила. Из-за присутствия кальция и гидрокарбонатов в исследуемой воде, вероятно, произойдет уранил-ионное комплексообразование (например, $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3$ – комплекс). Как известно, кальций уранил-карбонаты замедляют сорбцию уранила. В случае неблагоприятного видообразования, необходимо откорректировать pH среды для обеспечения эффективного удаления урана ионным обменом. С учетом этого факта был снижен pH воды с 9 (природное состояние воды) до 6 (подкисление), чтобы уточнить видообразование уранила (это рассчитано при помощи программное обеспечение PhreeqC и Wateq4f, включая породы щелочно-земельного уранил-карбоната) и выбор операционного потенциала смолы.

По рисунку 4.1.2 замечено, что количество катионов уранила в исследуемой воде незначительно, из-за чего COE сорбентов типа КУ-2-8 и КМА не очень высока.

На основе экспериментальных полученных данных можно сделать вывод, что наибольшая COE по урану получается с применением смолы типа Lewatit DW 630. Наряду с удалением урана из воды штольни №6, другие

радиоактивные и тяжелые металлы удаляются с ней, в значительном количестве и очищенная вода соответствует определению технической [15-А].

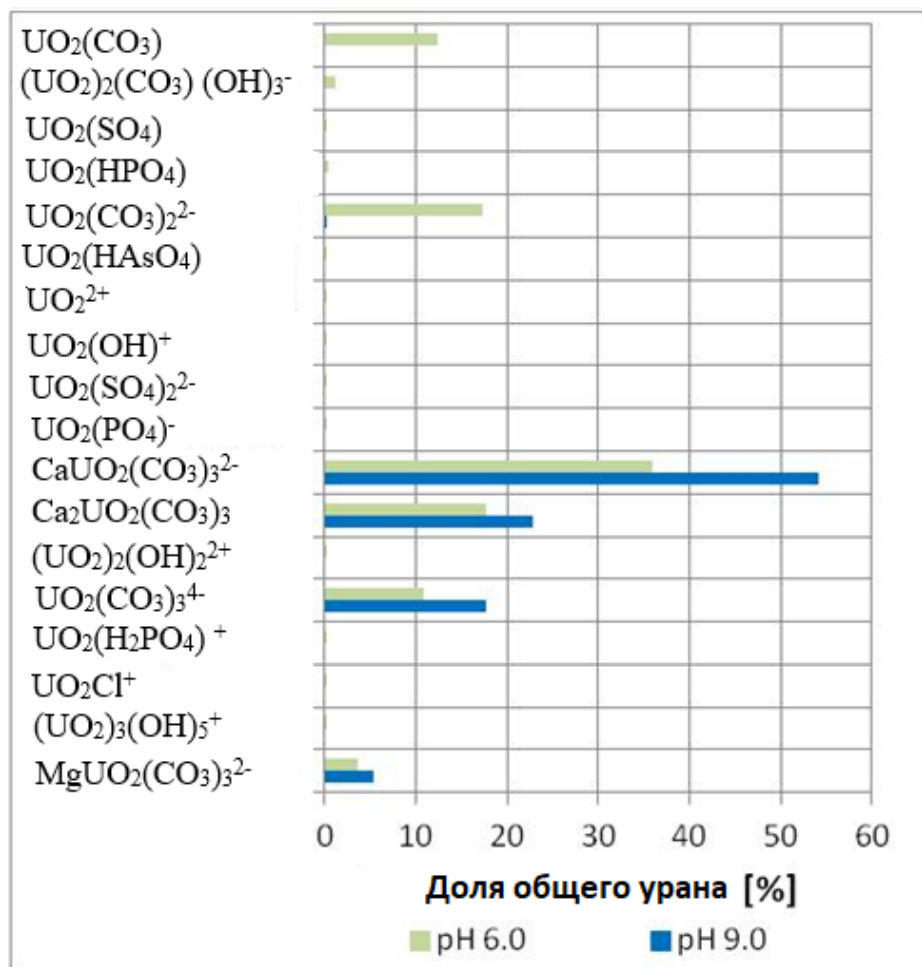


Рисунок 4.1.2. - Видообразование уранила в зависимости от pH среды

Таким образом, по эффективности сорбции урана из вод штольни №6 месторождения Табошар все исследованные сорбенты можно расположить в следующий ряд:

Lewatit DW 630 > AB-17-8 > АМП > АМ-п > КАУ 207С > АМ-2Б > ТВЭКС-ТБФ > КУ-2-8 > КМА.

4.1.2. Исследование сорбции урана из воды штольни №6 в динамических условиях

Вторым из способов для уточнения селективности сорбентов является сорбция вещества в динамических условиях. С этой целью в стеклянную сорбционную колонну (бюретку) поместили 1 г смолы (в пересчете на массу

сухого сорбента) и пропустили через неё воду. Сначала исследовали зависимости ДОЕ сорбента от скорости пропуска воды. Из полученных результатов можно сделать вывод, что оптимальная скорость подачи воды через сорбент типа Lewatit DW 630 составляет 0,8 мл/мин. Периодически отбирались пробы воды для анализа урана до проскока его концентрации в фильтрате. При этом вычислена ДОЕ по формуле:

$$\text{ДОЕ} = \frac{C_{\text{исх}} \cdot V_{\text{пр}}}{m},$$

где $C_{\text{исх}}$ - исходная концентрация урана (мг/л), $V_{\text{пр}}$ – объем пропущенной воды до проскока (л), m – масса сухого сорбента (г).

Необходимо отметить, что для уточнения наилучшего сорбента для очистки воды штольни №6 в динамических условиях использованы три сорбента (Lewatit DW 630, АВ-17-8 и АМП), с которыми в статическом режиме степень очистки воды вышла наибольшей. Полученные экспериментальные сравнительные результаты представлены на рисунке 4.1.3.

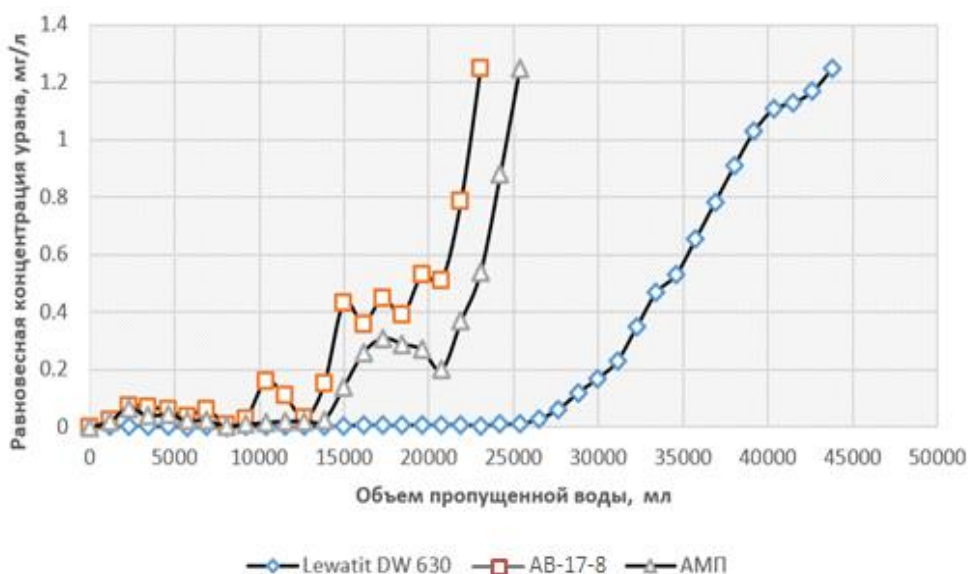


Рисунок 4.1.3. - Сравнительные результаты по зависимости проскока концентрации урана от объема пропущенной воды при сорбции в динамическом режиме

По результатам эксперимента установлено, что наиболее эффективно уран сорбируется с применением Lewatit DW 630, а наименее – с АВ-17-8. ДОЕ сорбента типа АМП находится между Lewatit DW 630 и АВ-17-8. При

одинаковых условиях проведения экспериментов равновесная концентрация урана в очищаемой воде с сорбентом АВ-17-8 возрастает быстрее. На втором месте стоит сорбент АМП. Если для АВ-17-8 проскок концентрации урана наблюдается за 20 суток, а для АМП – за 22 суток, то для Lewatit DW 630 проскок наблюдается за 38 суток.

Также исследовались зависимости ДОЕ сорбентов от объема пропущенной воды при одинаковых условиях. Сравнительные результаты по этим опытам представлены на рисунке 4.1.4.

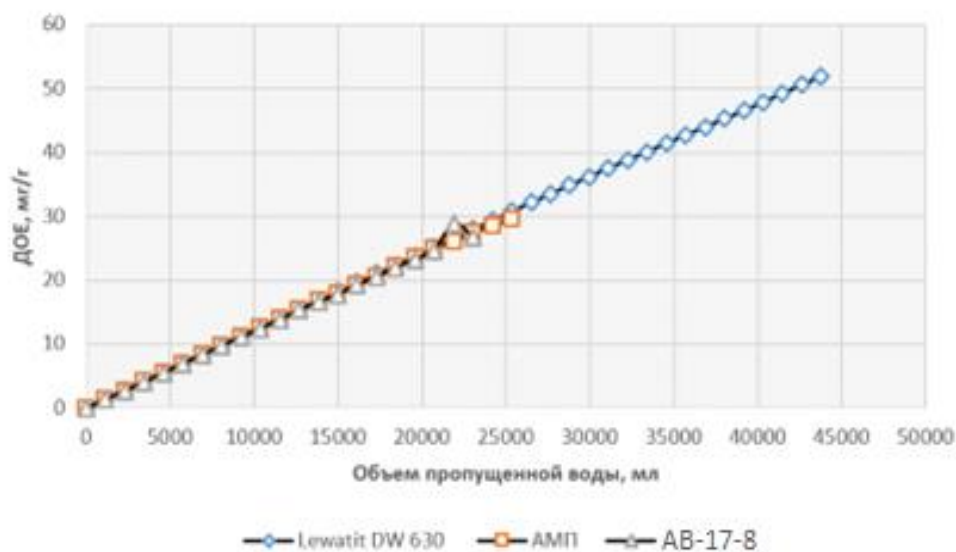


Рисунок 4.1.4. - Зависимости ДОЕ сорбентов от объема пропущенной воды через сорбенты

По полученной зависимости (рисунок 4.1.4) установлено, что при 23000 мл объема пропущенной воды через сорбент АВ-17-8 наблюдается проскок, показывающий его насыщение. А сорбент АМП насыщается только при 25344 мл. Сорбент Lewatit DW 630 насыщается при 43776 мл расхода пропущенной воды. Из этих данных можно сделать вывод, что наиболее селективным сорбентом является Lewatit DW 630 и ДОЕ с ним составляет 51,95 мг/г. ДОЕ с АМП и АВ-17-8 составляют 29,55 и 26,75 мг/г, соответственно.

Следует отметить, что при очистке воды с Lewatit DW 630 от урана до уровня ниже питьевой (рекомендации МАГАТЭ - ПДК=0,03 мг/л) необходимо

пропустить через него всего 26,5 л воды (рисунок 4.1.5). Но при этом расходе воды сорбенты типа АМП и АВ-17-8 уже являются насыщенным. Также, при сорбции урана (на 97,76%) другие металлы в виде комплексов сорбируются (Th - 89,56% и Ra - 96,62%), а их концентрация падает ниже ПДК для технической воды.

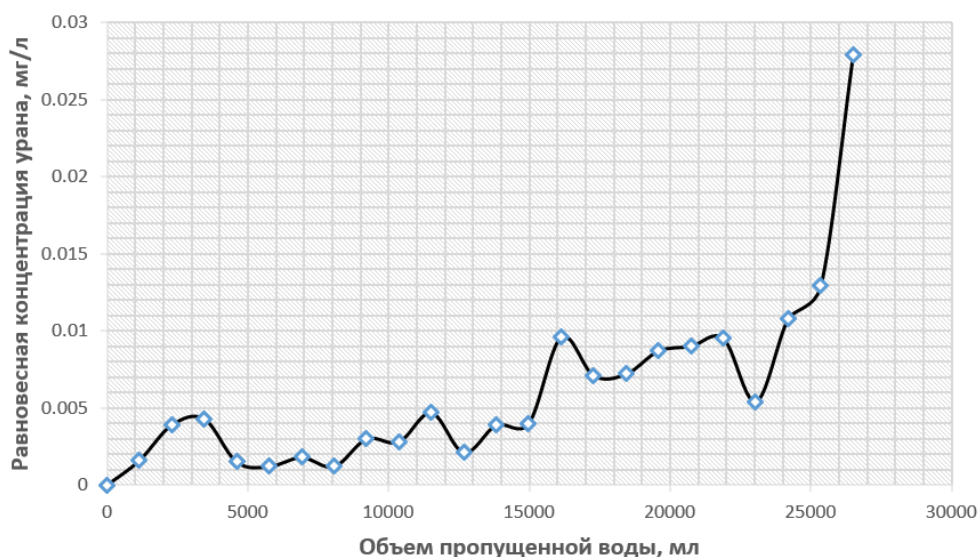


Рисунок 4.1.5. - Зависимость равновесной концентрации урана до достижения значения ПДК от объема пропущенной воды при использовании Lewatit DW 630 в качестве сорбента в динамических условиях

Таким образом, на основе полученных экспериментальных данных можно сделать вывод, что самым подходящим сорбентом для удаления урана и других металлов из вод штольни №6 в динамических условиях (таблица 4.1.2) является Lewatit DW 630, который производится в Германии [16-А].

Таблица 4.1.2. - Сравнительные результаты очистки воды из штольни №6 от тяжелых и радиоактивных металлов

Определяемые элементы	Исходная концентрация, мг/л	Степень очистки металлов из воды, %		
		АВ-17-8	АМП	Lewatit DW 630
Zn	0,067	78,4	88,17	96,23
Cu	0,052	63,7	76,12	95,14
Pb	0,76	81,3	91,46	94,31
Cd	0,001	56,9	-	-
U	1,25	83,6	96,83	97,76
Fe ³⁺	0,47	74,16	77,93	69,7

4.1.3. Кинетика сорбции урана из воды с различными сорбентами

Для уточнения селективного сорбента в исследовании проведены опыты по определению кинетических свойств сорбентов в статических условиях. В большинстве случаев статический метод используется из-за его простоты. С учетом этого факта исследовалась зависимость СОЕ сорбентов от продолжительности процесса сорбции урана. С целью решения этой задачи в 6 конических колбах объемом 500 мл загружали 0,01г сорбента (в пересчете на сухой сорбент). Затем в колбы доливали по 300 мл исследуемой воды. Далее колбы с пробами взбалтывали на лабораторном шейкере со скоростью 350 об/мин. Через 1, 2, 3, 4, 5 и 7 часов соответственно по одной колбе вынималось из шейкера. Затем пробы отстаивали в течение 5 часов и вода отделялась от сорбента, после чего определяли остаточную концентрацию урана. На основе полученных данных построен график зависимости скорости сорбции урана от продолжительности процесса (рисунок 4.1.6).

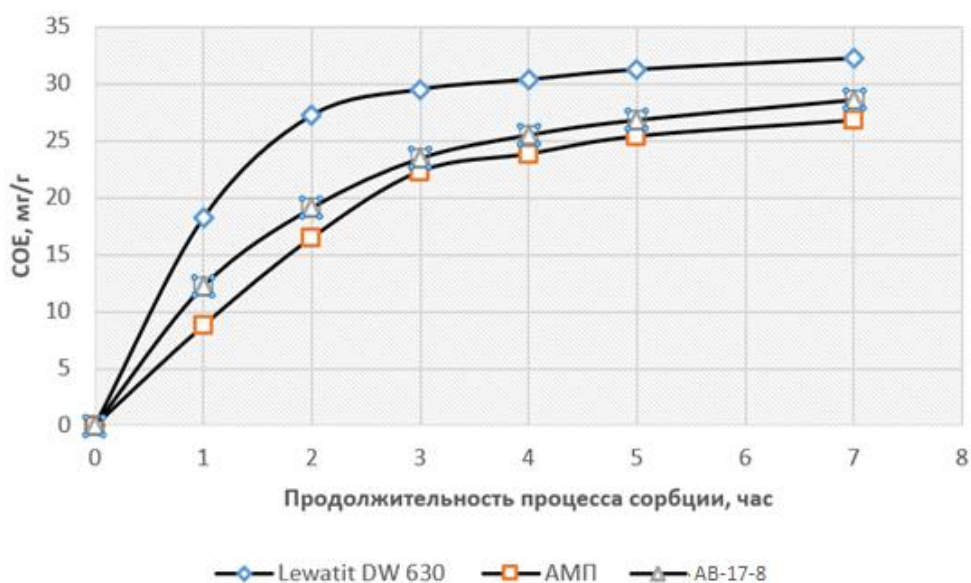


Рисунок 4.1.6. - Кинетические кривые сорбции урана различными сорбентами

По полученной зависимости (рисунок 4.1.6) установлено, что на первый час контакта Lewatit DW 630 с исследуемой водой его СОЕ составляет 18,21 мг/г, в то же время СОЕ для АМП является наименьшей и составила 8,76 мг/г, а для АВ-17-8 эта величина равна 12,21 мг/г. За второй час контакта скорость сорбции урана с Lewatit DW 630 снова по показателю превосходит

другие сорбенты и СОЕ его составляет 27,21 мг/г. В это же время СОЕ сорбентов АВ-17-8 и АМП уступают на величину 8,13 и 10,74 мг/г, соответственно. До конца проведения опытов по уточнению кинетики кривых сорбции урана определено, что Lewatit DW 630 имеет наибольшую селективность по сорбции. На втором месте по этому показателю стоит АВ-17-8.

Таким образом, на основе полученных экспериментальных данных можно сделать вывод, что Lewatit DW 630 является эффективным сорбентом для сорбции урана из воды штольни №6 уранового месторождения Табошар.

4.1.4. Исследование десорбции урана из насыщенных сорбентов

Для уточнения наиболее эффективного метода десорбции урана из насыщенных сорбентов для каждого из сорбентов взято по 1 см³ с последующим исследованием процесса десорбции. В начале исследовалось соотношение «твердое и жидкое» (Т:Ж) в процессе десорбции. В три конических колбы с насыщенным Lewatit DW 630 наливали 15%-ную серную кислоту в соотношении 1:1, 1:2 и 1:3, затем получившуюся смесь перемешивали с помощью лабораторного шейкера в течение 1 часа. Далее сорбент отделяли от раствора и повторяли процесс десорбции с применением серной кислоты при вышеописанных соотношениях Т:Ж. После чего сорбент снова отделяли от раствора, трижды перемешивали с дистиллированной водой в течение часа и ещё раз отделяли. Десорбат подвергался атомно-абсорбционному анализу. Аналогичные эксперименты по десорбции урана проводились и для сорбентов АВ-17-8 и АМП. Полученные результаты приведены в таблице 4.1.3.

Из табличных данных установлено, что при соотношении Т:Ж=1:1 наибольшая степень десорбции урана из сорбентов достигнута для Lewatit DW 630, а наименьшая получена для АВ-17-8. При Т:Ж=1:3 степень десорбции урана из Lewatit DW 630 также превосходит другие сорбенты. Увеличение соотношения Т:Ж выше 1:3 не приводит к увеличению эффективности

процесса десорбции. Это может быть связано с возникновением процесса сорбции урана из раствора обратно в Lewatit DW 630. Процесс также ухудшается для АМП, но для АВ-17-8 в этом случае степень десорбции урана возрастает почти на 5%.

Таблица 4.1.3. - Результаты десорбции урана из сорбентов с применением 15%-ной серной кислоты в качестве растворителя

Соотношение Т:Ж	Степень десорбции урана из сорбентов, %		
	АВ-17-8	АМП	Lewatit DW 630
1:1	47,4	52,6	63,21
1:2	74,7	82,21	85,6
1:3	79,32	79,84	83,9

Также исследован процесс десорбции урана из сорбентов с применением 15%-ной соляной кислоты. Условия проведения экспериментов были аналогичны опытам с 15%-ной серной кислотой. Полученные результаты по этим экспериментам приведены в таблице 4.1.4.

Таблица 4.1.4. - Результаты десорбции урана из сорбентов с применением 15%-ной соляной кислоты в качестве растворителя

Соотношение Т:Ж	Степень десорбции урана из сорбентов, %		
	АВ-17-8	АМП	Lewatit DW 630
1:1	55,76	59,42	83,32
1:2	95,47	98,85	99,08
1:3	98,64	98,66	98,87

Из полученных данных (таблица 4.1.4) определено, что оптимальным соотношением для десорбции урана из Lewatit DW 630 и АМП является Т:Ж=1:2, при котором он десорбируется на 99,08 и 98,85%, соответственно. Оптимальным для АВ-17-8 является Т:Ж=1:3, десорбция урана при котором составляет 98,64%.

Полученные результаты по десорбции урана из Lewatit DW 630 с применением разных растворителей показывают, что применение соляной кислоты в качестве растворителя является наиболее эффективным (рисунок 4.1.7).

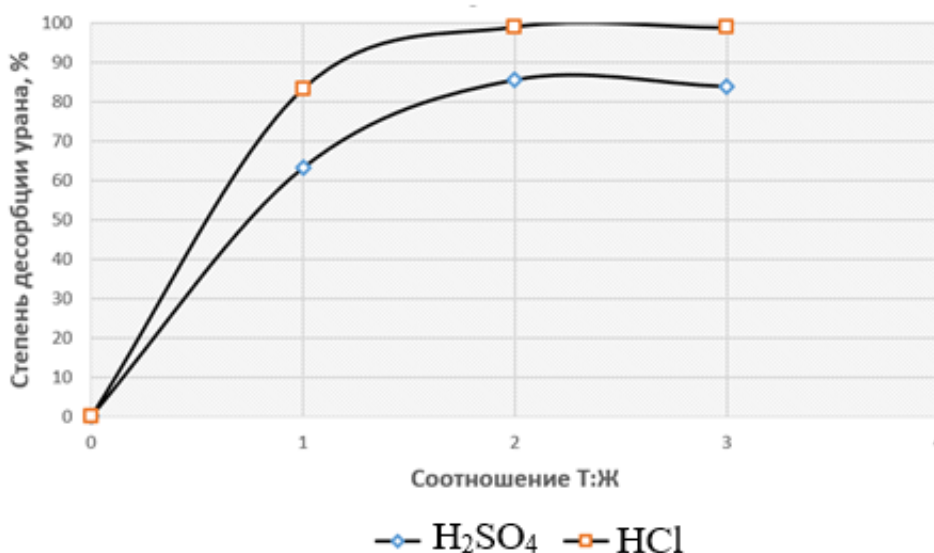


Рисунок 4.1.7. - Зависимость степени десорбции урана из Lewatit DW 630 при использовании серной и соляной кислоты

По кривой зависимости (рисунок 4.1.7) степени десорбции урана установлено, что для обоих растворителей максимальная степень десорбции его достигается при Т:Ж=1:2. С соляной кислотой, при таком соотношении, десорбируется 99,08% урана, а с серной кислотой степень десорбции составила всего 85,6%.

Из полученных десорбатов уран осаждается с помощью аммиачной воды. Порядок осаждения урана из раствора подробно описан в работе [312].

На основе полученных данных можно сделать вывод, что для десорбции урана из Lewatit DW 630 соляная кислота является наиболее эффективным растворителем, позволяющим десорбировать уран более чем на 99%.

4.1.5. Разработка принципиально новой технологической схемы процесса очистки воды штольни №6 месторождения Табошар от радиоактивных и тяжелых металлов

На основе многочисленных экспериментальных данных можно сделать вывод, что из 9 использованных сорбентов для удаления радиоактивных и тяжелых металлов из воды наибольшая величина СОЕ, ДОЕ, кинетика

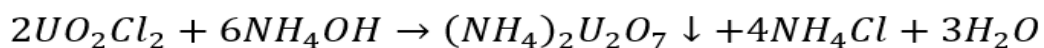
процесса сорбции и десорбции металлов достигаются при использовании сорбента типа Lewatit DW 630. Данный сорбент по всем характеристикам опережает наиболее распространённый сорбент АВ-17-8. При динамических условиях сорбции, когда ДОЕ АВ-17-8 составляет 26,75 мг/г, ДОЕ Lewatit DW 630 составляет 51,95 мг/г. Также Lewatit DW 630 имеет ряд преимуществ при десорбции урана из насыщенных сорбентов с применением соляной кислоты. Примерно с такими же затратами можно очистить воды штольни №6 до уровня технической воды методом коагуляции, но в результате образуется большое количество шламов, содержащих радий и уран, около 2100 т/год. Утилизация этих отходов создает еще одну проблему, которую невозможно решить малыми затратами.

С учетом вышеперечисленных факторов в работе разработана принципиальная технологическая схема по очистке воды от радиоактивных и тяжелых металлов (рисунок 4.1.8). Она состоит из следующих стадий:

На первой стадии очищаемая вода пропускается через слой Lewatit DW 630 со скоростью 0,8 мл/мин в направлении сверху вниз. Процесс сорбции урана контролируется до проскока концентрации урана, т.е. до насыщения сорбента и насыщенный сорбент отделяется от воды.

На второй стадии насыщенный сорбент подвергается десорбции с помощью 15%-ной соляной кислоты при Т:Ж=1:2 дважды в течение часа при комнатной температуре. Затем в три раз при Т:Ж=1:2 с дистиллированный водой перемешиваем в течение 1 часа.

На третьей стадии сорбент отделяется и раствор направляется на осаждение. При этом для осаждения урана используется гидроксид аммония (25%) с целью корректировки pH до 8. В результате осаждается диуранат аммония [313, 54-А]. В общем виде реакция протекает по следующему уравнению:



На четвертой стадии желтый кек отделяется от маточного раствора.

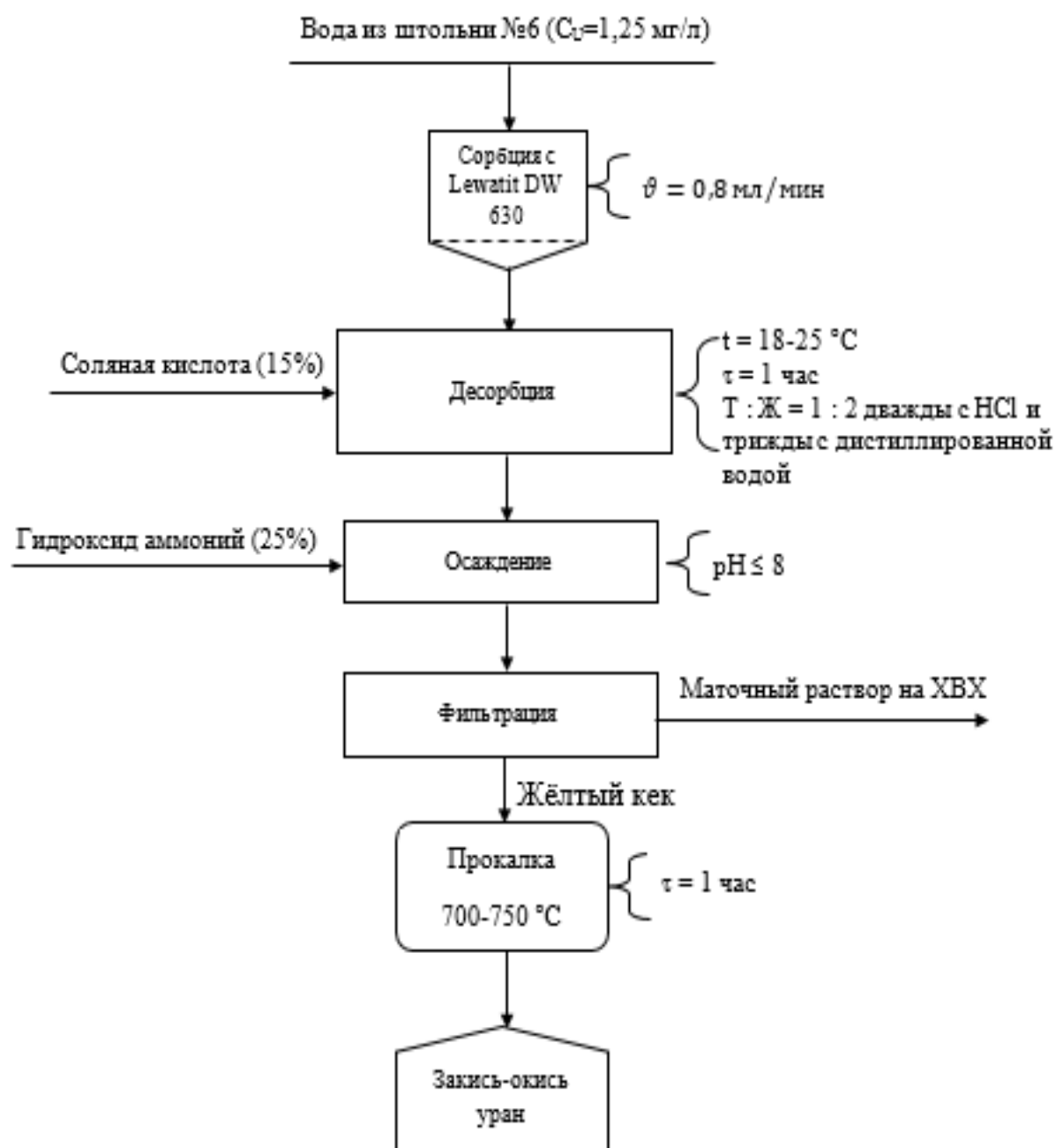
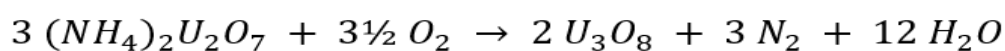


Рисунок 4.1.8. - Принципиальная новая технологическая схема процесса очистки воды штольни №6 от радиоактивных и тяжелых металлов

На пятой стадии желтый кек прокаливается в печи при температуре 700-750°C в течение 1 часа. В итоге выполнения вышеперечисленных стадий из диураната аммония получается закись-окись урана. Прокаливание диураната аммония при температурах 700-750°C протекает стадийно. Суммарный процесс при участии кислорода воздуха описывается уравнением:



На шестой стадии получается концентрат закиси-окиси урана, в составе которой присутствуют другие радиоактивные и тяжелые металлы. Присутствие их в концентрате урана свидетельствует об очистке воды штольни №6 от этих металлов.

4.2. Анализ и установление факторов, влияющих на процесс очистки шахтной воды уранового месторождения Киик-Тал от металлов

4.2.1. Исследование сорбции урана из шахтной воды в статических условиях

Как отмечалось в параграфе 2.2, после закрытия рудника Киик-Тал в 1987г. для очистки шахтных вод установлена самотёчная сорбционная установка, заполненная пористой анионообменной смолой АМ-п, где загрязненные воды очищаются от урана, а затем сбрасываются в фильтрационный-испарительный пруд (ФИП), заполненный известняковым щебнем и в котором эти воды нейтрализуются и частично очищаются от избыточной минерализации, после чего фильтруются в водоносный горизонт четвертичных отложений правого берега реки Сыр-Дарья.

Задачей данного этапа исследования является изучение возможности извлечения урана из шахтных вод месторождения Киик-Тал различными сорбентами - как альтернатива к используемой сильноосновной анионообменной смоле АМ-п с тем, чтобы довести его концентрацию в сбрасываемых водах до уровня ПДК, исключив таким образом загрязнение подземных вод.

С целью выбора наиболее эффективного по сорбционным характеристикам сорбента в лабораторных условиях было опробовано 9 образцов различных сорбентов: сильноосновные макропористые аниониты - АМ-п и Lewatit DW 630; слабоосновной макропористый анионит - АМ-2Б; сильноосновные гелиевые аниониты - АВ-17-8 и АМП; сильноокислотный гелевый катионит - КУ-2-8; слабоокислотный макропористый катионит – КМА;

твёрдый экстрагент - ТВЭКС-ТБФ и кокосовый активированный уголь (КАУ) марки 207С.

С учетом вышеописанной задачи, исследование сорбции урана в статических условиях проводилось на шахтной воде, состав которой приведен в таблицах 2.2.1-2.2.3.

Методика проведения экспериментов была следующей: для построения изотерм методом «переменных объемов» в 4 колбах объемом 250 мл, содержащие 0,01 г сорбента типа АМ-п (в пересчете на сухой сорбент), наливали исследуемую воду в количестве 30, 60, 90 и 120 мл, затем колбы закрывались пробками и ставились на лабораторный шейкер типа ИКА KS 260. Время перемешивания шейкером составило 8 часов, после чего колбы оставляли на 16 часов для достижения состояния равновесия. По окончании процесса сорбции в статическом режиме сорбент отделялся от воды и маточники сорбции анализировались с помощью атомно-абсорбционного спектрометра.

На данном этапе исследований, для разработки технологии сорбционного извлечения урана из шахтной воды исследуемого объекта с значительным содержанием урана (23,17 мг/л), также использованы другие сорбенты.

Сначала исследовалась зависимость статической обменной емкости (СОЕ) всех сорбентов от равновесной концентрации урана в воде. При этом для вычисления СОЕ сорбентов использовали следующую формулу:

$$COE = \frac{(C_{исх.} - C_{равн.}) \cdot V}{m} \text{ (мг/г)},$$

где V – объемы воды (л), m – масса сухого сорбента (г), C_{исх.} - исходная концентрация урана (мг/л), C_{равн.} – равновесная концентрация урана (мг/л).

Полученные результаты по сорбции урана из шахтных вод сильноосновными анионитами представлены на рисунке 4.2.1а.

По полученным результатам установлено наибольшая селективная сорбция урана, которая достигается с применением сильноосновной

анионообменной смолы Lewatit DW 630, COE и равна 164,8 мг/г. Показано, что при малой остаточной концентрации урана изотермы сорбции резко увеличивается. Следует отметить, что зависимость COE от равновесной концентрации урана является нелинейной. Из этого можно сделать вывод, что в последней точке кривой он насыщается (рисунок 4.2.1а).

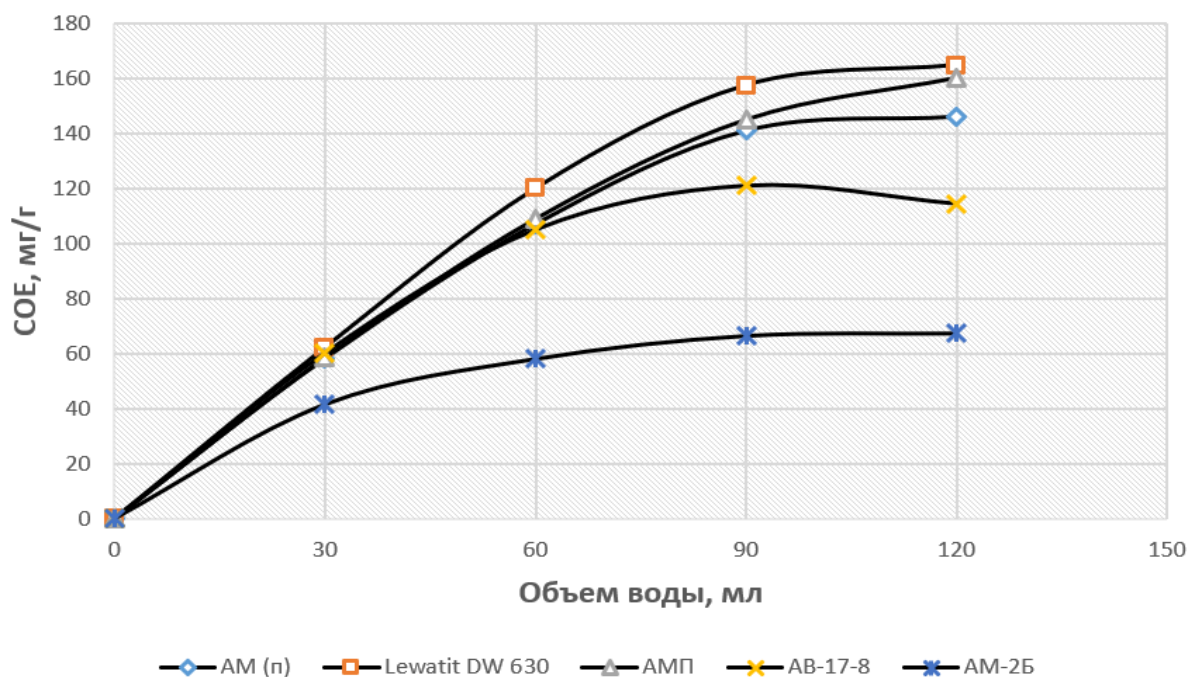


Рисунок 4.2.1а. - Изотерма сорбции урана из шахтных вод сильноосновными анионитами

На следующем месте, как селективный сорбент, является АМП с COE 160,2 мг/г. Сорбент марки АМ-п по сорбции урана по своему показателю уступил двум вышеприведенным сорбентам, с ним COE достигла 146,3 мг/г. Также определено, что при использовании анионита АВ-17-8 COE достигла 114,5 мг/г, а при использовании смолой АМ-2Б в данных условиях COE достигла 67,3 мг/г. Изотермы сорбции урана по остальным исследуемым сорбентам представлены на рисунок 4.2.1б.

Показано, что COE кокосового активированного угля составила 141,1 мг/г, а для остальных сорбентов не увеличивалась выше 53 мг/г. Наименьшая COE получается с применением КУ-2-8 – 39,2 мг/г.

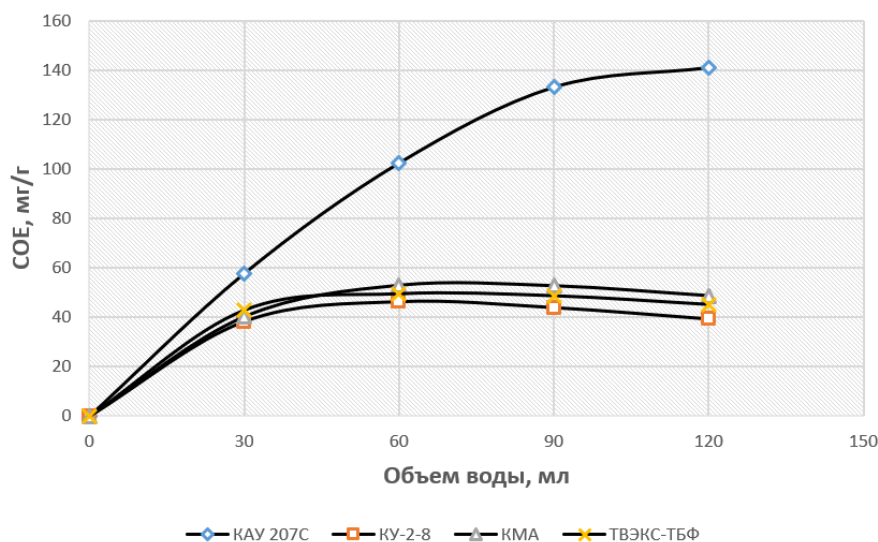


Рисунок 4.2.16. - Изотермы сорбции урана на катионитах, твердом экстрагенте и кокосовом активированном угле

На основе экспериментальных полученных данных можно сделать вывод, что наибольшая COE по урану получается с применением смолы типа Lewatit DW 630. Наряду с ураном из воды в значительном количестве удаляются также и другие радиоактивные и тяжелые металлы [20-А, 44-А].

Таким образом, по эффективности сорбции урана из шахтных вод месторождения Киик-Тал все исследованные сорбенты можно расположить в следующий ряд:

Lewatit DW 630 > АМП > АМ-п > КАУ 207С > АВ-17-8 > АМ-2Б > КМА >
ТВЭКС-ТБФ > КУ-2-8.

4.2.2. Исследование сорбции урана из шахтной воды в динамических условиях

С целью уточнения эффективности сорбентов в динамических условиях, в стеклянную сорбционную колонну поместили 1 г в пересчете на массу сухого сорбента и через него пропустили воду. Сначала исследовали зависимости ДОЕ сорбентов от скорости подачи воды. Из полученных результатов можно сделать вывод, что оптимальная скорость подачи воды для сорбента типа Lewatit DW 630 составляет 0,65 мл/минут. Вода подавалась в направлении снизу вверх. Периодически отбирались пробы воды для анализа

урана до проскока его концентрации в фильтрате. ДОЕ при этом высчитывалась по формуле:

$$\text{ДОЕ} = \frac{C_{\text{исх}} \cdot V_{\text{пр}}}{m},$$

где $C_{\text{исх}}$ - исходная концентрация урана (мг/л), $V_{\text{пр}}$ – объем воды до проскока (л), m – масса сухого сорбента (г).

Необходимо отметить, что для уточнения наилучшего сорбента по очистке шахтной воды в динамических условиях тестировались три сорбента (Lewatit DW 630, АМП и АМ-п), с которыми в статическом режиме получалась наибольшая степень очистки воды от урана. Сравнительные результаты представлены на рисунке 4.2.2.

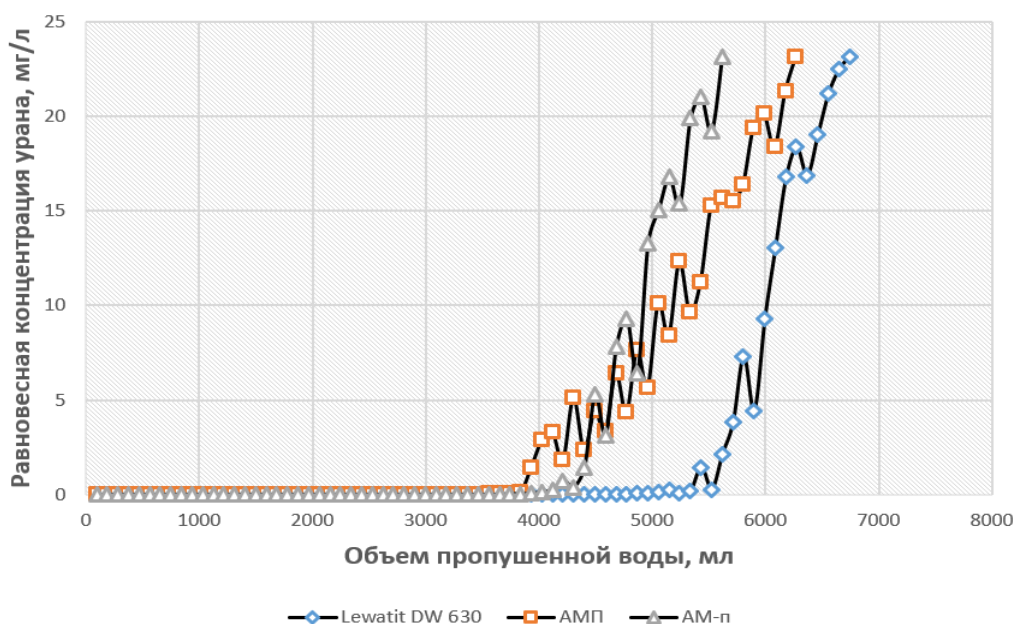


Рисунок 4.2.2. - Сравнительные результаты по зависимости проскока концентрация урана от объема пропущенной воды при сорбции его в динамическом режиме

По результатам опыта определено, что наибольшая эффективность сорбции урана (на 99,97% до уровня ниже питьевой воды - рекомендации МАГАТЭ - ПДК=0,03 мг/л) достигается с применением Lewatit DW 630, а наименьшая – с АМ-п. ДОЕ сорбента типа АМП находилась между Lewatit DW 630 и АМ-п. При одинаковых условиях проведения экспериментов равновесная концентрация урана в очищаемой воде с сорбентом АМ-п

возрастает быстрее. На втором месте по этому показателю стоит сорбент АМП. Если при использовании АМ-п проскок концентрации урана наблюдается за 60 суток, а с сорбентом АМП - за 67 суток, то с Lewatit DW 630 проскок концентрации урана наблюдается за 72 суток.

Также исследованы зависимости ДОЕ сорбентов от объема пропущенной воды при одинаковых условиях. Полученные результаты по этим опытам представлены на рисунке 4.2.3.

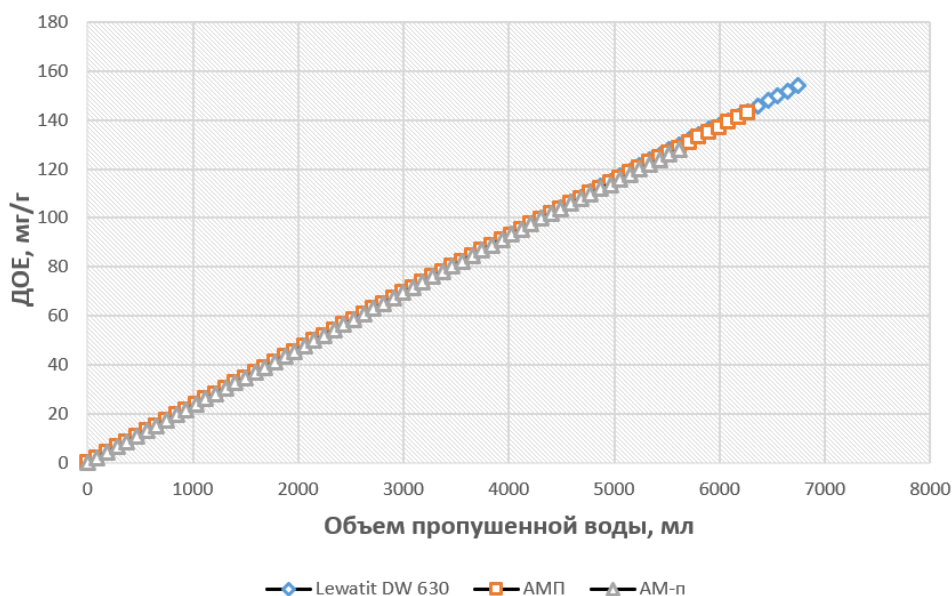


Рисунок 4.2.3. - Зависимости ДОЕ сорбентов от объема воды, пропущенной через сорбент

По зависимости (рисунок 4.2.3) установлено, что при 5616 мл воды, пропущенной через сорбент АМ-п, наблюдается проскок, что указывает на его насыщенность. Сорбент АМП насыщается только при 6271 мл, тогда как Lewatit DW 630 только при 6740 мл. Из этих данных можно сделать вывод, что наиболее селективным сорбентом является Lewatit DW 630, ДОЕ которого составляет около 154 мг/г. При этих условиях ДОЕ с АМП и АМ-п составляют почти 143 и 128 мг/г, соответственно.

Таким образом, на основе полученных экспериментальных данных можно сделать вывод, что самым подходящим сорбентом для удаления урана и других металлов из воды в динамических условиях является Lewatit DW 630 (таблица 4.2.1).

Таблица 4.2.1. - Сравнительные результаты очистки шахтной воды от тяжелых и радиоактивных металлов

Определяемые элементы	Исходная концентрация, мг/л	Степень очистки металлов из воды, %		
		АМ-п	АМП	Lewatit DW 630
Zn	0,34	90,23	92,41	94,51
Cu	0,16	67,36	83,15	90,83
Pb	0,31	86,21	90,12	95,19
Cd	0,0006	-	-	-
U	23,17	90,81	94,23	99,97
Fe ³⁺	0,23	82,76	83,14	76,22

4.2.3. Кинетика сорбции урана из шахтной воды с различными сорбентами

Для уточнения наилучшего селективного сорбента в работе также проведены опыты по определению кинетических свойств сорбентов в статических условиях. В большинстве случаев статический метод используется из-за его простоты. Для того, чтобы определить кинетические кривые сорбции урана, проводились нижеследующие опыты. В этом случае исследовалась зависимость СОЕ сорбентов от продолжительности сорбции урана, т.е. была исследована кинетика сорбции урана. С целью решения этой задачи в 6 конических колб объемом 250 мл загружались по 0,01 г сорбента (в пересчете на массу сухого сорбента). Затем в колбы добавлялась по 120 мл исследуемой воды. Далее колбы с пробами взбалтывались на лабораторном шейкере со скоростью вращения 250 об/мин. Через 1, 2, 3, 4, 5 и 7 часов пробы по одной вынимались из шейкера. Затем воду отстаивали на протяжении 5 часов и вода отделялась от сорбентов, после чего определяли остаточную концентрацию урана. На основе полученных данных построили график зависимости скорости сорбции урана от продолжительности (рисунок 4.2.4).

По кинетическим кривым (рисунок 4.2.4), на первый час контакта Lewatit DW 630 с исследуемой водой СОЕ составила 115,67 мг/г, в то же время СОЕ для АМ-п является наименьшей и равна 49,05 мг/г, а для АМП эта величина составила около 89 мг/г. На второй час контакта скорость сорбции

урана с Lewatit DW 630 снова превосходило другие сорбенты, при этом COE равна 144,2 мг/г. В это же время COE сорбентов АМ-п и АМП уступают Lewatit DW 630 на 11,45 и 54,65 мг/г, соответственно.

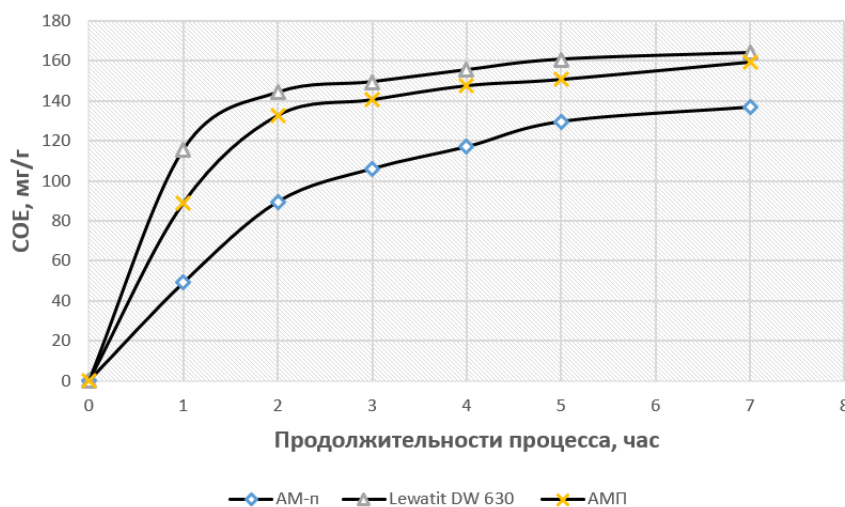


Рисунок 4.2.4. Кинетические кривые сорбции урана различными сорбентами

Через 3 часа контакта сорбентов с исследуемой водой COE с АМП приближается к Lewatit DW 630 и уступает ему всего на 8,85 мг/г. В то же время COE с АМ-п уступает Lewatit DW 630 на 43,4 мг/г. Далее COE АМП время от времени приближается к Lewatit DW 630, их разница доходит до 4,6 мг/г. До конца проведения опытов по уточнению кинетики кривых сорбции урана Lewatit DW 630 имеет наибольшую селективность – его COE составляет 164 мг/г. На втором месте по селективности стоит сорбент АМП и его COE составляет 159,4 мг/г. Наименшая COE получена для сорбента АМ-п и составляет 136,83 мг/г.

Таким образом, на основе полученных экспериментальных данных можно сделать вывод, что Lewatit DW 630 является оптимальным сорбентом для удаления урана из шахтной воды уранового месторождения Киик-Тал в статических условиях.

4.2.4. Исследование десорбции урана из насыщенных сорбентов

Для уточнения степени десорбции урана из насыщенных сорбентов, для каждого опыта взяли по 1 см³ и исследовали процесс десорбции урана. Сперва исследовалось соотношение твердое и жидкое (Т:Ж) в процессе

десорбции. В три конические колбы с 1 см³ насыщенного Lewatit DW 630 добавлялась 15%-ная серная кислота в соотношениях 1:1, 1:2 и 1:3, затем перемешивалась с помощью лабораторного шейкера в течение 1 часа (рисунок 4.2.5). Далее Lewatit DW 630 отделялся от раствора, а процесс повторяли с применением 15%-ной серной кислоты при вышеописанных соотношениях Т:Ж. После этого сорбент снова отделяли от раствора и трижды промывали дистиллированной водой в течение часа. На последнем этапе десорбат отправили на атомно-абсорбционный анализ.



Рисунок 4.2.5. - Внешний вид лабораторного шейкера при десорбции урана из сорбентов в статических условиях

Аналогичные эксперименты проводили по десорбции урана из сорбентов АМ-п и АМП. Полученные результаты приведены в таблице 4.2.2.

Из табличных данных установлено, что при соотношении Т:Ж=1:1 наибольшая степень десорбции урана из сорбентов принадлежит Lewatit DW 630, а наименьшая получена для АМ-п. При Т:Ж=1:2 степень десорбции урана с Lewatit DW 630 выше, чем с другими сорбентами. Дальнейшее повышение соотношения Т:Ж до 1:3 приводит к улучшению процесса десорбции урана при использовании АМП и АМ-п. Несмотря на это, десорбция урана из Lewatit

DW 630 превосходит другие сорбенты на 9-12%. Степень десорбции урана из Lewatit DW 630 при Т:Ж=1:2 и Т:Ж=1:3 различается незначительно, но при этом: во-первых, увеличивается расход кислоты; во-вторых, для осаждения урана из десорбата также требуется значительный расход реагент-осадителя. Поэтому оптимальными условиями для десорбции урана из Lewatit DW 630 является соотношение Т:Ж=1:2.

Таблица 4.2.2. - Результаты десорбции урана из сорбентов с применением 15%-ной серной кислоты в качестве растворителя

Соотношение Т:Ж	Степень десорбции урана из сорбентов, %		
	Lewatit DW 630	АМП	АМ-п
1:1	61,49	55,7	52,3
1:2	89,43	78,83	71,5
1:3	89,47	80,26	76,8

Также исследовался процесс десорбции урана из сорбентов с применением 15%-ной соляной кислоты. Условия проведения экспериментов были аналогичны условиям при использовании 15%-ной серной кислоты. Полученные результаты по этим экспериментам приведены в таблице 4.2.3.

Таблица 4.2.3. - Результаты десорбции урана из сорбентов с применением 15%-ной соляной кислоты в качестве растворителя

Соотношение Т:Ж	Степень десорбции урана из сорбентов, %		
	Lewatit DW 630	АМП	АМ-п
1:1	65,48	61,2	63,51
1:2	98,87	94,45	95,76
1:3	98,86	96,8	96,94

Как видно из полученных данных, оптимальными условиями для Lewatit DW 630 является Т:Ж=1:2, при котором уран десорбируется на 98,87%. Оптимальные результаты для АМ-п и АМП достигаются при Т:Ж=1:3, десорбция урана с ним и составляет 96,94 и 96,8%, соответственно.

Определено, что по степени десорбции урана АМ-п превосходит АМП, но при этом необходимо помнить, что СОЕ и ДОЕ АМП всегда превосходила показатели у АМ-п.

Результаты по десорбции урана из наиболее селективного сорбента - Lewatit DW 630 – с применением разных растворителей показывают, что применение соляной кислоты в качестве растворителя дает лучший эффект по отношению к серной кислоте (рисунок 4.2.6).

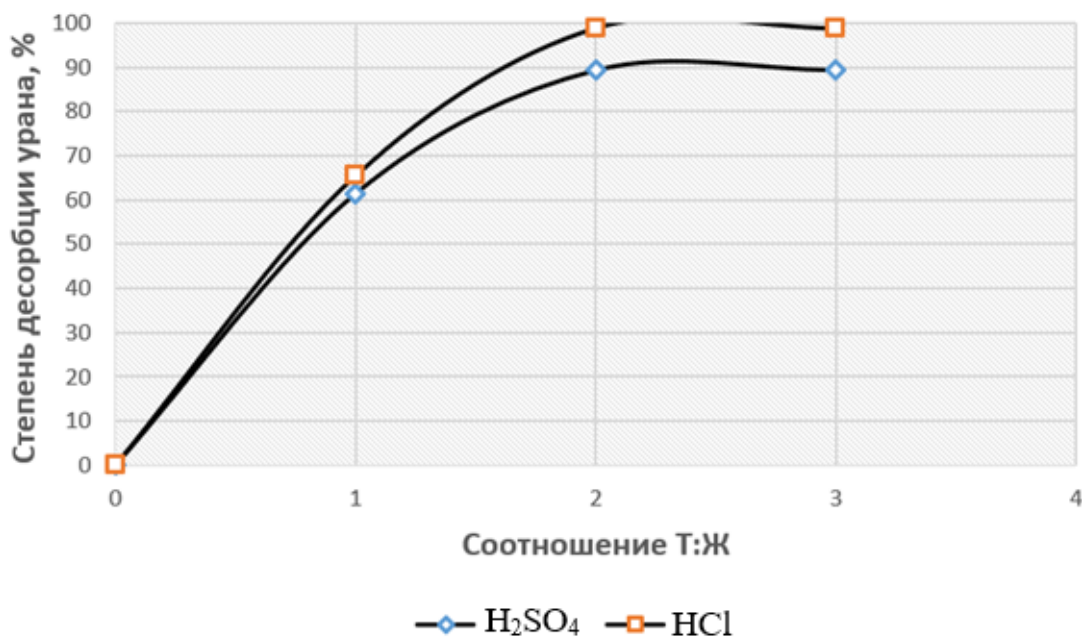


Рисунок 4.2.6. - Зависимость степени десорбции урана из Lewatit DW 630 с использованием разных растворителей

По зависимости степени десорбции урана установлено, что для обоих растворителей максимальная степень десорбции урана получается при Т:Ж=1:2. Когда степень десорбции с помощью соляной кислоты достигает 98,87%, для серной кислоты она составляет всего 89,43%. Из полученных десорбатов уран осаждается с помощью аммиачной воды [313, 54-А].

Таким образом, наиболее эффективным растворителем для десорбции урана из Lewatit DW 630 является соляная кислота, с помощью которой можно десорбировать уран почти на 99%.

4.2.5. Разработка принципиально новой технологической схемы процесса очистки шахтной воды месторождения Киик-Тал от радиоактивных и тяжелых металлов

На основе многочисленных экспериментальных данных можно сделать вывод, что из 9 использованных сорбентов по удалению радиоактивных и тяжелых металлов из шахтной воды месторождения Киик-Тал наибольшая величина СОЕ, ДОЕ, а также наилучшая кинетика процесса сорбции и десорбции урана достигается только при использовании сорбента типа Lewatit DW 630. Данный сорбент по всем характеристикам опережает наиболее распространенный сорбент АМ-п, который в настоящее время используется для сорбции урана на исследуемом объекте. При замене его на Lewatit DW 630 процесс сорбции урана из воды значительно улучшается – ДОЕ Lewatit DW 630 и будет на 17% выше, чем у АМ-п.

С учетом вышеперечисленных факторов нами разработана принципиальная технологическая схема по очистке шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов (рисунок 4.2.7). Она состоит из следующих стадий:

На первой стадии очищаемая вода пропускается через слой Lewatit DW 630 со скоростью 0,65 мл/минут в направлении снизу вверх. Процесс сорбции урана контролируется до проскока концентрации урана, т.е. до насыщения Lewatit DW 630.

На второй стадии насыщенный сорбент подвергается десорбции с помощью 15%-ной соляной кислоты при Т:Ж=1:2 дважды в течение 1 часа при комнатной температуре. Затем он трижды перемешивается дистиллированной водой при Т:Ж=1:2 в течение 1 часа.

На третьей стадии сорбент отделяется от раствора и раствор направляется на осаждение урана. При этом для осаждения урана используется гидроксид аммония (25%), корректирующий раствор до pH=8. В результате осаждается диуранат аммония [313, 54-А], в общем виде реакция протекает по следующему уравнению:

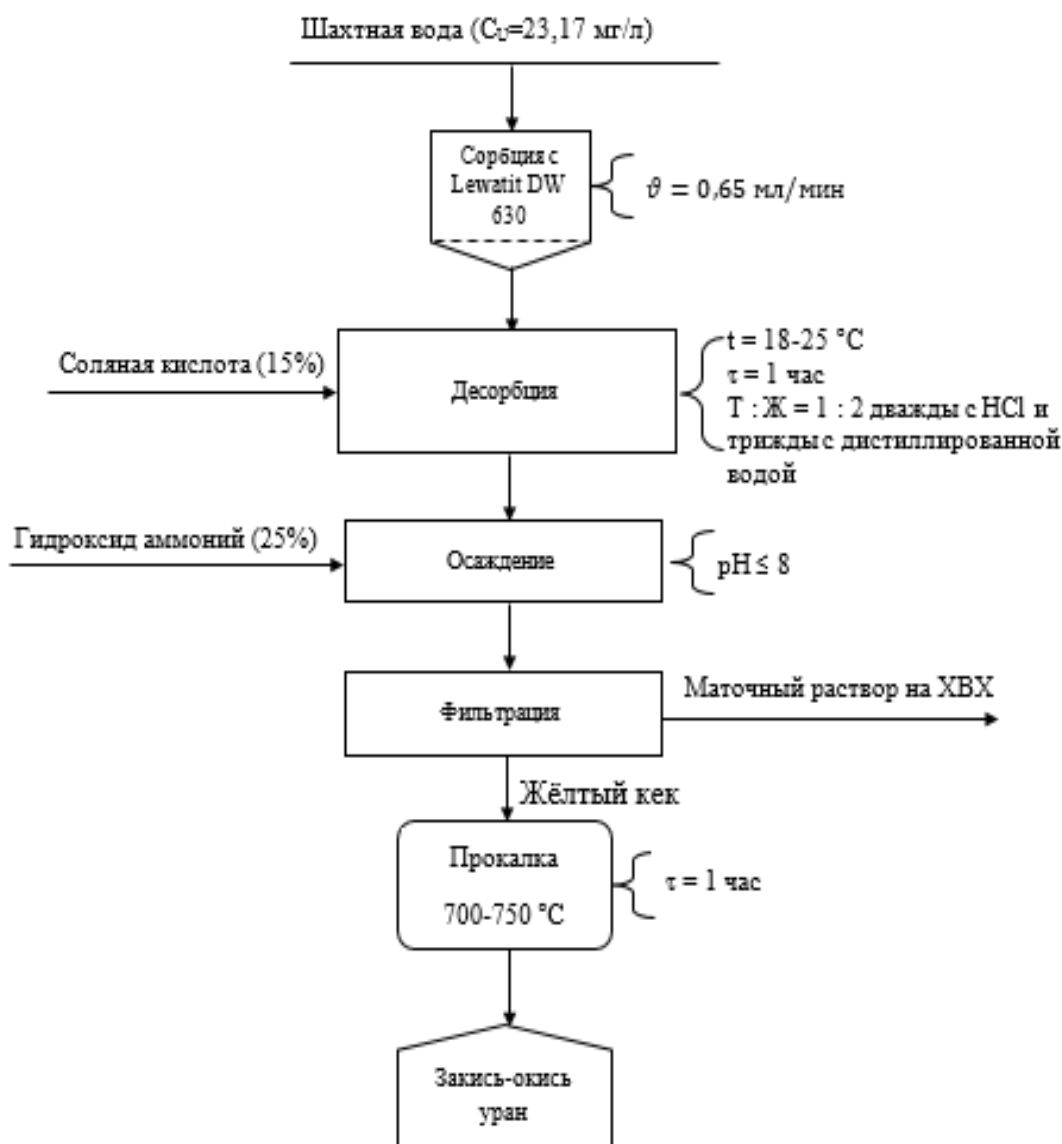
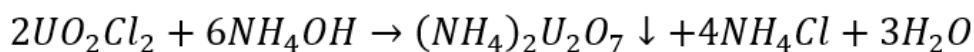
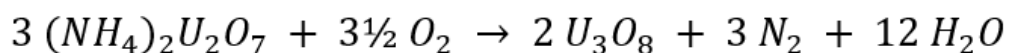


Рисунок 4.2.7. - Принципиальная новая технологическая схема процесса очистки шахтной воды месторождения Киик-Тал от радиоактивных и тяжелых металлов

На четвертой стадии желтый кек отделяется от маточного раствора.

На пятой стадии желтый кек прокаливается в печи при температуре 700-750°C в течение 1 часа, и в результате выполнения вышеперечисленных операций из диураната аммония получается захись-окись урана. Прокаливание диураната аммония при температурах 700-750°C протекает стадийно. Суммарный процесс при участии кислорода воздуха описывается уравнением:



На шестой стадии получается концентрат закиси-окиси урана, в составе которого присутствуют другие радиоактивные и тяжелые металлы. Присутствие их в концентрате урана свидетельствует об очистке шахтной воды от металлов.

4.3. Анализ и установление факторов, влияющих на процесс коагуляции примесей воды шахты «Восточная»

4.3.1. Исследование факторов, влияющих на степень очистки шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов при использовании смешанного коагулянта на основе хлорида железа и сульфата алюминия

Одним из основных факторов, влияющих на процесс коагуляции воды, является продолжительность процесса. В ходе исследования была изучена зависимость эффективности очистки шахтной воды от времени коагуляции, при этом использовался смешанный коагулянт, состоящий из хлорида железа и сульфата алюминия, чтобы определить его оптимальные параметры. Состав исходной шахтной воды приведен в таблицах 2.3.2-2.3.6.

Исследование проводилось следующим образом: литровый стакан Flocculator 2000 [314] заполнялся исследуемой водой, затем к нему добавлялся 67 мг/л хлорида железа и 33 мг/л сульфата алюминия (в соотношении 2:1). Далее было запущено быстрое перемешивание (400 об/мин) в течение 60 секунд. При этом для интенсификации процесса коагуляции в воду порциями вводилось 100 мг/л белой глины, состав которой приведен в таблице 2.3.7. Затем режим перемешивания переключался на медленный (75 об/мин). Продолжительность процесса изучалась на отрезке времени 20-60 минут с интервалами 10 минут. Опыты проводились при температуре 30°C. Полученные результаты приведены в таблице 4.3.1.

По табличным данным установлено, что наименьшая степень очистки воды от металлов продолжительности процесса до 60 минут достигается по марганцу, а наибольшая – по меди, 80% и 86,4%, соответственно. При этих же

условиях также удалены другие тяжелые металлы, такие, как U, As, Ni и Pb. Степень их удаления составила 81,54%, 81,7%, 84,5% и 84,2%, соответственно. При этом, в зависимости от условий проведения опытов, остаточные концентрации железа и алюминия показаны на рисунке 4.3.1.

Таблица 4.3.1. - Зависимость степени очистки воды от продолжительности процесса коагуляции

Продолжительность процесса, минут	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
20	35,2	29,3	24,37	26,9	35	33,3
30	49	42	43	40	53,1	46,54
40	60,3	53	55,6	52,89	63,96	55
50	73,1	65,6	66,9	67,4	73	68,8
60	84,2	81,7	81,54	86,4	84,5	80

Установлено, что после коагуляции воды остаточные концентрации железа и алюминия остались на уровне 3,7% (0,86 мг/л) и 17,4% (0,92 мг/л), соответственно (рисунок 4.3.1). Несмотря на это, показатели концентраций не опустилась ниже ПДК для питьевой воды.

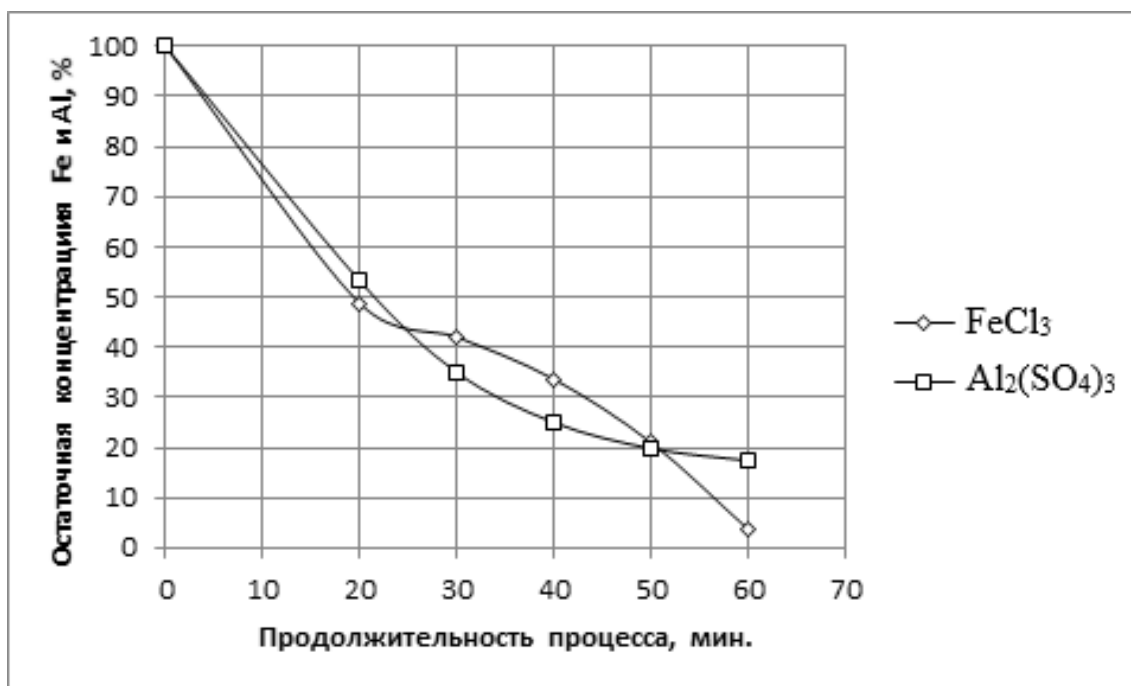


Рисунок 4.3.1. - Зависимость остаточных концентраций железа и алюминия от продолжительности процесса при дозе смешанного коагулянта в 100 мг/л

Другим фактором, влияющим на процесс коагуляции воды, является доза коагулянтов. Смешанный коагулянт на основе хлорида железа и сульфата алюминия использовался в соотношении 1:2 (33:67 мг/л), 1:1 (50:50 мг/л) и 2:1 (67:33 мг/л). Как и для вышеописанных опытов, в процессе вводилась палыгорскитовая глина, улучшающая процесс хлопьеобразования. Полученные результаты по очистке воды от радиоактивных и тяжелых металлов представлены в таблице 4.3.2.

Таблице 4.3.2. - Зависимость степени очистки воды от дозы смешанного коагулянта

Соотношения дозы смешанного коагулянта, мг/л	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
1:2	65,7	68,9	68,9	66,45	67	51
1:1	77,43	79	79	83,2	79,6	74,5
2:1	84,2	81,7	81,54	86,4	84,5	80

По полученным результатам, где изменялось соотношение доз хлорида железа и сульфата алюминия, степень очистки воды от всех металлов увеличивается. Наименьшая степень очистки воды достигнута при соотношении их 1:2, наибольшая достигнута – при 2:1. Этот процесс происходит особенно быстро для меди при соотношении 1:1. При соотношении 2:1 эффективность очистки воды от металлов увеличивается и составляет 80-86,4%.

Еще одним фактором, влияющим на процесс коагуляции воды, является замутнитель. В качестве замутнителя была использована палыгарскитсодержащая глина. Количество добавляемой к воде глины варьировалась в пределах 50-200 мг/л. Полученные результаты представлены в таблице 4.3.3.

Исследование показало, что добавление 50 мг/л замутнителя приводит к относительно низкой эффективности удаления металлов из воды, которая составляет от 44,37% до 70,87%. Повышение концентрации замутнителя до 100 мг/л способствовало увеличению эффективности очистки до 80-86,4%.

Однако, когда концентрация замутнителя достигла 150 мг/л, наблюдалось лишь незначительное улучшение на 1% в удалении никеля и мышьяка, в то время как для других металлов эффективность очистки снизилась. Дальнейшее увеличение замутнителя до 200 мг/л привело к снижению эффективности очистки для большинства металлов, за исключением мышьяка и урана.

Таблица 4.3.3. - Зависимость степени очистки воды от количества замутнителя

Количество замутнителя, мг/л	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
50	56,3	65,4	44,37	55,47	70,87	63
100	84,2	81,7	81,54	86,4	84,5	80
150	83,23	83,44	80,6	85,81	85,3	78,4
200	80,32	82	81,9	85,3	82,4	79

Для оценки эффективности смешанного коагулянта, созданного на основе хлорида железа и сульфата алюминия, были проведены испытания на воде из шахты «Восточная». Эксперименты направлены на изучение, как уровень pH влияет на способность коагулянта удалять радиоактивные элементы и тяжелые металлы из воды при температуре 30°C и концентрации коагулянта 100 мг/л. Результаты этих испытаний отражены в таблице 4.3.4.

Таблица 4.3.4. - Зависимость остаточной концентрации металлов в фильтрате от значения водородного показателя

Продолжительность процесса, минут	pH воды	Остаточная концентрация радиоактивных и тяжелых металлов в фильтрате, %					
		Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
	8,48	100	100	100	100	100	100
20	6,95	64,8	70,7	75,63	73,1	65	66,7
30	6,88	51	58	57	60	46,9	53,46
40	6,84	39,7	47	44,4	47,11	36,04	45
50	6,71	26,9	34,4	33,1	32,6	27	31,2
60	6,69	15,8	18,3	18,46	13,6	15,5	20

Изначально рН воды составляло 8,48. Через 20 минут эксперимента этот показатель снизился до 6,95, а к концу процесса дальше уменьшился до 6,69. Это свидетельствует о формировании серной и соляной кислот в процессе коагуляции воды, что привело к снижению уровня рН. При данном значении рН концентрация остаточных металлов в воде сократилась до менее 20%.

Также было исследовано воздействие температуры на эффективность очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов. При проведении экспериментов дозировки смешанного коагулянта были подобраны в соотношении 2:1 (100 мг/л), количество замутнителя – 100 мг/л, продолжительность процесса составляла 60 минут. Полученные результаты представлены в таблице 4.3.5.

Таблице 4.3.5. - Зависимость степени очистки воды от температуры

Температура, °C	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
5	40,7	46,8	49,8	33,02	42,72	37,64
10	58,4	59	64,5	61,27	64,5	61,54
15	69,31	68,07	72,07	70,53	74,11	68,4
20	78	74,8	75,8	73,65	81,71	74
25	82,5	83,93	80,9	77,5	84,68	78
30	84,2	81,7	81,54	86,4	84,5	80

По табличным данным определено, что с ростом температуры степень очистки воды от металлов увеличивается. В этом случае концентрация меди уже при 60 минутах продолжительности процесса и температуре 5°C достигают значений ниже ПДК, а для урана – при температуре 10°C. Для остальных элементов концентрации остаются выше ПДК при любых продолжительности процесса и температуре.

Все результаты процесса очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов после коагуляции воды контролировались методами атомно-абсорбционной спектроскопии и фотометрии. Таким образом, при

использовании смешанного коагулянта на основе хлорида железа и сульфата алюминия степень очистки металлов из вод шахты «Восточная» можно расположить в следующий ряд:

$$\text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{As} > \text{U} > \text{Mn}.$$

4.3.2. Исследование факторов, влияющих на степень очистки шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов при использовании смешанного коагулянта на основе хлорида и сульфата железа

Мы изучали, как продолжительность процесса влияет на эффективность очистки шахтных вод с использованием смешанного коагулянта на основе хлорида и сульфата железа, чтобы более точно определить его возможности.

Процедура опытов была такова: литровый стакан заполняли исследуемой водой, в которую затем вводили 67 мг/л хлорида железа и 33 мг/л сульфата железа (соотношение 2:1). Далее полученную смесь запускали на быстрое перемешивание (400 об/мин) на 60 секунд. При этом для интенсификации процесса коагуляции в воду постепенно вводилась 100 мг/л глины до окончания быстрого перемешивания. Условия проведения опытов были аналогичны описанным в предыдущем параграфе. Полученные результаты приведены в таблице 4.3.6.

Таблица 4.3.6. - Зависимость степени очистки воды от продолжительности процесса коагуляции

Продолжительность процесса, минут	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
20	38,84	32,33	39,64	35,19	33,09	36,73
30	56,64	46,33	48,75	47,23	47,54	51,34
40	68,52	62,88	66,91	58,34	65,04	64,67
50	80,64	72,36	75,34	70,35	77,22	75,89
60	85,41	87,14	88,67	80,75	87,81	82,18

Табличные данные показывают, что после 20 минут обработки процесс достигает наименьшей степени очистки воды от металлов, которая составляет 32,33% для мышьяка и наибольшей – 39,64% для урана. Увеличение продолжительности процесса до 60 минут приводит к увеличению степени очистки от металлов, где наименьшая степень очистки достигается для меди (80,75%), а наибольшая – для урана (88,67%). При этих условиях остаточная концентрация железа составила 1,2% (0,39 мг/л), и её динамика изменений отображена на графике (рисунок 4.3.2).

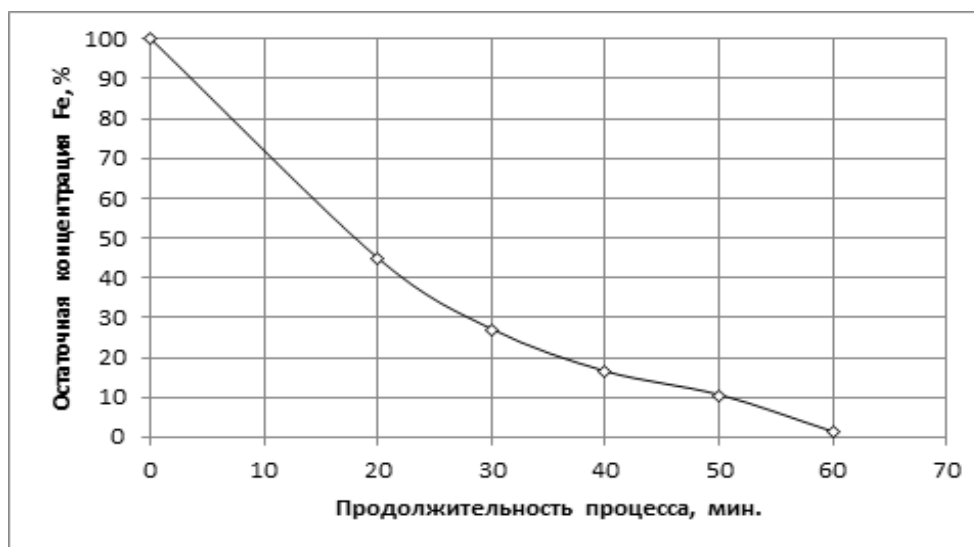


Рисунок 4.3.2. - Зависимость остаточных концентрации железа от продолжительности процесса при дозе смешанного коагулянта 100 мг/л

Еще одним важным фактором, воздействующим на процесс коагуляции воды, являются дозировки коагулянтов. Смешанный коагулянт, основанный на хлориде и сульфате железа, был исследован при различных соотношениях: 1:2, 1:1 и 2:1. Как и в предыдущих опытах, для улучшения образования хлопьев вводилась белая глина. Полученные результаты приведены в таблице 4.3.7.

Согласно полученным данным, увеличение дозы хлорида железа в смешанном коагулянте приводит к повышению степени очистки воды от металлов. Наименьшая степень очистки воды достигается при соотношении 1:2, в то время как наибольшая – при соотношении 2:1. Этот процесс особенно быстро протекает для никеля и урана, в то время как для меди и марганца

процесс коагуляции воды происходит медленнее. В общем, при соотношении 2:1 эффективность очистки по Pb, As, U, Cu, Ni и Mn составляют в диапазоне 80,75-88,67%.

Таблица 4.3.7. - Зависимость степени очистки воды от дозы смешанного коагулянта

Дозы смешанного коагулянта, мг/л	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
33+67	72,47	76	71,17	73,3	73,91	78,32
50+50	79,41	80,14	83,35	75,75	83,81	79,18
67+33	85,41	87,14	88,67	80,75	87,81	82,18

В работе также исследовано влияние замутнителя на процесс очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов. В качестве замутнителя была использована глина. Количество вводимой в воду глины определили в интервале 50-200 мг/л. Полученные результаты приведены в таблице 4.3.8.

Таблица 4.3.8. - Зависимость степени очистки воды от количества замутнителя

Количество замутнителя, мг/л	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
50	62,1	67,14	67,14	61,19	78,18	70,53
100	85,41	87,14	88,67	80,75	87,81	82,18
150	83,6	82,11	89,23	83,63	86,58	82,48
200	80,6	75,01	90,15	77,55	85,86	82,73

При использовании замутнителя в концентрации 50 мг/л было достигнуто удаление исследуемых металлов из воды на уровне от 62,1% до 78,18%. Увеличение концентрации замутнителя до 100 мг/л привело к увеличению степени очистки, которая достигла отметки от 80,75% до 88,67%. Дальнейшее увеличение концентрации замутнителя до 200 мг/л не принесло значительных изменений, за исключением случая с ураном. Разумеется, это связано с малой концентрацией урана в исходной воде.

В дополнение к упомянутым выше результатам, исследование также оценивало влияние уровня pH на эффективность процесса коагуляционной очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов при условиях, описанных ранее. Полученные данные представлены в таблице 4.3.9.

Таблица 4.3.9. - Зависимость остаточной концентрации металлов в фильтрате от значения водородного показателя

Продолжительность процесса, минут	pH воды	Остаточная концентрация радиоактивных и тяжелых металлов в фильтрате, %					
		Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
	8,48	100	100	100	100	100	100
20	6,67	61,16	67,67	60,36	64,81	66,91	63,27
30	6,51	43,36	53,67	51,25	52,77	52,46	48,66
40	6,44	31,48	37,12	33,09	41,66	34,96	35,33
50	6,33	19,36	27,64	24,66	29,65	22,78	24,11
60	6,28	14,59	12,86	11,33	19,25	12,19	17,82

Исходный уровень pH воды составлял 8,48. Через 20 минут смешивания процесса этот уровень снизился до слабокислой среды и достиг значения 6,67. Затем, к концу процесса, pH уменьшился до 6,28. Это указывает на образование серной и соляной кислот в результате усиления процесса коагуляции, что приводит к снижению pH. При таком значении pH максимальная степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов достигает 88,67% - это наблюдается в случае с ураном.

Также было исследовано воздействие температуры на эффективность очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов. В ходе экспериментов с использованием смешанного коагулянта в соотношении 2:1, дозы коагулянта и замутнителя составляли 100 мг/л, а продолжительность процесса составляла 60 минут. Полученные результаты приведены в таблице 4.3.10.

В результате анализа данных таблицы выяснилось, что увеличение температуры приводит к повышению степени очистки воды от всех металлов. Однако лишь содержание меди и урана в фильтрате снижается до уровня, не превышающего ПДК, в то время как уровни остальных металлов остаются выше ПДК независимо от температуры [84].

Таблица 4.3.10. - Зависимость степени очистки воды от температуры

Температура, °C	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
5	36,3	40,4	35,12	28,8	40	33
10	54,6	55,6	49,33	44,3	55,6	50,5
15	66,4	67	70,8	52,5	66,2	60
20	75	71,5	77,43	68,6	74,1	71,4
25	80	78,46	86,64	74,5	79,3	76,1
30	84,2	81,7	88,67	86,4	84,5	80

Следовательно, при использовании смешанного коагулянта на основе хлорида и сульфата железа эффективность удаления металлов из воды шахты «Восточная» можно распределить следующим образом:

$$U > Cu > Ni > Pb > As > Mn.$$

4.3.3. Исследование факторов, влияющих на степень очистки шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов при использовании смешанного коагулянта на основе хлоридов железа и алюминия

В данном разделе была рассмотрена возможность использования смешанного коагулянта на основе хлоридов железа и алюминия. Эксперименты проводились в аналогичных условиях, как и с предыдущими коагулянтами. Сначала была изучена зависимость степени очистки воды из шахты «Восточная» от продолжительности процесса коагуляции в диапазоне от 20 до 60 минут. Полученные результаты представлены в таблице 4.3.11.

Таблица 4.3.11. - Зависимость степени очистки воды от продолжительности процесса коагуляции

Продолжительность процесса, минут	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
20	53,51	36,22	57,53	39,42	37,07	41,15
30	69,61	51,9	69,8	57,67	53,26	57,52
40	80,52	68,44	88,62	72,36	72,86	73,97
50	90,34	81,07	93,4	83,29	86,51	85,02
60	95,69	97,62	100	90,96	98,37	99,07

Из данных таблицы следует, что спустя 20 минут процесса, максимальная эффективность очистки наблюдается для урана, достигая 57,53%, в то время как для мышьяка она самая низкая и составляет 36,22%. Продление процесса еще на 10 минут приводит к увеличению очистки всех металлов, с результатами между 51,9% и 69,8%. При увеличении времени до 60 минут, степень очистки возрастает до 91-100%, при этом самый низкий показатель очистки отмечен для меди - 90,96%, а для урана достигнута полная очистка - 100%.

Необходимо отметить, что нижний предел обнаружения ААС по урану составляет 1 мкг/л, и в этом пределе уран не был обнаружен. С учетом этого факта можно предположить, что уран был удалён из шахтной воды на 100%. При этом изменения остаточных концентраций железа и алюминия в зависимости от условий проведения эксперимента составили 0,0023 мг/л (0,01%) и 0,172 мг/л (2,3%) соответственно, как показано на рисунке 4.3.3.

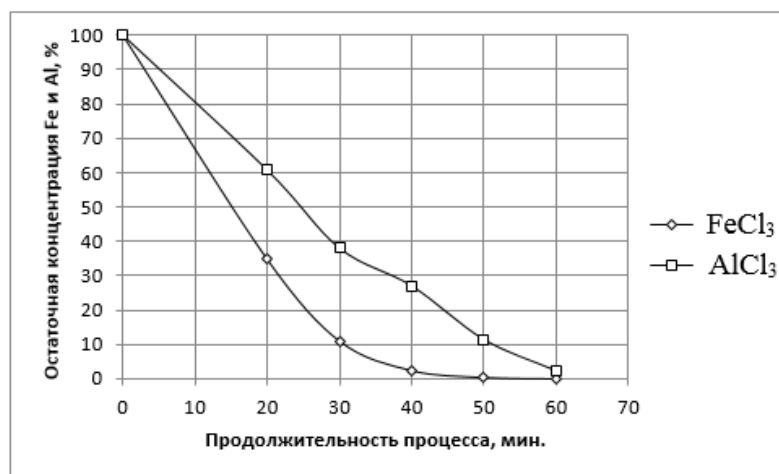


Рисунок 4.3.3. - График зависимости остаточных концентраций железа и алюминия от продолжительности процесса при использовании дозы смешанного коагулянта 100 мг/л

В последующем исследовании было рассмотрено воздействие различных дозировок смешанного коагулянта, содержащего хлориды железа и алюминия, на процесс коагуляции. Эксперименты включали использование коагулянта в пропорциях 1:2, 1:1 и 2:1. Подобно предыдущим исследованиям, для повышения эффективности формирования хлопьев в воду добавляли

глину как замутнитель. Результаты, полученные в ходе этих опытов, представлены в таблице 4.3.12.

Таблица 4.3.12. - Зависимость степени очистки воды от дозы смешанного коагулянта

Дозы смешанного коагулянта, мг/л	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
33+67	81,19	85,14	90,45	82,12	82,8	87,74
50+50	87,69	90,62	96,79	86,46	93,37	89,07
67+33	95,69	97,62	100	90,96	98,37	99,07

Из анализа табличных данных следует, что увеличение дозы смешанного коагулянта приводит к увеличению степени очистки воды от металлов. Минимальная эффективность очистки воды отмечается при применении 33 мг/л хлорида железа, тогда как максимальная очистка достигается при увеличении дозы до 67 мг/л. Этот процесс выявил особую активность в удалении цинка и марганца, в отличие от коагуляции меди, которая происходит менее интенсивно.

Также было исследовано влияние замутнителя на степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов. Условия проведения опытов с использованием смешанного коагулянта на основе хлоридов железа и алюминия были аналогичны условиям для других испытанных коагулянтов. Полученные результаты по очистке воды из шахты приведены в таблице 4.3.13.

Таблица 4.3.13. - Зависимость степени очистки воды от количества замутнителя

Количество замутнителя, мг/л	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
50	69,57	80,82	86,74	68,55	87,59	80,22
100	95,69	97,62	100	90,96	98,37	99,07
150	91,38	91,99	98,9	90,69	94,24	92,08
200	89,26	84,03	99,1	86,88	89,47	92,38

Изучение данных таблицы позволяет сделать вывод, что применение 50 мг/л замутнителя способствовало удалению радиоактивных и тяжелых металлов на 68,55-87,59%. Повышение дозы замутнителя до 100 мг/л

увеличило эффективность очистки до 91-100%. Тем не менее, дальнейшее увеличение дозы до 200 мг/л привело к росту концентраций железа, алюминия и других элементов замутнителя, что не оказало заметного влияния на общую эффективность процесса очистки.

Необходимо отметить, что очистка урана на 100% связана, во-первых, с незначительностью его концентрации в шахтной воде, которая составляет 0,089 мг/л, и, во-вторых, с тем фактом, что гидроксиды железа в водных растворах очень хорошо коагулируют соединения урана. Поэтому в радиохимическом методе определения радиоактивности урана часто используют хлорид железа.

Далее нами исследовалось влияние водородного показателя (pH) на эффективность коагуляционной очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов при вышеописанных условиях. Полученные результаты по этим опытам приведены в таблице 4.3.14.

Таблица 4.3.14. - Зависимость остаточной концентрации металлов в фильтрате от значения водородного показателя

Продолжительность процесса, минут	pH воды	Остаточная концентрация радиоактивных и тяжелых металлов в фильтрате, %					
		Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
	8,48	100	100	100	100	100	100
20	6,08	46,49	63,78	42,47	60,58	62,93	58,85
30	6,14	30,39	48,1	30,2	42,33	46,74	42,48
40	6,17	19,48	31,56	11,38	27,64	27,14	26,03
50	6,4	9,66	18,93	6,6	16,71	13,49	14,98
60	6,46	4,31	2,38	0	9,04	1,63	0,93

Исходный pH воды составляет 8,48. После 20 минут процесса коагуляции pH снижается до 6,08, указывая на образование соляной кислоты в результате усиления процесса коагуляции. В течение 30 минут pH немного увеличивается до 6,14. При дальнейшем увеличении времени до 60 минут pH повышается до 6,48. В то же время, благодаря наличию значительного количества бикарбонатных ионов в исследуемой воде происходит нейтрализация соляной кислоты. Этот процесс способствует увеличению степени очистки шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов.

В ходе исследования было изучено влияние температуры на процесс очистки шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов при использовании комбинированного коагулянта. В состав коагулянта входило 67 мг/л хлорида железа и 33 мг/л хлорида алюминия. Эксперименты проводились в оптимальных условиях для всех серий опытов. Данные о степени очистки воды представлены в таблице 4.3.15.

Таблица 4.3.15. - Зависимость степени очистки воды от температуры

Температура, °C	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
5	43,55	48,68	54,5	33,02	42,72	37,64
10	78,34	76	69,12	61,27	71,55	72,54
15	83,31	86,07	89,39	70,53	83,11	86,99
20	87,98	94,8	95,63	80,03	89,71	93,9
25	91,2	96,93	98,71	87,51	92,68	97,97
30	95,69	97,62	100	90,96	98,37	99,07

По табличным данным установлено, что с ростом температуры степень очистки воды от всех металлов увеличивается. В этом случае концентрация меди уже при температуре 5°C стала ниже ПДК, для никеля, урана – при 10°C, для свинца – при 30°C, для мышьяка – при 20°C, для марганца – при 25°C.

Все полученные результаты по очистке шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов после коагуляции воды контролировались методами атомно-абсорбционной спектроскопии, фотометрии и титриметрии.

Таким образом, при использовании смешанного коагулянта на основе хлоридов железа и алюминия степень очистки металлов из вод шахты «Восточная» можно расположить в следующий ряд:

$$U > Mn > Ni > As > Pb > Cu.$$

4.3.4. Сравнительный анализ результатов исследований по очистке воды шахты «Восточная» от радиоактивных и тяжелых металлов

Для сравнения использовались результаты, полученные с тремя различными смешанными коагулянтами на основе хлоридов и сульфатов железа-алюминия. Основное внимание уделялось зависимости степени очистки воды от продолжительности процесса в интервале 20-60 минут для

свинца при следующих условиях: доза смешанного коагулянта – 100 мг/л (в пропорции 2:1 хлорид железа к хлориду алюминия), количество замутнителя – 100 мг/л, температура – 30°C. Из результатов стало ясно, что наибольшая степень очистки воды от свинца достигается при использовании смешанного коагулянта на основе хлоридов железа и алюминия с показателем 95,69%. Смешанный коагулянт на основе хлорида железа и сульфата алюминия показал немного более низкую степень очистки воды, составив 84,2%, в то время как смешанный коагулянт на основе хлорида и сульфата железа достиг 85,4% (см. таблица 3.3.16).

Также были проведены эксперименты для сравнения результатов по очистке воды от мышьяка при аналогичных условиях [29-А]. В этом случае смешанный коагулянт на основе хлоридов железа и алюминия показал высокую степень очистки воды от мышьяка на уровне 97,62%, в то время как другие коагулянты показали более низкие результаты, не достигая 90% (см. таблица 4.3.16).

При аналогичных условиях проводили исследования по очистке воды от урана. По полученным результатам установлено, что степень очистки воды от него составила почти 100% (таблица 4.3.16).

Необходимо отметить, что наилучшие результаты достигаются при использовании смешанного коагулянта из хлоридов железа и алюминия. На втором месте по степени очистки воды от урана стоит смешанный коагулянт на основе хлорида и сульфата железа.

В рамках исследования были выполнены сравнительные анализы эффективности удаления меди, никеля и марганца из воды с использованием разнообразных комбинаций коагулянтов. Оказалось, что для меди максимальная очистка, достигающая 90,96%, наблюдалась при применении коагулянта, содержащего хлориды железа и алюминия, при времени реакции 60 минут (согласно данным таблицы 3.3.16). В то же время, коагулянты на основе сочетания хлорида железа с сульфатом алюминия и смеси хлорида с

сульфатом железа показали снижение эффективности на 4,56% и 10,21% соответственно.

Анализ результатов по очистке воды от никеля также подтвердил, что наилучшие результаты достигаются при использовании смешанного коагулянта на основе хлоридов железа и алюминия (таблица 4.3.16) [5-А].

Исследование показало, что для удаления марганца из воды наиболее эффективным оказался коагулянт, включающий в себя хлориды железа и алюминия. Этот коагулянт способствовал достижению 99,07% степени очистки, что подтверждается данными, представленными в таблице 4.3.16.

Исследование показало, что при соблюдении определенных условий - введение коагулянта в количестве 100 мг/л, при концентрации замутнителя также 100 мг/л, температуре 30°C и времени коагуляции в 60 минут - эффективность очистки воды максимальна при использовании смеси хлоридов железа и алюминия в соотношении 2:1. Отмечено, что увеличение дозы хлорида железа до 67 мг/л значительно повышает эффективность удаления радиоактивных элементов и тяжелых металлов, улучшая результаты очистки на 11%.

Следовательно, применение комбинированного коагулянта, состоящего из хлоридов железа и алюминия в пропорции 2:1 с концентрацией 100 мг/л, при температуре 30°C, уровне pH от 6 до 6,5, продолжительности процесса в 60 минут и использовании 100 мг/л белой глины в качестве замутнителя, подтверждает свою эффективность в достижении высокого уровня очистки воды. Этот метод соответствует стандартам санитарии для питьевой воды и представляет собой эффективный подход к улучшению качества воды в конкретной шахте [29-А].

Результаты показывают, что для метода коагуляции металлов из вод шахты «Восточная» смешанные коагулянты можно расположить в следующем порядке эффективности:

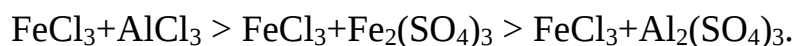


Таблица 4.3.16. - Степень очистки воды от концентрации смешанных коагулянтов (100 мг/л) при продолжительности процесса коагуляции 60 минут и количестве замутнителя 100 мг/л

Определяемые элементы	Содержание тяжелых металлов в шахтной воде, мг/л	Соотношение коагулянтов	$FeCl_3 + Al_2(SO_4)_3$	$FeCl_3 + F_2(SO_4)_3$	$FeCl_3 + AlCl_3$
			Степень очистки, %		
Рb	0,6341	1:2	65,7	72,47	81,19
		1:1	77,43	79,41	87,69
		2:1	84,2	85,41	95,69
U	0,089	1:2	68,9	71,17	90,45
		1:1	79	83,35	96,79
		2:1	81,54	88,67	100
Zn	0,5465	1:2	68,7	81,3	91,08
		1:1	78,4	76,48	94,88
		2:1	85,3	86,48	98,88

Продолжение таблицы 4.3.16.

Определяемые элементы	Содержание тяжелых металлов в шахтной воде, мг/л	Соотношение коагулянтов	$FeCl_3 + Al_2(SO_4)_3$	$FeCl_3 + F_2(SO_4)_3$	$FeCl_3 + AlCl_3$
			Степень очистки, %		
Cu	1,3762	1:2	66,45	73,3	82,12
		1:1	83,2	75,75	86,46
		2:1	86,4	80,75	90,96
Ni	0,3107	1:2	67	73,91	82,8
		1:1	79,6	83,81	93,37
		2:1	84,5	87,81	98,37
Mn	2,37	1:2	51	78,32	87,74
		1:1	74,5	79,18	89,07
		2:1	80	82,18	99,07
As	0,4387	1:2	68,9	76	85,14
		1:1	79	80,14	90,62
		2:1	81,7	87,14	97,62

4.3.5. Разработка принципиально новой технологической схемы процесса очистки воды шахты «Восточная» от радиоактивных и тяжелых металлов

На основе установленных оптимальных условий, новая технологическая схема очистки воды шахты «Восточная» от тяжелых и радиоактивных металлов может включать следующие этапы (рисунок 4.3.4) [8-A]:

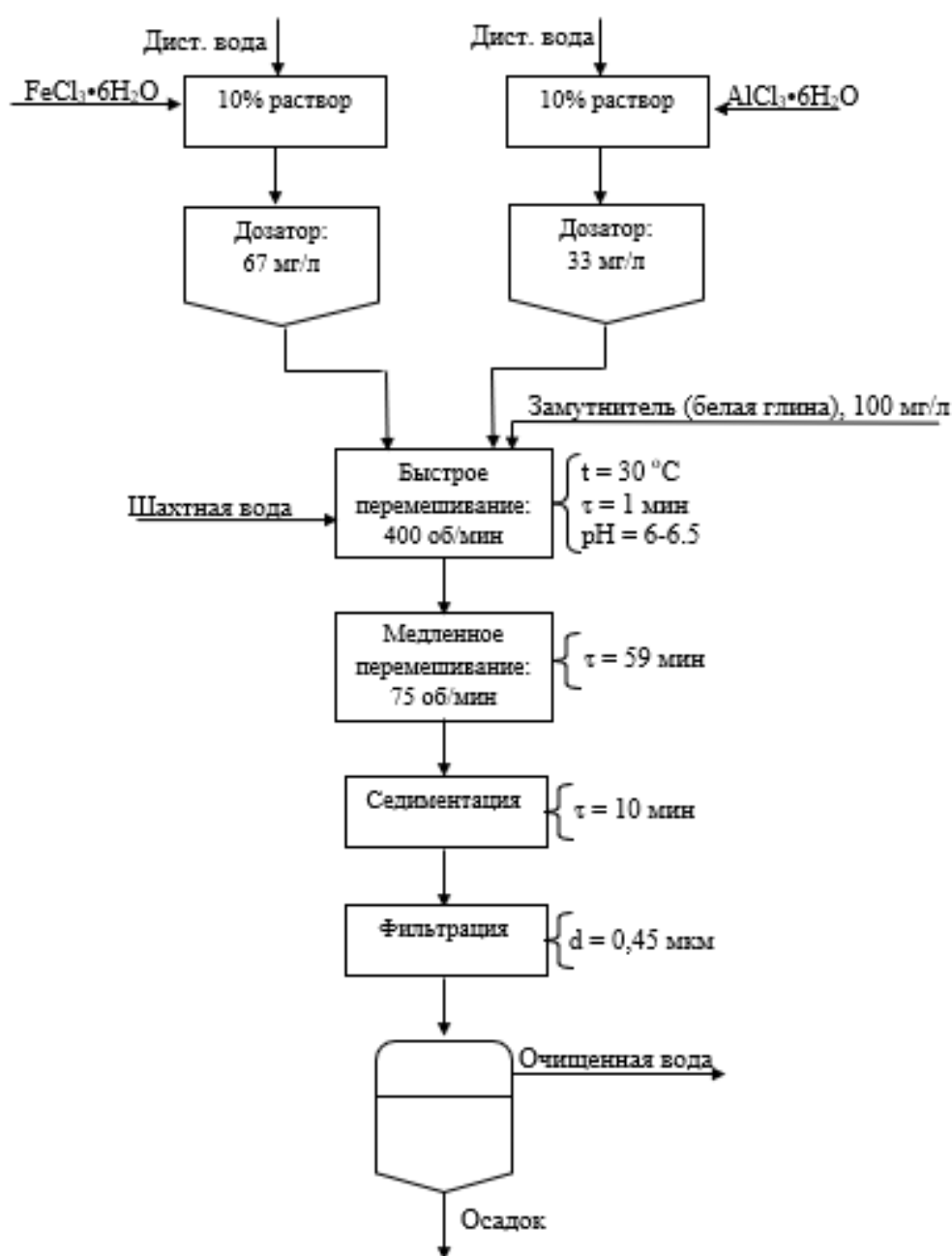


Рисунок 4.3.4. - Принципиальная новая технологическая схема по очистке воды шахты «Восточная» от тяжелых и радиоактивных металлов

Подготовка 10%-ного смешанного коагулянта, добавление отмеренной дозы коагулянта в шахтную воду с последующим быстрым перемешиванием, добавление замутнителя, медленное перемешивание, седиментация в течение 10 минут, фильтрация раствора и разделение очищенной воды от осадка загрязняющих веществ.

Разработанная технология была представлена заявкой на изобретение, и получен малый патент Республики Таджикистан (см. приложение) [52-А].

4.4. Анализ и установление факторов влияющих на процесс коагуляции примесей воды шахты «Капитальная»

4.4.1. Исследование факторов влияющих на степень очистки воды от тяжелых и радиоактивных металлов при использовании хлорида железа в качестве коагулянта

Экспериментальные условия были сопоставимы с параметрами воды из шахты «Восточная». В фокусе исследования оказалась зависимость эффективности очистки воды из шахты «Капитальная» (характеристики исходной воды указаны в таблицах 2.4.1-2.4.5) от продолжительности коагуляции при использовании дозы хлорида железа 200 мг/л.

Был проведен ряд экспериментов для оценки хлорида железа как коагулянта. Изначально анализировалось влияние времени коагуляции на уровень удаления радиоактивных и тяжелых металлов из шахтной воды. Результаты экспериментов были отображены в таблице 4.4.1.

Исходя из данных таблицы 4.4.1, можно отметить, что в течение первых 20 минут коагуляции наблюдается значительное увеличение эффективности удаления большинства изученных металлов, кроме никеля. После 30 минут процесса, очистка воды от никеля достигает 54,2%, тогда как для мышьяка и урана этот показатель превышает 85%. С течением времени скорость очистки снижается, и к 50-й минуте процент удаления мышьяка и урана составляет 93,13% и 99,47% соответственно, а для свинца - более 97%.

Таблица 4.4.1. - Зависимость степени очистки воды от продолжительности процесса коагуляции

Продолжительность процесса, минут	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
10	51,60	45,36	55,41	37,86	16,65	43,22
20	68,11	74,91	75,58	54,19	36,81	68,62
30	77,85	85,58	88,76	67,29	54,21	78,45
40	87,49	92,61	91,32	80,41	72,67	89,06
50	97,02	93,13	99,47	90,30	93,26	98,04

Эти результаты указывают на то, что 50 минут является оптимальной продолжительностью процесса коагуляции, в течение которой концентрация радиоактивных и тяжелых металлов в воде снижается до уровня ниже предельно допустимых концентраций (ПДК) для питьевой воды. Продление процесса до 60 минут не приводит к заметному улучшению очистки, что делает такую продолжительность неэффективной. При оптимальных условиях концентрация железа в воде составляет 0,15% (0,1 мг/л), что подтверждается графическими данными (см. рисунок 4.4.1).

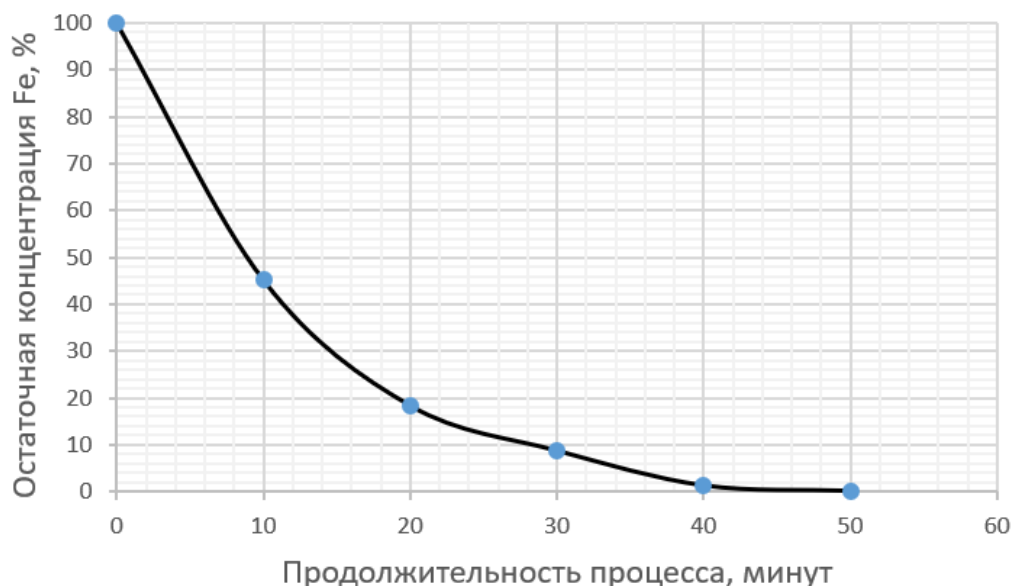


Рисунок 4.4.1. - Зависимость остаточной концентрации железа в очищенной воде от продолжительности процесса при использовании хлорида железа в качестве коагулянта

Определение оптимальной дозы коагулянта является ключевым аспектом процесса очистки воды, так как это напрямую влияет на эффективность удаления загрязняющих веществ. В нашем исследовании было правильно сделано, что дозировка хлорида железа варьировалась в широком диапазоне от 100 до 500 мг/л, что позволило оценить её влияние на процесс коагуляции при стабильных условиях (продолжительность процесса 50 минут и температура 25°C).

Для анализа результатов, представленных в таблице 4.4.2, важно сравнить степень удаления металлов при различных дозировках коагулянта. Это поможет выявить, при какой концентрации хлорида железа достигается наилучший результат очистки воды от металлов, и при этом не приводит к чрезмерному увеличению концентрации самого железа в воде.

Таблица 4.4.2. - Зависимость степени очистки воды от дозы хлорида железа

Доза хлорида железа, мг/л	Степень очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов, %					
	Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
100	54,99	65,06	67,44	61,44	53,69	74,02
200	97,02	93,13	99,47	90,30	93,26	98,04
300	98,27	94,71	93,81	92,94	95,39	99,18
400	98,70	97,47	94,9	93,57	94,45	99,36
500	99,35	99,62	95,57	94,92	92,49	98,67

Данные из таблицы 4.4.2 показывают, что при использовании 100 мг/л хлорида железа степень очистки шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов колеблется от 53,69% до 74%. Увеличение дозы коагулянта до 200 мг/л значительно повышает степень очистки, достигая более 90% для всех металлов. Дальнейшее увеличение дозировки до 500 мг/л не приводит к заметному улучшению очистки воды от металлов.

Также были проведены эксперименты для оценки влияния pH среды на эффективность очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов при температуре 25°C, продолжительности процесса 50 минут и дозе коагулянта 200 мг/л. Анализ полученных данных показал, что незначительные изменения

pH среды привели к снижению остаточной концентрации металлов в исследуемой воде на 90-99%. Результаты представлены в таблице 4.4.3.

Таблица 4.4.3. - Зависимость остаточной концентрации металлов от значения pH среды

Продолжительность процесса, минут	pH воды	Остаточная концентрация металлов в фильтрате, %					
		Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
	6,96	100	100	100	100	100	100
10	6,53	48,4	54,64	44,59	62,14	83,35	56,78
20	6,49	31,89	25,09	24,42	45,81	63,19	31,38
30	6,57	22,15	14,42	11,24	32,71	45,79	21,55
40	6,52	12,51	7,39	8,68	19,59	27,33	10,94
50	6,48	2,98	6,87	0,53	9,7	6,74	1,96

Из анализа данных таблицы 4.4.3 следует, что в начале процесса коагуляции никель и медь осаждаются медленнее других элементов. Тем не менее, к завершению процесса степень их очистки не уступает очистке от других металлов.

Также было изучено влияние pH среды на остаточную концентрацию металлов в широком диапазоне. Результаты экспериментов по этим опытам представлены в таблице 4.4.4.

Таблица 4.4.4. - Зависимость остаточной концентрации металлов от значения pH-среды

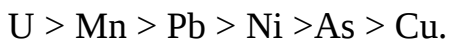
Доза хлорида железа, мг/л	pH воды	Остаточная концентрация металлов в фильтрате, %					
		Pb	As	U	Cu	Ni	Mn
	6,96	100	100	100	100	100	100
100	7,36	45,01	34,94	32,56	38,56	46,31	25,98
200	6,48	2,98	6,87	0,53	9,7	6,74	1,96
300	5,16	1,73	5,29	6,19	7,06	4,61	0,82
400	4,11	1,3	2,53	5,1	6,43	5,55	0,64
500	4,42	0,65	0,38	4,43	5,08	7,51	1,33

Из результатов исследования следует, что исследуемая вода в основном очищается от радиоактивных и тяжелых металлов до достижения pH 6,48. Для регулирования pH используется повышенная доза хлорида железа. Когда

уровень pH снижается до 4,42, происходит повышение концентрации металлов в очищенной воде. Однако эффективность удаления металлов все еще превышает 90%.

Исследование выявило, что хлорид железа является более эффективным коагулянтом для удаления металлов из воды шахты «Капитальная» по сравнению с такими коагулянтами, как сульфат железа и алюминия, а также хлорид алюминия. Оптимальные условия для этого процесса включают использование 200 мг/л хлорида железа, поддержание температуры на уровне 25°C, установление pH на отметке 6,48, и ограничение продолжительности коагуляции 50 минутами. При соблюдении этих параметров, концентрация металлов в обработанной воде остаётся ниже установленных норм для питьевой воды, что указывает на [6-A].

Используя хлорид железа для очистки вод шахты «Капитальная», можно упорядочить степень очистки металлов следующим образом:



Стоит особо отметить, что несмотря на проведение тестов с использованием сульфатов железа и алюминия, а также хлорида алюминия для очистки воды из шахты «Капитальная», их эффективность в качестве коагулянтов не достигает уровня, который был получен с хлоридом железа. Это доказывает, что хлорид железа является более эффективным коагулянтом для очистки воды от металлических примесей [2-A].

4.4.2. Сравнительный анализ результатов исследований по очистке воды шахты «Капитальная» от радиоактивных и тяжелых металлов

В исследовании сравнивалась эффективность четырёх коагулянтов в удалении свинца из воды, при этом концентрация коагулянтов (как хлоридов, так и сульфатов железа и алюминия) составляла 200 мг/л, а время коагуляции варьировалось от 10 до 50 минут. Данные эксперимента отражены в таблице 4.4.5. Исследование выявило, что всего спустя 10 минут с начала процедуры, применение хлорида железа обеспечивает самый высокий показатель

удаления свинца, достигая 51,6%. В этом же интервале времени, эффективность хлорида железа превышает эффективность сульфата железа на 26%, сульфата алюминия на 14% и хлорида алюминия на 20%.

Через 20 минут после запуска процедуры, сульфат железа демонстрирует лучшие результаты в удалении свинца из воды, достигая 52%, чем хлорид алюминия. С течением времени, когда оно достигает 50 минут, эффективность хлорида железа в очистке свинца увеличивается до более 97%. В то же время, эффективность использования других коагулянтов не поднимается выше 81%.

В таблице 4.4.5 представлено сравнение эффективности удаления элементов мышьяка, урана и меди из воды при использовании всех четырех коагулянтов.

Применение хлорида железа в процессе очистки воды от содержания мышьяка обеспечивает эффективность до 93% за 50 минут. Однако использование сульфатов железа и алюминия, а также хлорида алюминия показывает более низкие результаты, с максимальной эффективностью в 84%, как указано в таблице 4.4.5.

Для урана, хлорид железа также выделяется как наиболее эффективный коагулянт, обеспечивая степень очистки 99,47%. Следом за ним идёт сульфат алюминия с результатом в 75,63%, что также отражено в таблице 4.4.5.

В ходе экспериментов было установлено, что хлорид железа обладает наивысшей эффективностью в очистке воды от меди, превосходя другие коагулянты, что подтверждается данными в таблице 4.4.5. Эти результаты свидетельствуют о том, что хлорид железа является наиболее эффективным средством для очистки воды из шахты «Капитальная» от мышьяка, урана и меди, достигая степени очистки более 90%.

В таблице 4.4.5 приведены сравнительные результаты степени очистки воды от никеля при использовании различных коагулянтов.

Результаты исследования показывают, что сульфат алюминия обеспечивает степень очистки воды от никеля в 63% уже через 20 минут после

начала коагуляции, что является лучшим результатом среди всех исследованных коагулянтов на этом этапе. Однако через 40 минут эффективность сульфата алюминия начинает уступать хлориду железа, и при дальнейшем увеличении времени коагуляции до 50 минут, он также показывает меньшую эффективность по сравнению с сульфатом железа.

Тем не менее, хлорид железа продолжает демонстрировать наилучшие результаты на протяжении всего процесса, достигая степени очистки от никеля до 93%. Это подтверждает его эффективность как коагулянта для очистки воды в условиях шахты «Капитальная».

Таким образом, при использовании хлорида железа достигаются наилучшие результаты по очистке воды от никеля, где степень очистки достигает 93%. Важно отметить, что для всех других исследованных коагулянтов эта цифра не превышает 80%.

Исследование показало, что с увеличением времени процесса коагуляции, степень очистки воды от марганца повышается (таблица 4.4.5). При использовании хлорида железа, степень очистки достигает 98%, что значительно превышает результаты, полученные при использовании других коагулянтов. Для хлорида алюминия максимальная степень очистки составила всего 57%, в то время как для сульфатов железа и алюминия - 86,48% и 74,32% соответственно. Эти данные подчеркивают превосходную эффективность хлорида железа в процессе очистки воды от марганца по сравнению с другими рассмотренными коагулянтами

При дозировке 200 мг/л и времени коагуляции 50 минут, хлорид железа действительно является наиболее эффективным коагулянтом, обеспечивая высокую степень очистки воды от различных загрязнителей, включая радиоактивные элементы, тяжелые металлы и марганец. Это делает его предпочтительным выбором для очистки воды в условиях шахты «Капитальная».

В данном исследовании также было проведено изучение эффекта температуры на эффективность коагуляции в процессах удаления

радиоактивных и тяжелых металлов из воды. Экспериментальные работы осуществлялись при температурном диапазоне от 5 до 25°C, с концентрацией коагулянта 200 мг/л и продолжительности процесса 50 минут. Анализ данных показал, что оптимальное удаление металлов из воды, достигающее 90,3-99,47%, наблюдается при использовании хлорида железа и температуре в 25°C. Результаты экспериментов отображены на рисунке 4.4.2.

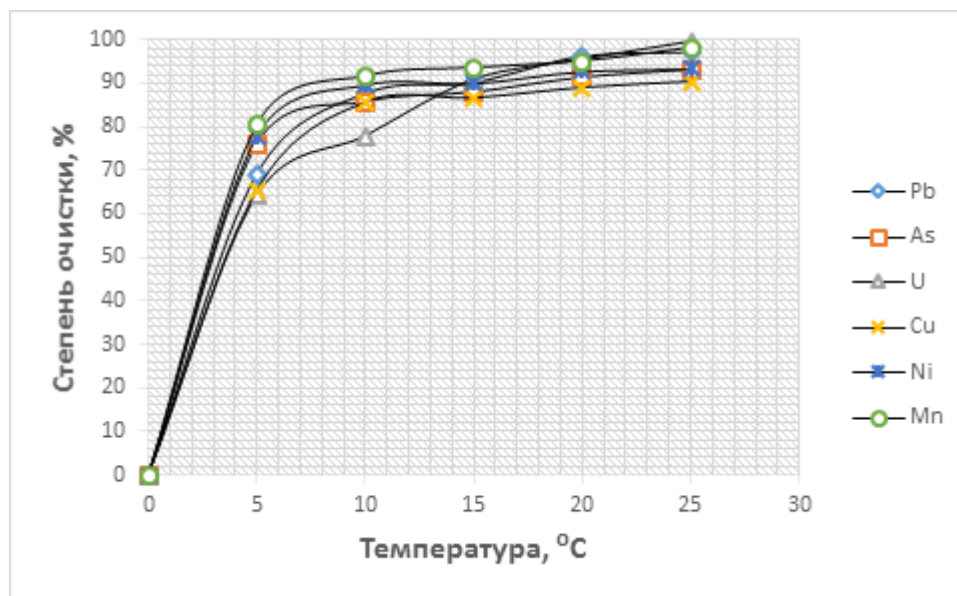


Рисунок 4.4.2. - Зависимости степень очистки воды от ТМ при разных температурах

Исследование также включало анализ мутности очищенной воды при использовании вышеупомянутых коагулянтов. Исходно мутность подземных вод источников была невелика и связана с наличием гидроксидов железа в воде. Для оценки мутности воды шахты «Капитальная» были взяты пробы, которые были дальше изучены. Полученные результаты представлены в таблице 4.4.6.

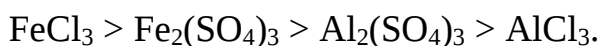
Вначале были сопоставлены результаты по зависимости степени очистки воды от продолжительности процесса коагуляции при использовании каждого коагулянта в концентрации 200 мг/л (таблица 4.4.6). Из результатов экспериментов видно, что мутность очищенной воды сначала уменьшается, а затем, по мере увеличения времени процесса, начинает возрастать для всех

исследованных коагулянтов. Тем не менее, к концу процесса коагуляции мутность очищенной воды не превышает ПДК.

Исследования были проведены для выявления зависимости мутности очищенной воды от концентрации коагулянтов при продолжительности процесса 50 минут и температуре 25°C [38-A]. Концентрация коагулянтов варьировалась от 100 до 500 мг/л. Результаты экспериментов приведены в таблице 4.4.7.

Изучение показало, что при содержании коагулянтов в пределах 200 мг/л, мутность фильтрованной воды не превышала 0,6 НЕМ, что соответствует высокому уровню очистки. В то же время, увеличение концентрации коагулянтов сверх этого порога приводило к деградации качества воды, с ростом мутности выше установленных норм. Оптимальные параметры для достижения низкой мутности, не превышающей ПДК, - это использование коагулянтов в концентрации 200 мг/л и время коагуляции 50 минут. Согласно результатам, хлорид железа выделяется как наиболее эффективный коагулянт среди протестированных.

При проведении очистки металлов из вод шахты «Капитальная» методом коагуляции коагулянты можно расположить в следующем порядке эффективности [30-A, 31-A, 32-A]:



Этот порядок определен на основе полученных результатов исследований, демонстрирующих степень очистки воды от металлов при заданных условиях эксперимента.

Таблица 4.4.5. - Зависимость степени очистки воды от продолжительности процесса коагуляции воды при дозе коагулянтов 200 мг/л

Определяемые элементы	Концентрации металлов в исходной пробе	Продолжительность процесса	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $Fe_2(SO_4)_3$	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $FeCl_3$	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $Al_2(SO_4)_3$	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $AlCl_3$
	мг/л		мг/л	%	мг/л	%	мг/л	%	мг/л	%
Рb	0,9255	10	0,6844	26,06	0,4479	51,60	0,5751	37,86	0,6251	32,45
		20	0,4406	52,4	0,2951	68,11	0,4269	53,87	0,465	49,76
		30	0,3235	65,05	0,205	77,85	0,3727	59,72	0,3883	58,04
		40	0,257	72,23	0,1158	87,49	0,3196	65,46	0,3712	59,89
		50	0,1804	80,5	0,0276	97,02	0,2627	71,62	0,3678	60,26
As	0,5267	10	0,4562	13,39	0,2878	45,36	0,3912	25,73	0,4514	14,31
		20	0,3738	29,04	0,1321	74,91	0,3025	42,57	0,39	25,96
		30	0,2896	45,02	0,0760	85,58	0,2538	51,82	0,3293	37,48
		40	0,1888	64,15	0,0389	92,61	0,2072	60,66	0,2741	47,95
		50	0,0835	84,14	0,0362	93,13	0,1803	65,78	0,2076	60,59

Продолжение таблицы 4.4.5.

Определяемые элементы	Концентрации металлов в исходной пробе	Продолжительность процесса	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $Fe_2(SO_4)_3$	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $FeCl_3$	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $Al_2(SO_4)_3$	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $AlCl_3$
	мг/л	минут	мг/л	%	мг/л	%	мг/л	%	мг/л	%
U	0,11	10	0,0696	36,72	0,0490	55,41	0,0845	23,21	0,0862	21,60
		20	0,0579	47,38	0,0269	75,58	0,0755	31,40	0,0695	36,80
		30	0,0377	65,70	0,0124	88,76	0,0552	49,80	0,0578	47,50
		40	0,0337	69,40	0,0095	91,32	0,0405	63,19	0,0437	60,30
		50	0,0317	71,2	0,0006	99,47	0,0268	75,63	0,037	66,40
Cu	1,1520	10	0,8964	22,19	0,7159	37,86	0,8198	28,83	0,9116	20,87
		20	0,6527	43,34	0,5277	54,19	0,6513	43,46	0,6823	40,77
		30	0,5106	55,68	0,3769	67,29	0,5332	53,72	0,5063	56,05
		40	0,3611	68,65	0,2256	80,41	0,4376	62,01	0,4251	63,10
		50	0,2696	76,60	0,1117	90,30	0,3374	70,71	0,3918	65,99

Продолжение таблицы 4.4.5.

Определяемые элементы	Концентрации металлов в исходной пробе	Продолжительность процесса	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $Fe_2(SO_4)_3$	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $FeCl_3$	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $Al_2(SO_4)_3$	Концентрации металлов в фильтрате	Степень очистки при использовании $AlCl_3$
	мг/л	минут	мг/л	%	мг/л	%	мг/л	%	мг/л	%
Ni	0,2618	10	0,2117	19,15	0,2182	16,65	0,1704	34,92	0,1813	30,77
		20	0,1658	36,68	0,1654	36,81	0,1264	51,71	0,1384	47,15
		30	0,1322	49,51	0,1199	54,21	0,0971	62,92	0,1302	50,25
		40	0,0961	63,30	0,0715	72,67	0,0911	65,22	0,121	53,78
		50	0,057	78,21	0,0176	93,26	0,0901	65,58	0,1078	58,81
Mn	3,9422	10	2,7765	29,57	2,2383	43,22	2,3709	39,86	3,0113	23,61
		20	1,7613	55,32	1,2369	68,62	1,6731	57,56	2,5084	36,37
		30	1,2508	68,27	0,8496	78,45	1,2829	67,46	2,1611	45,18
		40	0,8982	77,21	0,4312	89,06	1,1042	71,99	1,9805	49,76
		50	0,5329	86,48	0,0772	98,04	1,0123	74,32	1,7138	56,53

Таблица 4.4.6. - Сравнительные результаты по мутности очищенной воды (доза коагулянтов 200 мг/л; температуре 25°C)

Продолжительность процесса, минут	Мутность очищенной воды, НЕМ			
	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	FeCl_3	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	AlCl_3
10	1,23	0,53	0,97	0,29
20	0,37	0,2	0,32	0,18
30	0,34	0,21	0,24	0,25
40	0,47	0,19	0,25	0,36
50	0,58	0,26	0,42	0,39

Таблица 4.4.7. - Зависимость мутности очищенной воды от концентрации коагулянтов (продолжительность процесса 50 минут; температуре 25°C)

Дозы коагулянтов, мг/л	Мутность очищенной воды, НЕМ			
	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	FeCl_3	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	AlCl_3
100	0,29	0,15	0,12	0,23
200	0,58	0,26	0,42	0,34
300	14,65	6,5	11,43	10,83
400	33,85	29,05	15,5	17,34
500	52,15	44,05	16,6	19,82

4.4.3. Разработка принципиально новой технологической схемы процесса очистки воды шахты «Капитальная» от тяжелых и радиоактивных металлов

Исследования показали, что наилучшими условиями для эффективной очистки воды шахты «Капитальная» от радиоактивных и тяжелых металлов являются следующие параметры: использование хлорида железа в качестве коагулянта с дозировкой 200 мг/л, поддержание рН в диапазоне 6-6,6, температура 25°C и продолжительность процесса коагуляции 50 минут. При

соблюдении этих условий достигается высокая степень очистки воды, соответствующая санитарным нормам для питьевой воды.

На основе полученных результатов исследований разработана оптимальная технологическая схема очистки воды шахты «Капитальная». Она представлена на рисунке 4.4.3 и включает в себя выбор оптимального коагулянта, его дозировку, контроль pH и температуры, а также оптимальную продолжительность процесса коагуляции [39-А].

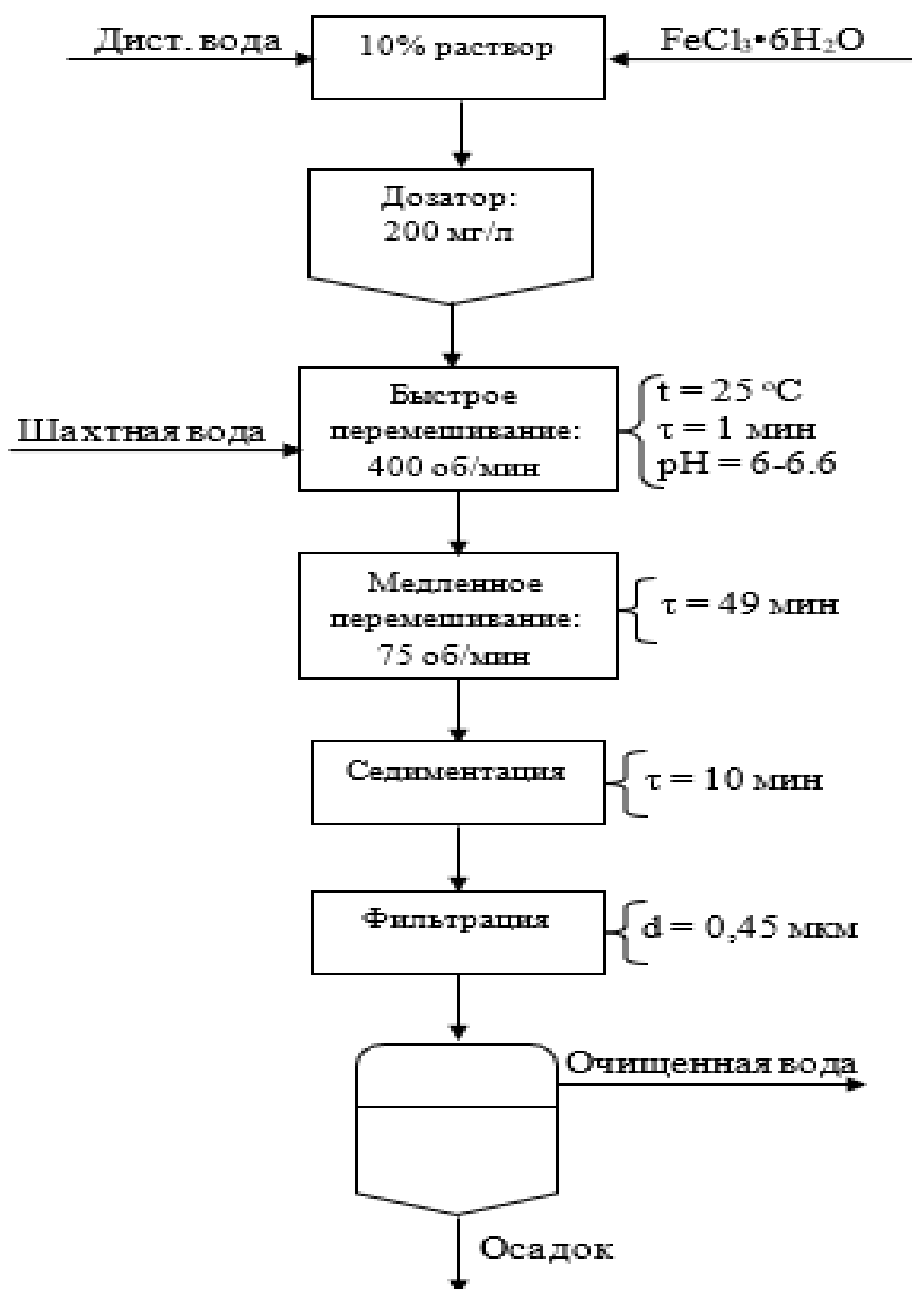


Рисунок 4.4.3. - Принципиальная новая технологическая схема по очистке воды шахты «Капитальная» от радиоактивных и тяжелых металлов

Технологическая схема очистки шахтной воды от радиоактивных и тяжелых металлов включает несколько последовательных этапов для эффективной очистки: подготовка 10%-ного раствора хлорида железа, дозирование, быстрое перемешивание, медленное перемешивание, седиментация, фильтрация и отделение очищенной воды от шлама.

Эта технология предназначена для комплексной очистки шахтной воды, включая удаление радиоактивных и тяжелых металлов, а также способствует уничтожению в очищаемой воде органических примесей (бактерий, вирусов), избавляя от необходимости в дополнительных стадиях обработки воды с этой целью. Она оптимизирована для эффективного удаления загрязняющих веществ с использованием хлорида железа в качестве коагулянта и последующей фильтрации.

Разработанная технология была представлена заявкой на изобретение, и получен малый патент Республики Таджикистан (см. приложение) [52-A].

4.5. Выводы по главе 4

По опытным данным, касающимся эффективности удаления металлов и других загрязнителей из воды штольни №6 месторождения Табошар, установлено, что наибольшая степень их удаления достигается при очистке методом сорбции с применением сорбента марки Lewatit DW 630. Этот же сорбент показал наибольшую эффективность при удалении аналогичного набора загрязнителей шахтной воды месторождения Киик-Тал.

Опытные данные по эффективности удаления металлов и других загрязнителей из воды шахты «Восточная» месторождения Чорухдайрон показали, что наибольшая степень очистки воды достигается при использовании метода коагуляции с применением смешанного коагулянта на основе хлоридов железа и алюминия.

Из данных экспериментов по эффективности удаления урана и других загрязнителей из воды шахты «Капитальная» месторождения Чорухдайрон

можно заключить, что наибольшая степень очистки этой воды достигается при использовании метода коагуляции с хлоридом железа в качестве коагулянта.

Таким образом, на основе результатов комплексных исследований по очистке шахтных вод от загрязнителей можно сделать общий вывод, свидетельствующий о том, что для исследованных объектов оптимальными методами очистки воды являются сорбционный и коагуляционный способы.

ГЛАВА 5. ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ПРОЦЕСС ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

5.1. Анализ и установление факторов, влияющих на процесс очистки сточных вод производства крепежа

5.1.1. Исследование факторов, влияющих на процесс обезжелезивания сточной воды от используемой технологии производства крепежа

Для защиты крепежа (саморезов и гвоздей) от коррозии их подвергают цинкованию. Для этого применяется специальный раствор электролита, состав которого подробно описан в пункте 3.1.1. Этот рабочий раствор используется до того момента, когда процесс цинкования проходит нормально при созданных оптимальных условиях.

Однако процесс цинкования является очень нестабильным. Это связано с растворением материалов оцинковываемого крепежа, в основном, железа. При достижении концентрации железа выше 200 мг/л и меди – 12 мг/л (эти значения являются предельными в растворе при процессе оцинкования) рабочий электролит станет непригоден для дальнейшего использования в рамках процесса цинкования. Такой электролит обычно очищается и сбрасывается в канализацию в качестве стока, а вместо него готовится новый рабочий раствор электролита.

Для того, чтобы раствор электролита можно было использовать повторно, необходимо уменьшить концентрации в нем железа и других металлов. Для решения этой задачи нами проведены опыты по снижению концентрации железа с помощью пероксида водорода.

Применение пероксида водорода (60%) позволяет окислить двухвалентное железо до трехвалентного, в результате чего образуются гидроксиды трехвалентного железа и других металлов в сточной воде. Из полученных результатов рН сточной воды колеблется в пределах 5,58-5,62. При этом диапазоне рН гидроксиды трехвалентного железа являются неустойчивыми и не растворяются. Согласно принятой теории, эта

неустойчивая система в дальнейшем, при перемешивании коагулирует все коллоидные примеси воды, в том числе токсичные частицы.

Общие концентрации железа, цинка и меди в сточной воде (исходный раствор) приведены в таблицах 3.1.2-3.1.5.

Для исследования удаления железа и меди была проведена серия опытов. Сначала исследуемым раствором заполнялось пять литровых стаканов, после чего во все стаканы добавлялись пероксид водорода в количестве 1, 2, 3, 4 и 5 мл соответственно. Затем в течение 15 минут производилось перемешивание на механической мешалке, после чего растворы отстаивались в течение 16 часов. По истечению этого срока растворы были отфильтрованы. Отфильтрованные растворы были анализированы при помощи атомно-абсорбционного спектрометра AAnalyst 800 с использованием пламенной атомизации для элементов Zn и Cu, а также титриметрическим методом для Fe. Результаты исследования приведены на рисунке 5.1.1.

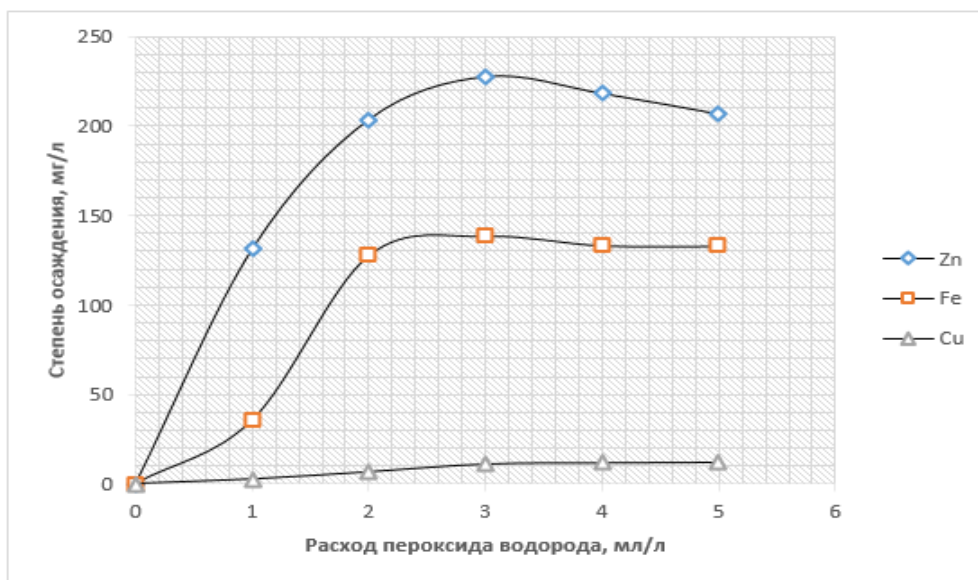


Рисунок 5.1.1. - Зависимость степени осаждения железа, цинка и меди от расхода пероксида водорода

По рисунку 5.1.1 установлено, что максимальная степень осаждения железа и цинка получается при расходе пероксида водорода в 3 мл/л. Дальнейшее увеличение расхода реагента не приводит к улучшению процесса

осаждения железа. Для меди степень осаждения увеличивается вплоть до 5 мл/л расхода пероксида водорода. Предполагаем, что это зависит от ее мизерной концентрации в исследуемой сточной воде.

Также исследовались зависимости степени удаления железа и меди до достижения их предельно низкого количества в сточной воде от времени осаждения при расходе пероксида водорода в 3 мл/л. Полученные результаты представлены на рисунке 5.1.2.

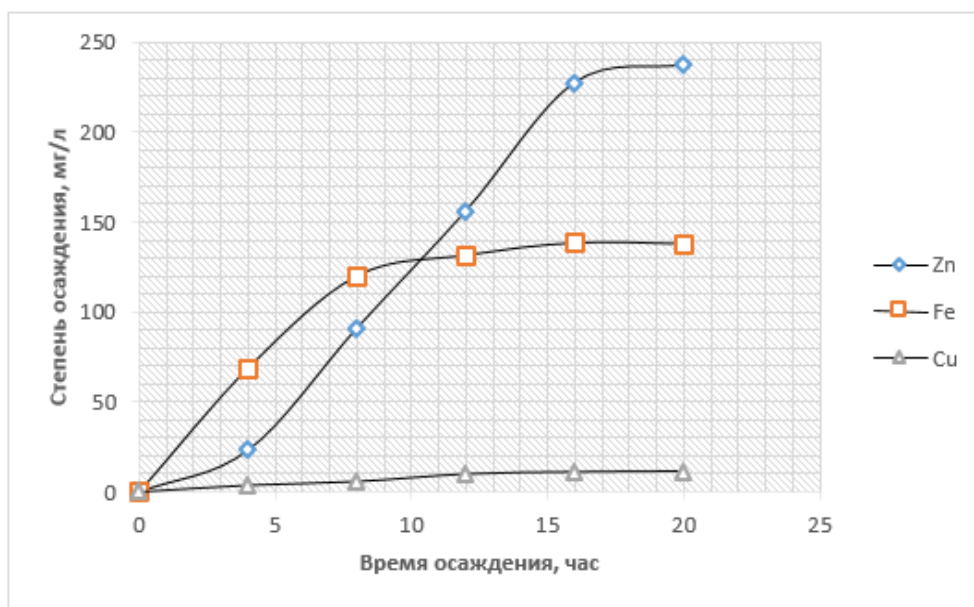


Рисунок 5.1.2. - Зависимость степени осаждения железа, цинка и меди от времени проведения процесса

По результатам, приведенным на рисунке 5.1.2, наибольшая степень осаждения металлов достигается при 16 часах отстаивания. Дальнейшее увеличение времени не приводит к улучшению процесса осаждения металлов.

Таким образом, полученные результаты показывают, что в сточной воде с добавкой 3 мл/л пероксида водорода при 16 часах времени осаждения концентрации железа и меди снижаются до уровня, ниже требуемого в процессе цинкования, а обработанный таким образом раствор можно повторно использовать в технологическом процессе с добавкой необходимой дозы компонентов [11-А]. Необходимо отметить, что процесс обезжелезивания

сточных вод приводит к уменьшению расхода реагентов на приготовление исходного раствора для проведения процесса цинкования.

При вышеуказанных оптимальных условиях степень удаления железа и меди из сточной воды достигает 53,86% и 81% соответственно. А цинк в этом случае осаждается всего на 0,89% от исходной его концентрации.

В работе также исследовались изменения физико-химических параметров сточной воды [12-А]. Для уточнения изменений в физико-химических параметрах сточной воды технологии производства крепежа нами были проведены исследования до и после осаждения металлов. Их значения до проведения очистки приведены в таблице 5.1.1.

Таблица 5.1.1. - Физико-химические параметры сточной воды производства крепежа

Определяемые параметры	Измеренные значения
Мутность, NTU (НЕМ)	1274
Взвешенные вещества, мг/л	2513,6
рН	5,61
рНmV, мВ	50,18
ОВП, мВ	143,61
Электропроводность, мСм	261,07
Удельная электропроводность, мСм/см	235,22
Сопротивление, Ом	3,83
Растворенный кислород, %	83,88
Концентрация растворенного кислорода, мг/л	1,89
Соленость, г/л	219,59
TDS, г/л	152,89

Из табличных данных следует, что значения мутности и содержания взвешенных веществ в сточной воде очень высоки. Для их снижения проводились опыты по очистке, после которых их значения стали намного ниже. Также имеет место снижение и по другим параметрам. Полученные

результаты показаны в таблице 5.1.2. Все значения в таблице являются усреднёнными.

Таблица 5.1.2. - Физико-химические параметры сточной воды после очистки

Параметры	Фактические значения				
	При H ₂ O ₂ = 1 мл/л	При H ₂ O ₂ = 2 мл/л	При H ₂ O ₂ = 3 мл/л	При H ₂ O ₂ = 4 мл/л	При H ₂ O ₂ = 5 мл/л
Температура, °С	29,36	28,74	28,64	28,33	28,08
Электропроводность, мСм	237,34	233,06	230,1	231,13	231,33
Удельная электропроводность, мСм/см	220,15	217,53	217,1	217,31	218,5
Растворенный кислород, %	25,08	25,57	22,73	27,45	21,27
Концентрации растворенного кислорода, мг/л	0,70	0,66	0,59	0,72	0,55
Водородный показатель (рН)	5,46	5,33	5,32	5,36	5,38
рНmV, мВ	186,14	64,61	65,49	63,33	64,73
ОВП, мВ	361,97	292,89	313,44	310,47	318,47
Сопротивление, Ом	4,21	4,29	4,34	4,32	4,32
Соленость, г/л	202,36	196,62	196,09	196,38	197,1
TDS, г/л	144,5	141,39	141,12	141,25	142,03

Необходимо отметить, что при 16 часах отстаивания и 3 мл/л расхода пероксида водорода степень осаждения железа, цинка и меди составляют 54%, 0,89% и 81%, соответственно.

Концентрации солености и TDS в отработанном растворе до проведения очистки 219,59 г/л, 152,89 г/л, а после очистки снижаются и

составляют 196,09 г/л, 141,12 г/л, соответственно. Полученные результаты в зависимости от расхода пероксида водорода представлены на рисунке 5.1.3.

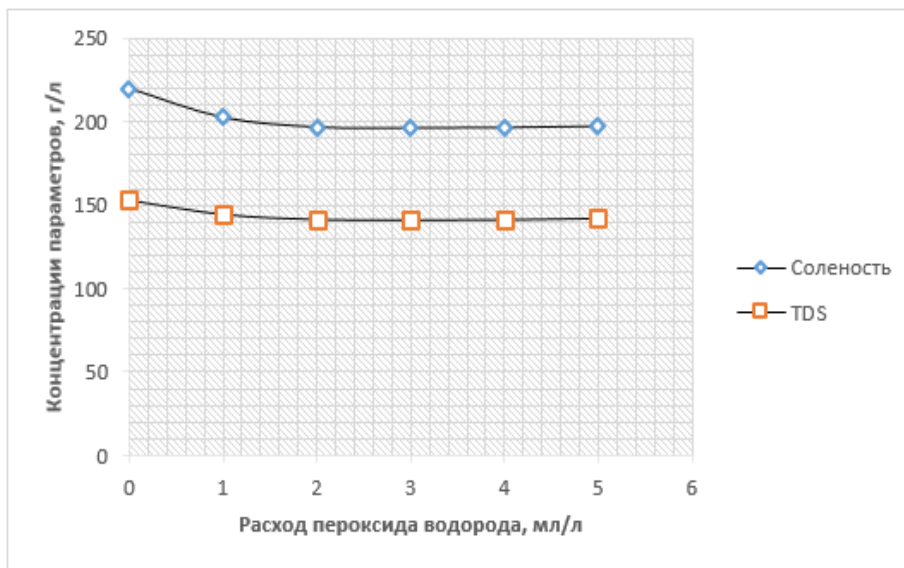


Рисунок 5.1.3. - Зависимость изменения солености и концентрации TDS от расхода пероксида водорода

По приведенным зависимостям на рисунке 5.1.3 определено, что до 3 мл/л расхода пероксида водорода оба показателя вышеназванных параметров снижаются, а затем – незначительно увеличиваются. При вышеописанных оптимальных условиях значения рН среды, ОВП и удельная электропроводность тоже меняются. Полученные данные в графическом виде представлены на рисунке 5.1.4.

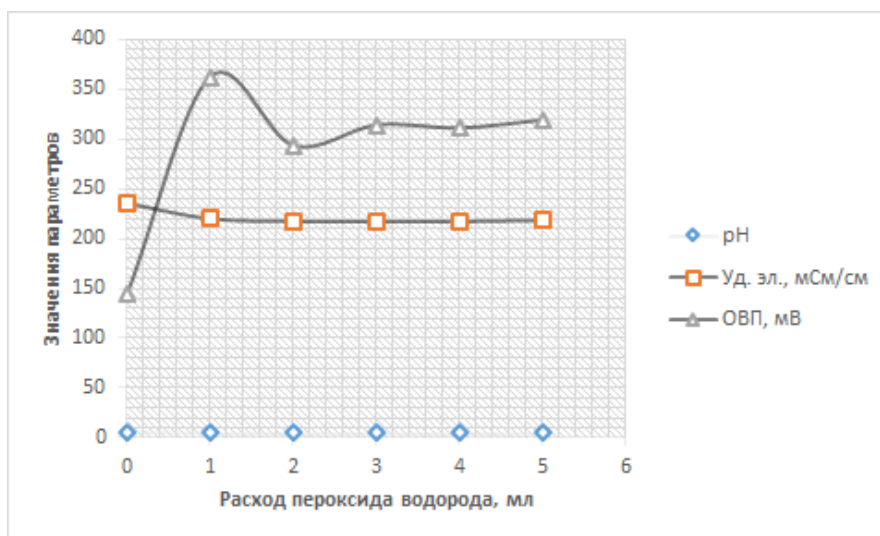


Рисунок 5.1.4. - Зависимость изменения рН среды, ОВП и удельной электропроводности от расхода пероксида водорода

По приведенному графику (рисунок 5.1.4) установлено, что с увеличением расхода пероксида водорода до 3 мл/л величина удельной электропроводности уменьшается на 7,7%. Дальнейшее увеличение расхода пероксида водорода не приводит к ее уменьшению. Значение pH при таких условиях изменяется незначительно, ОВП в начале увеличивается от 143,61 мВ до 361,97 мВ, затем снижается, и далее изменяется незначительно [13-А].

Также исследована зависимость мутности сточной воды от расхода пероксида водорода при 16 часах проведения процесса осаждения металлов. Полученные результаты представлены на рисунке 5.1.5.

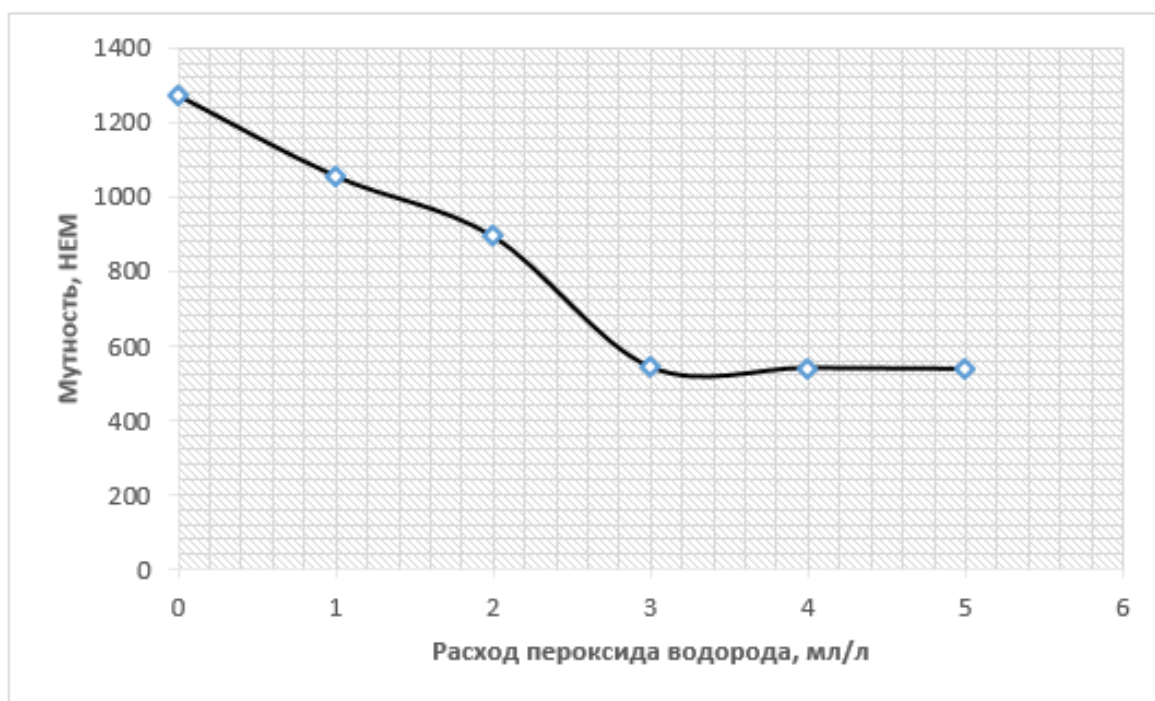


Рисунок 5.1.5. - Зависимость мутности сточной воды от расхода пероксида водорода при удалении цинка, железа и меди

Из рисунка 5.1.5 определено, что при расходе пероксида водорода 1 мл/л исследуемой воды её мутность снижается от 1274 НЕМ до 1056 НЕМ, а при расходе 3 мл/л это значение падает до 541 НЕМ. Дальнейшее увеличение расхода пероксида водорода до 5 мл/л не приводит к значительному изменению в мутности, доводя ее до 536 НЕМ. Из полученных результатов можно сделать вывод, что при оптимальных условиях расхода пероксида

водорода (3 мл/л) мутность исследуемой воды снижается на 57,53%. Изменение мутности раствора контролировалась турбидиметром типа НІ 98703.

Таким образом, полученные результаты показывают, что в сточной воде с добавкой 3 мл/л пероксида водорода при 16 часах осаждения концентрации железа и меди снижаются до уровня ниже предельного количества в процессе цинкования, а обработанный таким образом раствор можно повторно использовать в технологическом процессе с добавкой необходимой дозы компонентов. Необходимо отметить, что процесс обезжелезивания сточной воды приводит к уменьшению расхода реагентов. При вышеописанных условиях величина удельной электропроводности снижается. Это свидетельствует о том, что концентрации имеющихся металлов снижаются по отношению к исходной сточной воде.

При использовании пероксида водорода в объеме 3 мл на литре сточной воды производства крепежа, степень очистки воды от металлов-загрязнителей можно расположить в следующий ряд:



Исходя из практических результатов работы, описанных выше, была разработана принципиально новая технологическая схема очистки сточной воды производства крепежа ООО «Точфилиз» от металлов с использованием пероксида водорода в качестве окислителя двухвалентного железа (рисунок 5.1.6). Она состоит из стадии ввода 3 мл/л пероксида водорода, перемешивания со скоростью 100 об/мин (15 минут), седиментации (16 часов), фильтрации и разделения очищенной воды и шлама.

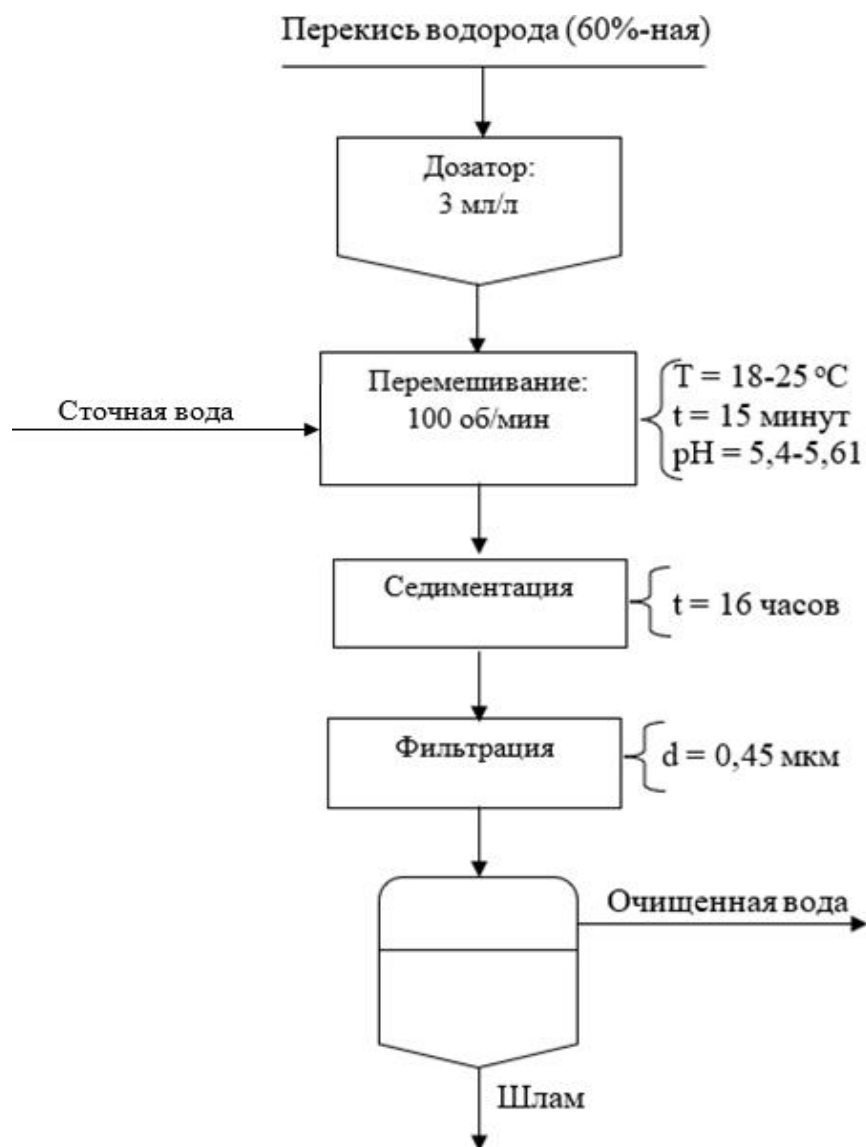


Рисунок 5.1.6. - Принципиальная технологическая схема по очистке сточной воды производства крепежа ООО «Точфилиз» от железа и меди с применением пероксида водорода в качестве окислителя двухвалентного железа

5.1.2. Исследование факторов, влияющих на степень очистки сточной воды при использовании оксида кальция, гидроксида- и карбоната натрия в качестве реагент-осадителя

В начале исследовали зависимость уровня осаждения цинка, железа и меди из сточных вод производства крепежа от времени перемешивания. Сначала в 1 литр исследуемой воды добавляли 10%-ный раствор CaO до

достижения $pH=9,5$ при перемешивании в течение 5, 10 и 15 минут. Затем раствор оставляли на оседание в течение 2 часов, после чего проводилась фильтрация. Фильтрат анализировали с помощью атомно-абсорбционного спектрометра (AAnalyst 800) и мультиметра (YSI 556 MPS). Аналогичные эксперименты проводились с использованием гидроксида и карбоната натрия. Температура в процессе экспериментов поддерживалась в пределах $20-25^{\circ}C$. Полученные результаты по удалению цинка представлены на рисунке 5.1.7.

Согласно данным исследования (см. рис. 5.1.7), при перемешивании раствора в течение 5 минут было установлено, что наибольшая эффективность удаления цинка достигается при использовании оксида кальция при $pH=9,5$, что составило 91,5%. С другой стороны, наименьшая эффективность была зафиксирована при применении карбоната натрия и составила 67,3%.

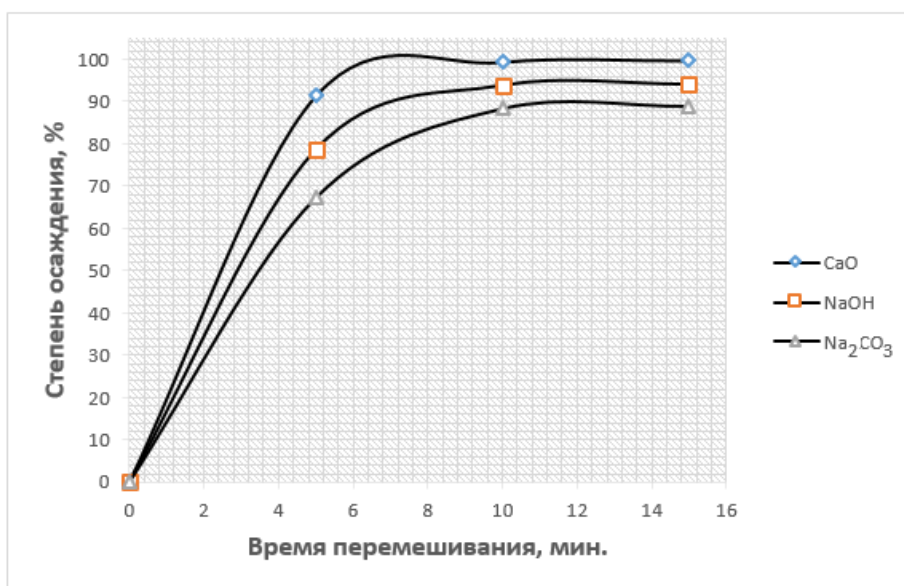


Рисунок 5.1.7. - Зависимость степени осаждения цинка от времени перемешивания с разными реагентами

При том же времени (5 минут) эффективность удаления цинка с использованием гидроксида натрия оказывается средней и составляет 78,7%. В течение всего процесса очистки (15 минут), как и при 5 и 10 минутах, оксид кальция продемонстрировал лучшие результаты среди гидроксида и карбоната натрия, достигая степени очистки от цинка в 99,71%. На втором месте находится гидроксид натрия, показавший эффективность очистки на уровне

94,2%. Применение карбоната натрия обеспечило удаление цинка только на уровне 89%, что уступает оксиду кальция на 10,71%.

Затем была изучена степень удаления железа из сточной воды при использовании трех типов реагентов, которые ранее использовались для удаления цинка. Условия проведения опытов аналогичны условиям удаления цинка. В ходе проведения опытов изучались зависимости степени осаждения железа от времени перемешивания. На основе полученных результатов был построен график, который представлен на рисунке 5.1.8.

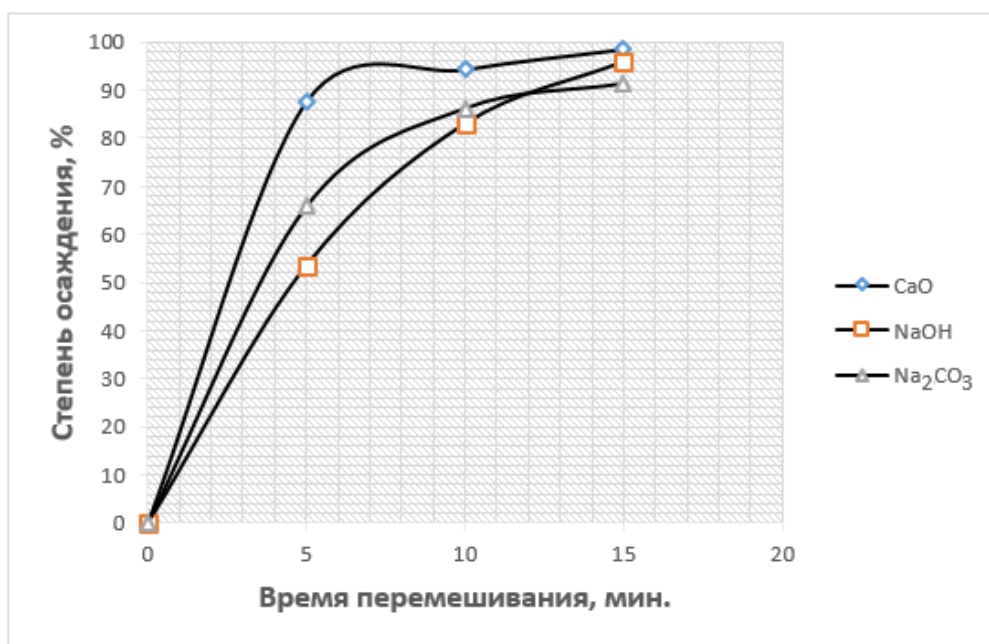


Рисунок 5.1.8. - Зависимость степени осаждения железа от времени перемешивания

Полученные результаты показывают, что при 5 минутах перемешивания степень очистки железа с использованием оксида кальция превосходит другие реагенты и составила 87,6%. За это же время с карбонатом натрия степень удаления железа достигает 65,8%. Наименьшая степень удаления железа получено с гидроксидом натрия, что составила 53,5%. При увеличении времени перемешивания от 5 до 10 минут степень удаления железа с гидроксидом натрия резко возрастает и достигает 86,21%. При той же продолжительности процесса удаления железа, гидроксид натрия снова демонстрирует более низкую эффективность по сравнению с оксидом кальция,

а карбонат кальция занимает второе место. Увеличивая продолжительность процесса на дополнительные 5 минут, наивысшая степень удаления железа достигается с использованием оксида кальция (98,58%). При этом гидроксид натрия оказывается более эффективным, чем карбонат натрия, обеспечивая удаление железа на уровне 95,8%. Наименьший эффект в удалении железа демонстрирует карбонат натрия, достигая степени очистки на уровне 91,4%.

Также была изучена зависимость степени удаления меди от времени перемешивания в пределах до 15 минут. Полученные результаты приведены на рисунке 5.1.9.

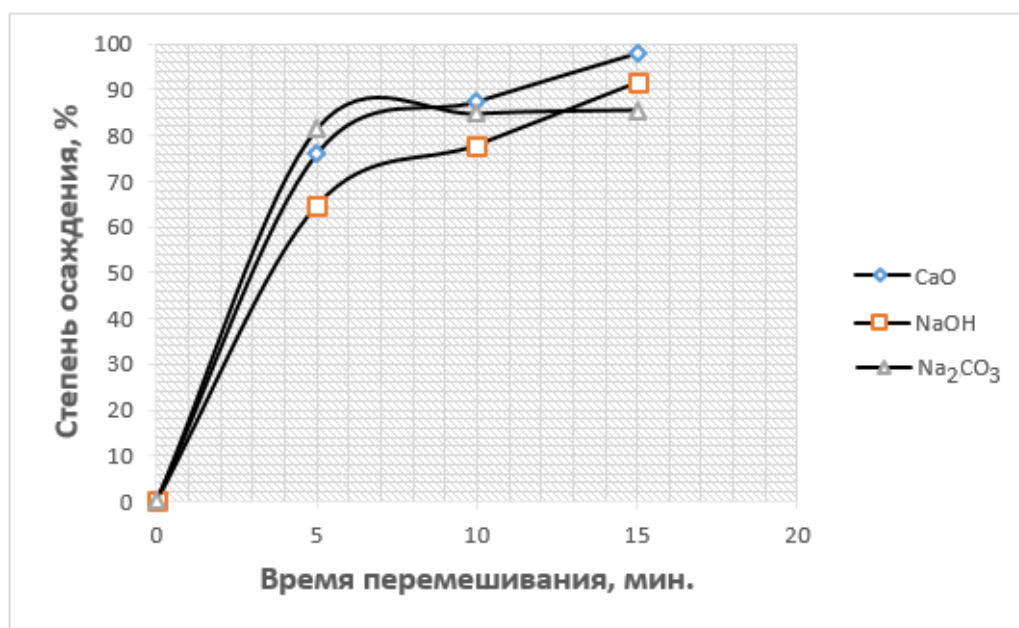


Рисунок 5.1.9. - Зависимость степени осаждения меди с разными реагентами от времени перемешивания

Исследование показало, что в первые 5 минут удаления меди ситуация отличается от процессов удаления цинка и железа. Наибольшая эффективность осаждения меди достигается при использовании карбоната натрия и составляет 81,4%. В то же время гидроксид натрия обеспечивает наименьшую степень удаления меди, составляющую 64,7%. Оксид кальция демонстрирует менее высокую эффективность по сравнению с карбонатом натрия, разница составляет 5,3%.

Через 10 минут перемешивания оксид кальция превосходит карбонат и гидроксид натрия по степени удаления меди, достигая 87,5%. По истечении 15

минут перемешивания гидроксид натрия показывает лучшие результаты по сравнению с карбонатом натрия, но все же уступает оксиду кальция. В этот же момент времени степень осаждения меди с использованием оксида кальция составляет 98,07%.

По эффективности удаления цинка, железа и меди гидроксид натрия превосходит карбонат натрия, однако уступает оксиду кальция. Это может быть объяснено большими расходами карбоната натрия для достижения требуемого уровня $pH=9,5$.

Для достижения требуемого уровня $pH=9,5$ к 1 литру исследуемого раствора добавлялись 41,3 г CaO , 55 г $NaOH$ и 85,5 г Na_2CO_3 . Полученные данные показывают, что наибольший расход реагента наблюдается при использовании карбоната натрия. Следует отметить, что осаждение гидроксидов металлов происходит при более низких значениях pH , в то время как гидрокарбонаты формируются при более высоких уровнях pH . Для завершения реакции требуется избыток карбоната натрия.

Таким образом, полученные результаты показывают, что при достижении $pH=9,5$ и использовании карбоната натрия требуется наибольший расход реагента. Этот процесс происходит через стадию образования гидрокарбонатов, в отличие от осаждения гидроксидов металлов, требующегося при более низких значениях pH .

Исходя из полученных результатов, при 15 минутах перемешивания наиболее эффективным реагентом для удаления цинка, железа и меди из сточной воды производства крепежа является оксид кальция. Этот реагент обеспечивает удаление металлов в диапазоне от 98,07% до 99,71% при относительно низком его расходе по сравнению с гидроксидом натрия и карбонатом натрия. Очищенная вода может быть повторно использована для приготовления растворов электролитов, необходимых в технологическом процессе цинкования строительного крепежа, или сброшена в городскую канализацию.

Далее было исследовано, как изменение pH среды влияет на степень осаждения металлов из сточной воды производства крепежа. Тяжелые металлы в основном осаждаются в виде гидроксидов и гидрокарбонатов до достижения pH=9,5. При дальнейшем увеличении pH до значения pH=12 происходит растворение образовавшихся гидроксидов. При pH>12 начинается комплексообразование металлов, что приводит к значительному расходу реагентов, что нецелесообразно.

Для определения оптимального pH осаждения металлов была проведена серия опытов. Исходный pH сточной воды составлял 5,61. В три стакана (1 литр) с исследуемой водой были добавлены 10%-ные растворы CaO до достижения значений pH среды 7,5, 8,5 и 9,5. Смеси затем перемешивались механической мешалкой в течение 15 минут. После этого растворы отстаивались в течение 2 часов и проходили фильтрацию. Фильтраты анализировались с использованием атомно-абсорбционного спектрометра и мультиметра. Такие же исследования были выполнены с использованием гидроксида и карбоната натрия. Результаты по удалению цинка представлены на рисунке 5.1.10.

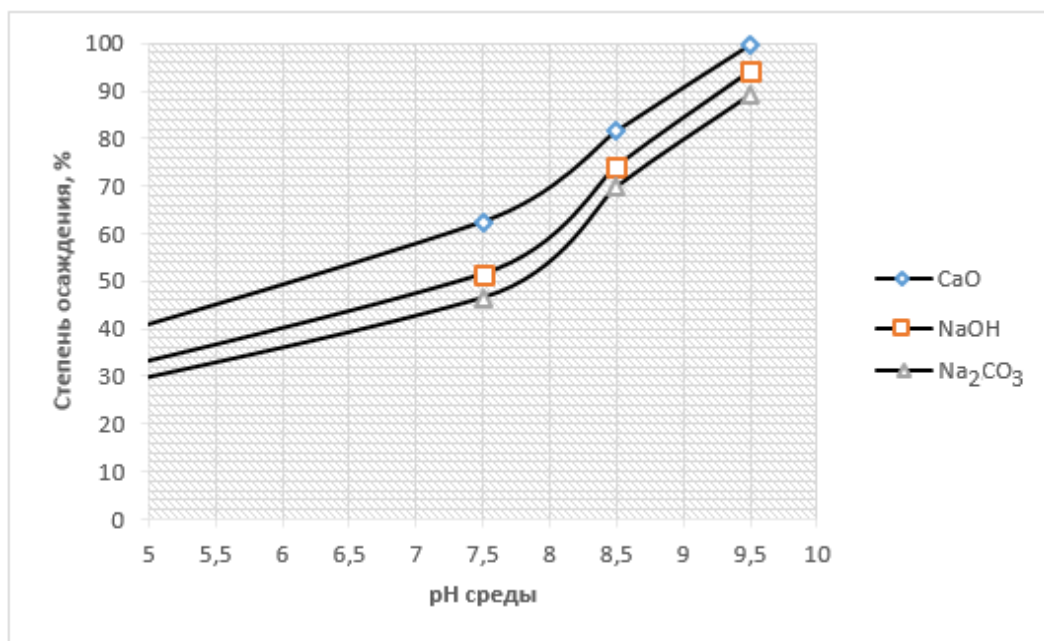


Рисунок 5.1.10. - Зависимость степени осаждения цинка от времени перемешивания

Из рисунка 5.1.10 следует, что при $pH=7,5$ наименьшая эффективность удаления цинка наблюдается при использовании карбоната натрия, в то время как наибольшая достигается при применении оксида кальция. Гидроксид натрия показывает результаты, хуже, чем оксид кальция, но лучше, чем карбонат натрия. Эта тенденция сохраняется до достижения $pH=9,5$. При $pH=9,5$ оксид кальция обеспечивает удаление цинка на уровне 99,71%. При тех же условиях гидроксид натрия обеспечивает очистку на уровне 94,2%, а карбонат натрия только на уровне 89%.

Помимо вышеизложенного, изучалась зависимость степени осаждения железа от pH сточной воды. Концентрации железа в исследуемой воде невелика по отношению к концентрациям цинка. Полученные результаты по осаждению железа из сточной воды представлены на рисунке 5.1.11.

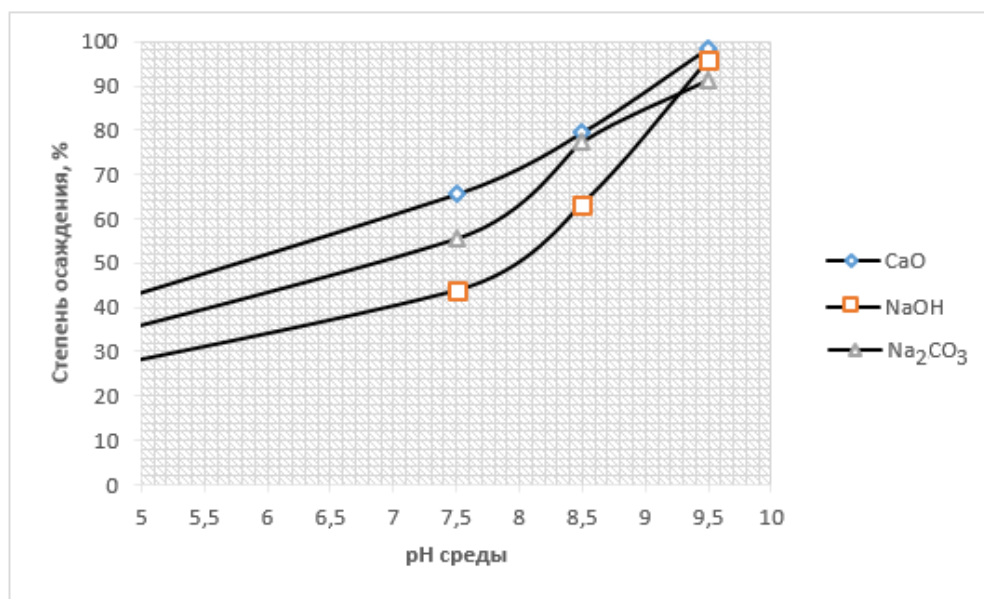


Рисунок 5.1.11. - Зависимость степени осаждения железа от времени перемешивания

Из результатов исследования (рисунок 5.1.11) видно, что при pH среды 7,5 гидроксид натрия обеспечивает наименьшую степень очистки сточной воды от железа (43,5%), в то время как наибольшую эффективность демонстрирует оксид кальция (65,5%), превосходя карбонат натрия почти на 10%. Гидроксид натрия в этом случае уступает почти на 22% в сравнении с

оксидом кальция. Предполагается, что значительная часть добавленного гидроксида натрия используется для нейтрализации кислотности среды.

При увеличении pH сточной воды с помощью карбоната натрия до 8,5 происходит резкое увеличение степени осаждения железа. Это может быть связано с образованием гидрокарбонатов двухвалентного железа. Однако эффективность карбоната натрия на 2,1% ниже эффективности осаждения, достигаемой с помощью оксида кальция.

При дальнейшем повышении значения pH до 9,5 степень осаждения железа с гидроксидом натрия значительно возрастает и достигает 95,8%. При этих условиях гидроксид натрия превосходит карбонат натрия в эффективности на 4,4%, однако уступает оксиду кальция на 2,78%.

Проведены эксперименты по осаждению меди при тех же условиях, что и для цинка и железа. На основе полученных данных построен график, отражающий зависимость степени осаждения меди от pH раствора. Этот график представлен на рисунке 5.1.12.

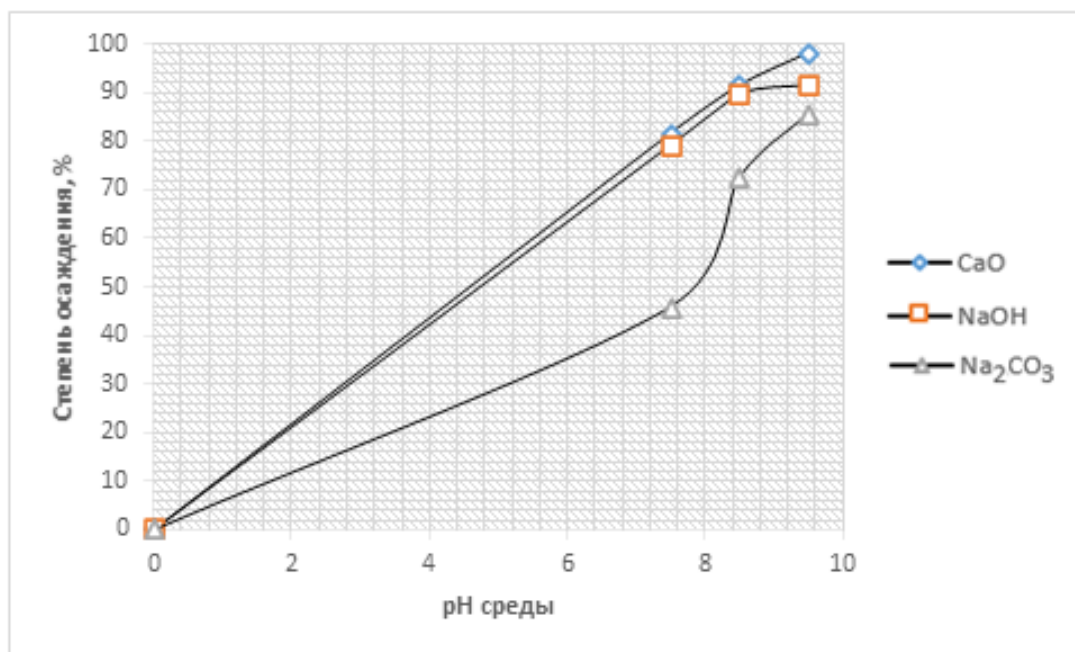


Рисунок 5.1.12. - Зависимость степени осаждения меди от показателя pH раствора

Из результатов исследования (рисунок 5.1.12) следует, что при pH среды 7,5 наименьшая степень удаления меди достигается при использовании

карбоната натрия (45,8%), в то время как наибольшую эффективность показывает оксид кальция (81,5%). Это на 2,38% превышает эффективность очистки сточной воды с гидроксидом натрия. При этом гидроксид натрия превосходит карбонат натрия на 33,32%.

При повышении pH сточной воды с помощью карбоната натрия до 8,5 степень осаждения меди, аналогично железу, значительно увеличивается. Это связано с образованием гидрокарбонатов меди. Тем не менее, карбонат натрия уступает оксиду кальция на 19,1% и гидроксиду натрия на 17,3%.

При дальнейшем повышении значения pH до 9,5 со всеми тремя реагентами процесс осаждения меди с гидроксидом натрия замедляется, и его эффективность составляет 91,6%. В то время как с оксидом кальция процесс осаждения протекает очень эффективно, и степень удаления меди достигает 98,07%. С карбонатом натрия при таких условиях удаляется 85,5% меди.

Таким образом, для достижения максимальной степени осаждения цинка, железа и меди наиболее эффективным реагентом из перечисленных является оксид кальция. С его помощью возможно очистить сточную воду производства крепежа от указанных металлов на уровне от 98,07% до 99,71%. Оптимальные условия для проведения процесса включают pH=9,5, время перемешивания 15 минут и дозу реагента в размере 41,3 г на 1 литр исследуемого раствора.

Исследованы изменения физико-химических параметров сточной воды производства крепежа при использовании оксида кальция, гидроксида натрия и карбоната натрия в качестве осадителей. Процесс контролировался с помощью мультиметра типа YSI 556 MPS. Результаты экспериментов с использованием оксида кальция представлены на рисунке 5.1.13.

По приведенной диаграмме (рисунок 5.1.13) установлено, что при увеличении pH сточной воды (исходный отработанный раствор) от 5,61 до 7,5 значения всех параметров снижаются, особенно соленость – она падает до 38,2%, а удельная электропроводность и TDS уменьшаются почти на 30%. Далее, до достижения pH=8,5, темп уменьшения величин всех параметров

замедляется. Это явление может быть обусловлено интенсивным образованием гидроксидов металлов. При повышении pH сточной воды до 9,5 наблюдается снижение значений этих трех параметров. В этом случае наибольшая эффективность достигается при использовании оксида кальция. Дальнейшее повышение pH до 10 приводит к растворению гидроксидов, что вызывает увеличение значений исследуемых параметров.

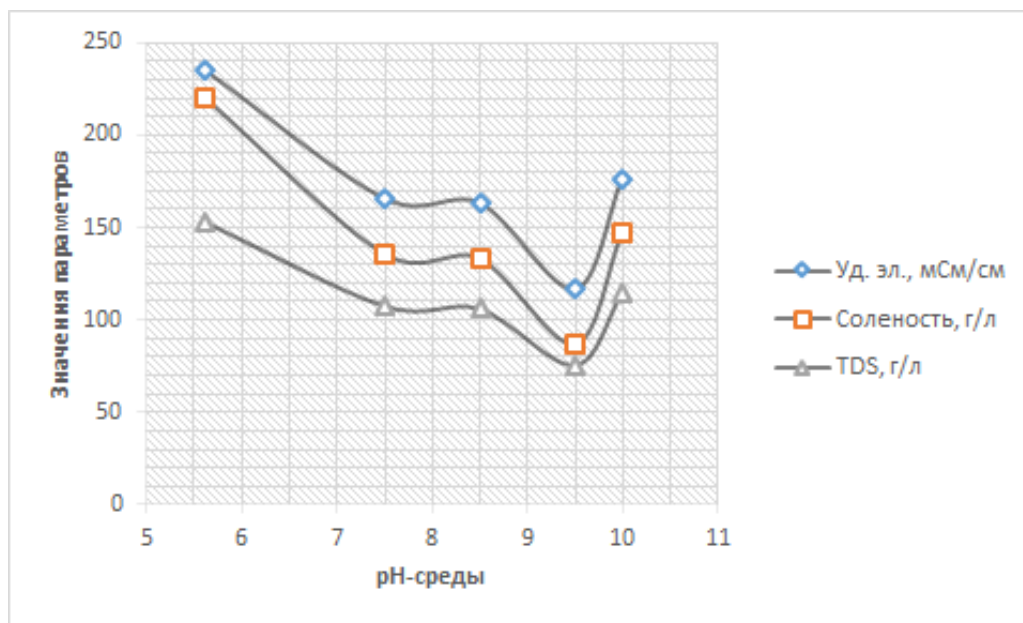


Рисунок 5.1.13. - Зависимость изменения физико-химических параметров от pH исследуемой сточной воды при использовании оксида кальция в качестве реагент-осадителя

Таким образом, при использовании оксида кальция в качестве реагент-осадителя (время перемешивания 15 минут, время отстаивания 120 минут, pH раствора 9,5) величины удельной электропроводности, солености и TDS падают на 50,44, 60,34 и 50,44%, и составляют в итоге 116,57 мСм/см, 87,09 г/л и 75,77 г/л, соответственно.

Исследовались изменения физико-химических параметров при использовании гидроксида натрия в качестве осадителя. График изменения параметров представлен на рисунке 5.1.14.

Результаты, отраженные на рисунке, показывают, что при увеличении pH сточной воды от 5,61 до 9,5, у всех параметров наблюдается уменьшение величины. При этом величины удельной электропроводности, солености и

TDS уменьшаются на 38,3%, 45,86% и 43%, соответственно. Дальнейшее поднятие pH сточной воды до 10 не привело к улучшению процесса удаления металлов, что связано с растворением гидроксидов металлов при данном pH сточной воды. Необходимо отметить, что в составе исходной сточной воды в значительном количестве присутствуют хлорид-ионы, с которыми реагируют вводимые в раствор молекулы натрия, в итоге остающиеся в растворе. Можно с уверенностью сказать, что малый темп уменьшения исследуемых параметров связан с образованием молекул поваренной соли в растворе.

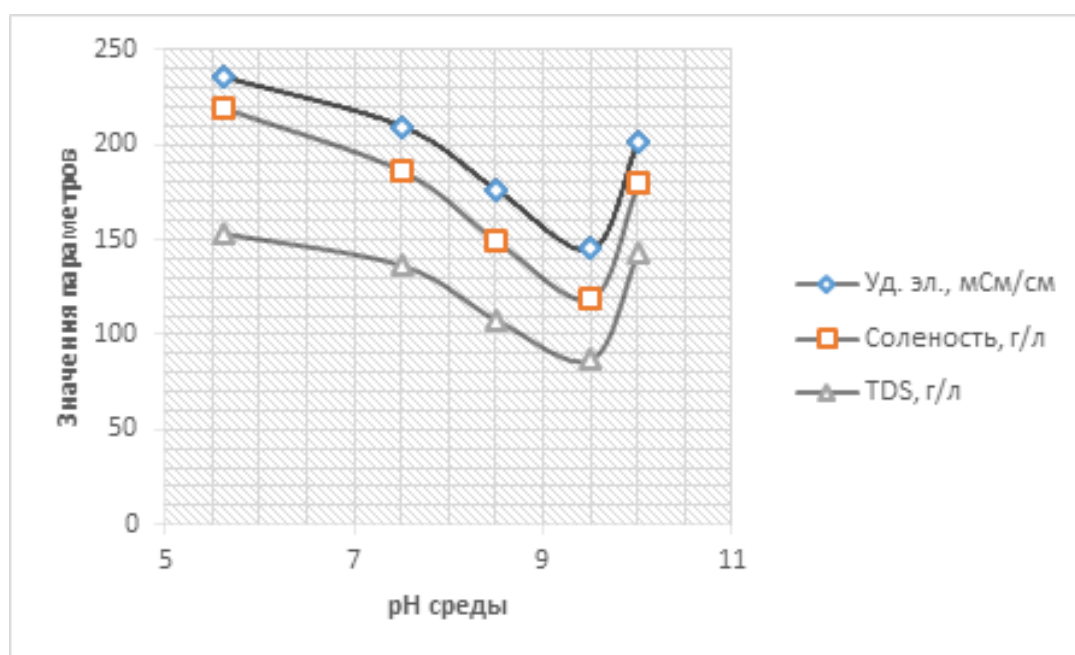


Рисунок 5.1.14. - Зависимость изменения физико-химических параметров от pH исследуемой сточной воды при использовании гидроксида натрия в качестве реагент-осадителя

Кроме того, изучалось изменение описанных выше параметров в зависимости от pH сточной воды с использованием карбоната натрия в качестве реагент-осадителя. Полученные результаты по этим параметрам представлены на рисунке 5.1.15.

На рисунке 5.1.15, величина удельной электропроводности сточной воды (до pH=9,5) плавно уменьшается от 235,22 до 157,63 мСм/см. Такое же плавное уменьшение солености и TDS получается до pH сточной воды 7,5, затем процесс у них замедляется. После того, как pH сточной воды становится

выше 9,5, у всех параметров наблюдается повышение показателей. Очевидно, что это связано с избытком карбоната натрия в очищаемой воде.

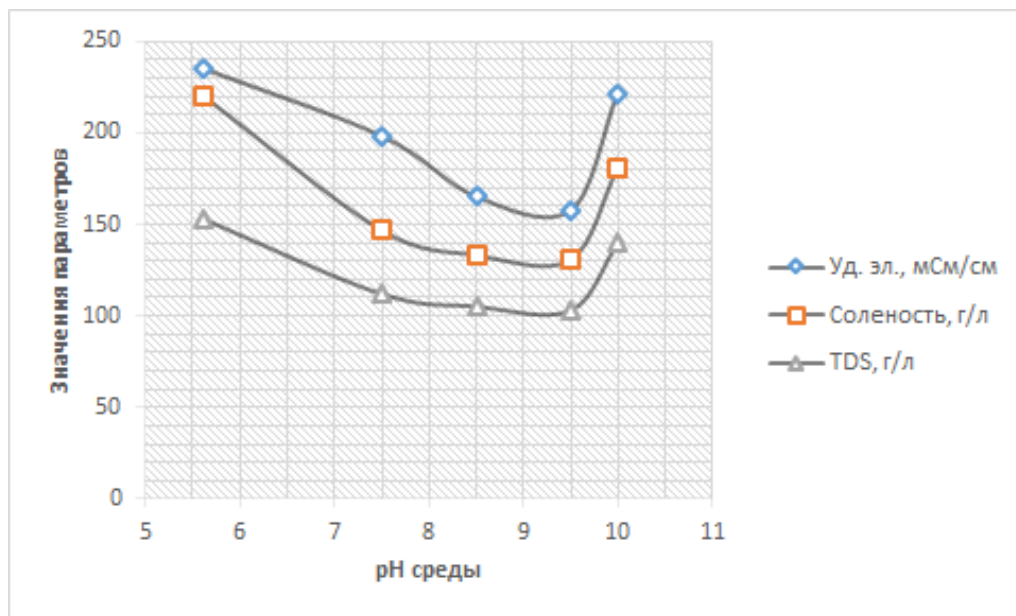


Рисунок 5.1.15. - Зависимость изменения физико-химических параметров от pH исследуемой сточной воды при использовании карбоната натрия в качестве реагент-осадителя

Таким образом, уменьшение величин удельной электропроводности, солености и TDS по отношению к их значениям в исходной сточной воде зависит от используемого реагент-осадителя. При этом доказано, что оксид кальция является наиболее эффективным реагентом для осаждения металлов, в том числе в части улучшения физико-химических параметров исследуемой сточной воды. Если при использовании оксида кальция удельная электропроводность, соленость и TDS уменьшаются на 50-60% от исходных, то при использовании гидроксида натрия эти показатели составляют от 38 до 46%. Наименьшую эффективность по снижению этих значений показывает карбонат натрия – от 32 до 42%.

Помимо вышеописанных зависимость изучалась также и зависимость мутности очищаемой сточной воды от pH среды при использовании вышеупомянутых реагентов в качестве осадителей металлов в виде их гидроксидов. Полученные экспериментальные результаты представлены на рисунке 5.1.16.

Мутность исходной сточной воды производства крепежа равна 1274 НЕМ, а её pH – 5,61. По рисунку 3.5.16 определено, что при pH=7,5 наименее мутной является вода, очищенная с использованием оксида кальция – её мутность уменьшается на 94,5%. При этом значении pH сточной воды с наибольшей мутностью обладает сточная вода, очищенная с помощью карбоната натрия, её мутность уменьшается на 77%. С гидроксидом натрия при данном значении pH сточной воды мутность падает на 83,5%. До получения pH сточной воды в 9,5 с оксидом кальция мутность исследуемой воды падает до 2,14 НЕМ, что ниже ПДК для питьевой воды. При данном значении pH с гидроксидом натрия мутность сточной воды достигается величины 16,18 НЕМ, а с карбонатом натрия – 53,12 НЕМ. При использовании оксида кальция можно достичь мутности сточной воды ниже ПДК, с остальными реагентами такого результата нельзя достичь.

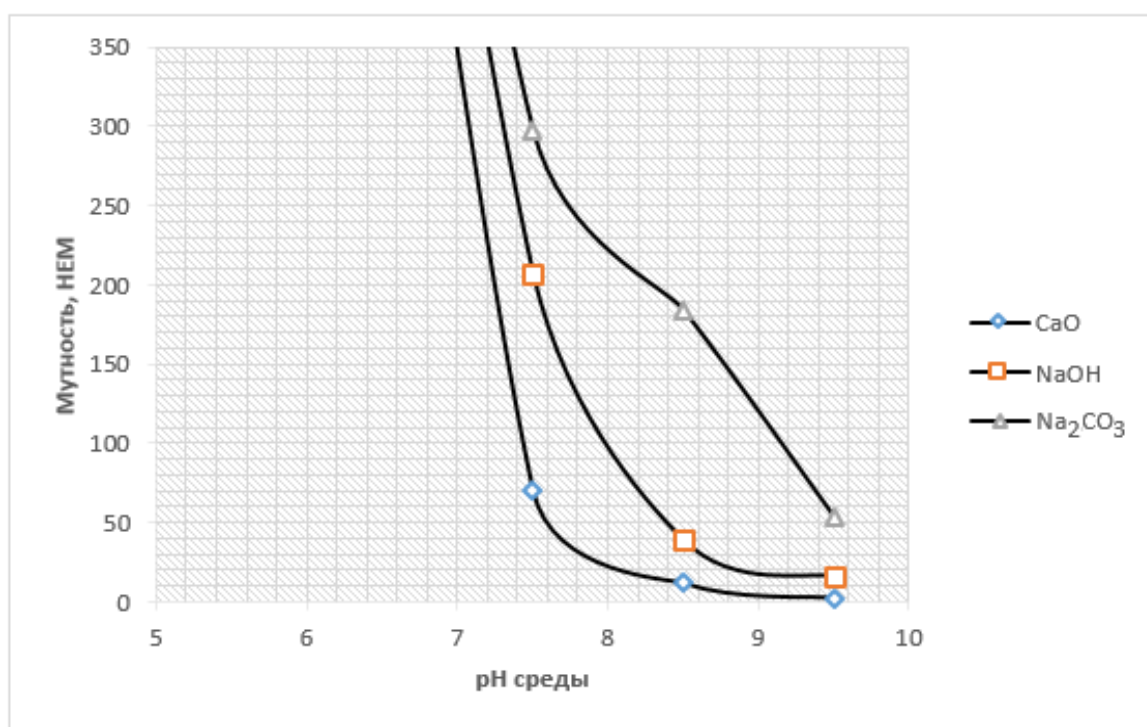


Рисунок 5.1.16. - Зависимость мутности очищенной сточной воды от pH среды

Таким образом, при очистке сточной воды от цинка, железа и меди реагентным методом эффективность использованных реагентов можно расположить в следующем порядке:



На основе вышеприведенных результатов и выявления оптимальных условий для реагентного метода очистки сточной воды от цинка, железа и меди, разработана принципиально новая технологическая схема (рисунок 5.1.17). Она состоит из стадии приготовления 10%-ного раствора оксида кальция, после которого следует ввод определенной дозы в исследуемую сточную воду. Далее исследуемая сточная вода подвергается перемешиванию со скоростью 100 об/мин (15 минут), седиментации (2 часа), фильтрации и отделению очищенной воды от шлама.

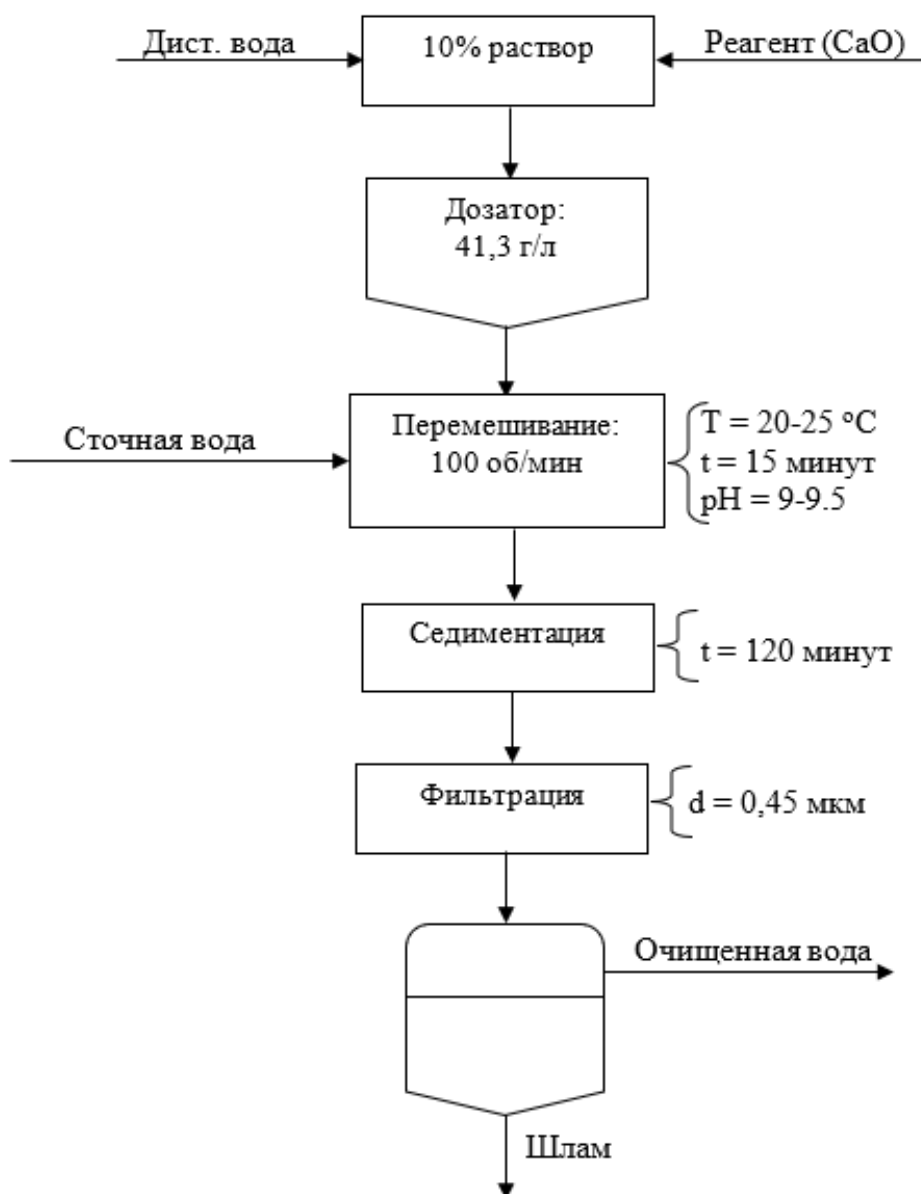


Рисунок 5.1.17. - Технологическая схема очистки сточной воды производства крепежа ООО «Точфилиз» от цинка, железа и меди реагентным методом

5.1.3. Исследование факторов, влияющих на степень очистки сточной воды при использовании сульфата алюминия в качестве коагулянта

В процессе очистки сточных вод крепежного производства для удаления металлических элементов, таких как цинк, железо и медь, применялся метод коагуляции с использованием сульфата алюминия. Чтобы оценить эффективность этого подхода, был проведен ряд экспериментов по очистке этих металлов из сточных вод, результаты которых отображены в таблицах 3.1.2-3.1.5.

Коагуляция проводилась с использованием аппарата Flocculator 2000 [314]. В ходе экспериментов в литровые стеклянные емкости заливался 1 литр сточной воды. Процесс начинался с интенсивного перемешивания воды на протяжении 60 секунд при скорости 400 оборотов в минуту, после чего скорость снижалась до 75 оборотов в минуту, и перемешивание продолжалось в течение 35-59 минут. Программа флокулятора активировалась после введения в воду рассчитанных доз сульфата алюминия, полиакриламида и замутнителя.

Для обеспечения уровня pH в диапазоне от 6 до 6,5, в раствор добавлялся оксид кальция. По завершении этапа перемешивания, растворы оставались на 50 минут для отстаивания, после чего их фильтровали с помощью аппаратуры фирмы Millipore, используя фильтры с размером пор 0,45 мкм.

Эксперименты проводились в диапазоне температур от 10 до 30°C. Сначала были приготовлены 10%-ные растворы сульфата алюминия и полиакриламида (ПАА) с использованием дистиллированной воды. Дистиллированная вода, использованная для приготовления растворов, предварительно очищалась механическим методом через фильтры с диаметром пор 0,2 мкм.

На первом этапе исследовалась зависимость степени удаления металлов от времени перемешивания. Полученные результаты представлены на рисунке 5.1.18.

Из результатов опытов, представленных на рисунке 5.1.18, следует, что в промежутке с 36 до 42 минут времени перемешивания достигается наивысшая степень очистки сточной воды от меди, что объясняется её низкой начальной концентрацией в сточной воде. С другой стороны, наименьшая степень очистки в данном случае наблюдается для цинка, в связи с его высокой концентрацией в исходной воде. Кроме того, степень удаления железа из сточной воды на 9,2% меньше, чем степень удаления меди.

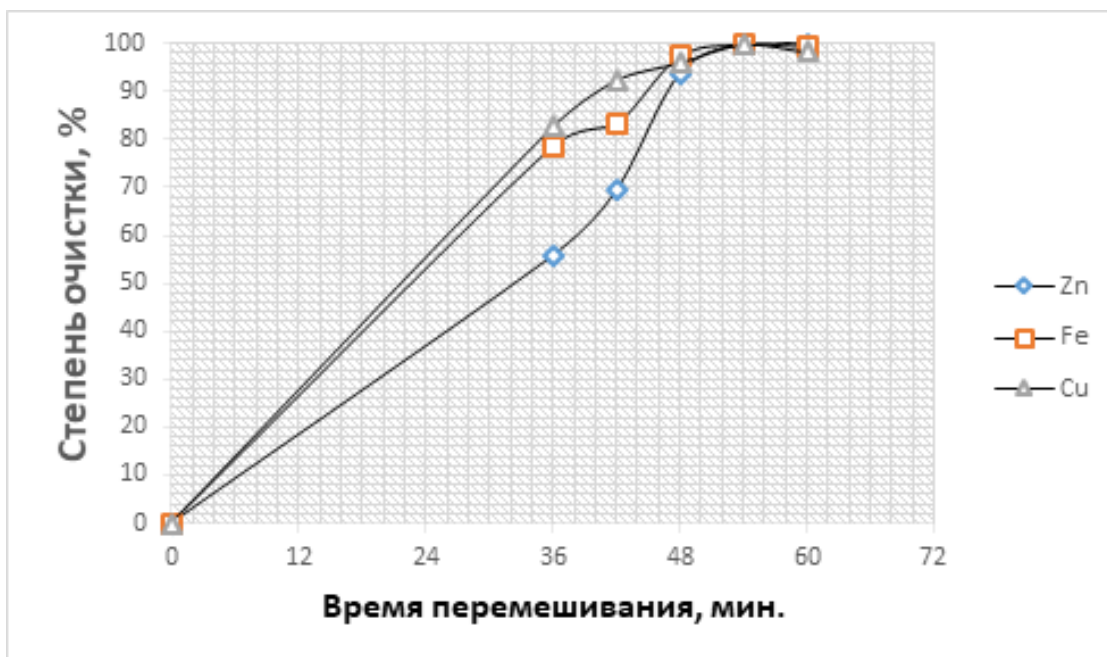


Рисунок 5.1.18. - Зависимость степени очистки сточной воды от металлов при времени перемешивания от 36 до 60 минут

Эти результаты показывают, что оптимальное время для процесса коагуляции в данных условиях составляет 54 минуты. В течение этого времени достигается максимальная степень очистки сточной воды от железа и цинка, превышающая 99%. Это указывает на то, что дальнейшее увеличение времени перемешивания до 60 минут не является эффективным и не приводит к значительному улучшению качества очистки. Таким образом, можно сделать вывод, что для достижения наилучших результатов важно не только подобрать правильные реагенты, но и точно соблюдать время коагуляции.

Для дальнейших исследований была изучена зависимость степени очистки сточной воды от металлов при 54 минутах времени перемешивания.

Условия проведения опытов были идентичны предыдущим растворам. Полученные результаты представлены на рисунке 5.1.19.

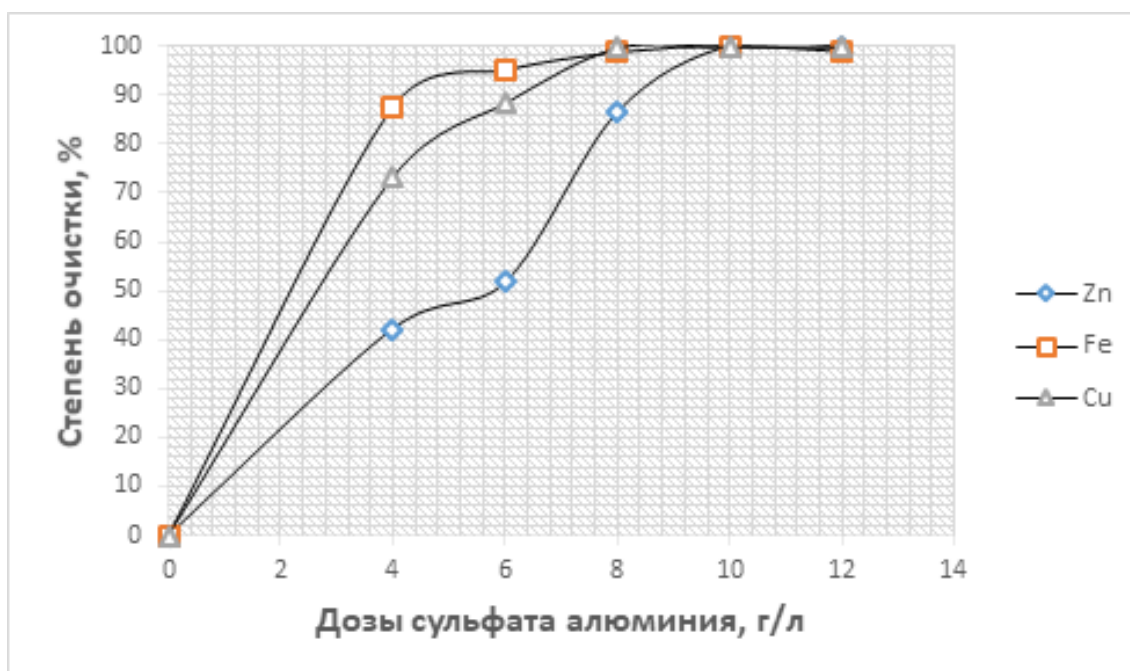


Рисунок 5.1.19. - Зависимость степени очистки сточной воды от металлов при дозах сульфата алюминия от 4 г/л до 12 г/л

Экспериментальные данные на рисунке 5.1.19 показывают, что при использовании 4 г/л сульфата алюминия наиболее высокая степень очистки сточной воды от металлов достигается для железа, в то время как для цинка она оказывается наименьшей из трех металлов. Это различие объясняется их исходными концентрациями в исследуемой воде. При увеличении дозы сульфата алюминия до 6 г/л также наблюдается более высокая эффективность удаления железа по сравнению с цинком и медью. При дозе 8 г/л степень очистки от железа и меди становится практически равной, в то время как удаление цинка остается менее эффективным.

При использовании 10 г/л сульфата алюминия степень очистки воды от цинка, железа и меди превышает 99% [34-А, 35-А]. Однако дальнейшее увеличение дозы до 12 г/л сульфата алюминия приводит к ухудшению процесса коагуляции. В этом случае остаточная концентрация алюминия значительно превышает ПДК. Также обнаружено превышение предельно допустимых концентраций сульфат- и хлорид-ионов.

Другим значимым фактором, влияющим на процесс коагуляции сточных вод, является применение замутнителя. В проведенных экспериментах в качестве замутнителя использовалась глина, чьи характеристики представлены в таблице 3.1.6. Количество добавленной глины в сточную воду варьировалось от 1 до 4 г/л. Полученные результаты представлены на рисунке 5.1.20.

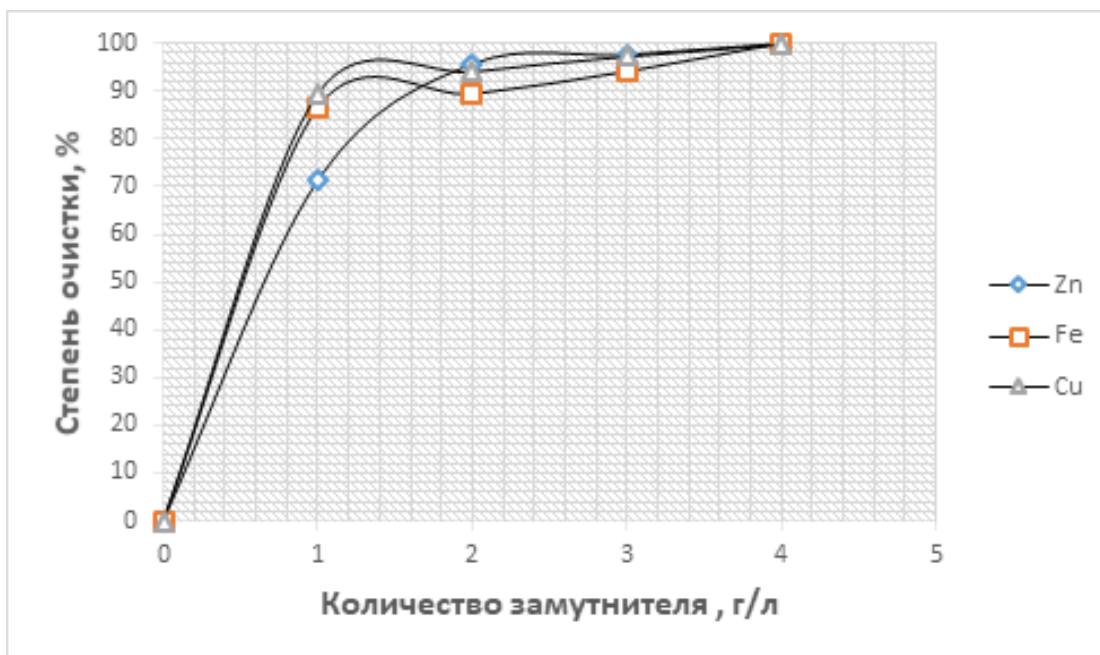


Рисунок 5.1.20. - Зависимость степени очистки сточной воды от количества замутнителя (продолжительность процесса 54 минут; дозе коагулянта 10 г/л; дозе флокулянта 5 г/л)

Анализ данных (рисунок 5.1.20) показывает, что при добавлении 1 г/л замутнителя степень очистки сточной воды от цинка, железа и меди составила от 71% до 90%. Особенно высокая эффективность была достигнута в удалении меди. Увеличение количества замутнителя до 2 г/л привело к дальнейшему улучшению эффективности очистки до 89-96%. При использовании 4 г/л замутнителя степень очистки сточной воды от металлов достигла более 99%, что свидетельствует о значительном улучшении результатов очистки.

Чтобы оценить, как температура влияет на эффективность удаления цинка, железа и меди из сточных вод, был проведен ряд экспериментов. Параметры эксперимента были следующими: концентрация сульфата

алюминия составляла 10 г/л, полиакриламид (ПАА) в качестве флокулянта использовался в дозировке 5 г/л, в качестве замутнителя добавляли 4 г/л, а время перемешивания установили в 54 минуты. Для поддержания уровня pH раствора между 6 и 6,5 добавляли оксид кальция. Результаты экспериментов были зафиксированы на рисунке 5.1.21.

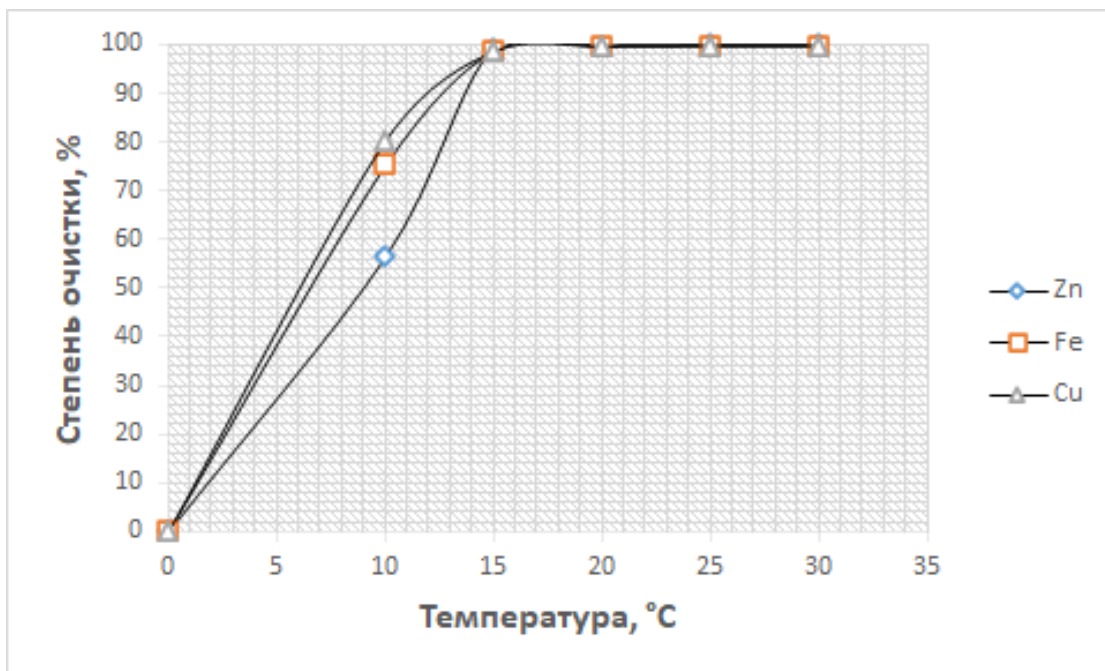


Рисунок 5.1.21. - Зависимость степени очистки цинка, железа и меди из сточной воды от температуры

Анализ полученных данных показал, что с увеличением температуры наблюдается повышение степени очистки сточной воды от цинка, железа и меди. Концентрация меди снизилась до уровня ниже предельно допустимой концентрации (ПДК) для питьевой воды уже при 15°C. Для цинка это значение достигается только при 25°C, а для железа - при 20°C.

Процесс очистки сточной воды от цинка, железа и меди после коагуляции контролировался с использованием атомно-абсорбционной спектроскопии и титриметрии.

Изучение зависимости мутности очищенной сточной воды от дозы сульфата алюминия, используемого в качестве коагулянта, также было осуществлено в ходе экспериментов. Результаты этих исследований представлены в таблице 5.1.3.

Таблица 5.1.3. - Мутности очищенной сточной воды от дозы сульфата алюминия

Дозы сульфата алюминия, г/л	Мутность, НЕМ	Степень очистки, %
0	1274	0
4	567,5	55
6	312,73	75
8	2,98	99,76
10	1,74	99,87
12	37,4	97,07

Исходя из предоставленных данных в таблице 5.1.3, можно сделать вывод, что начальная мутность сточных вод на производстве крепежных изделий была значительной и составляла 1274 НЕМ. В результате проведенных экспериментов было установлено, что использование коагулянта в количестве 4 г/л приводит к уменьшению мутности примерно на 55%. При увеличении дозы коагулянта до 6 г/л наблюдается дальнейшее снижение мутности до 75%. При дозировке в 8 г/л, мутность снижается до 2,98 НЕМ, что соответствует уменьшению на 99,76%. Минимальная мутность в 1,74 НЕМ достигается при использовании 10 г/л коагулянта. Однако при дальнейшем увеличении дозы до 12 г/л, мутность вновь возрастает до 37,4 НЕМ, что указывает на возможное пересыщение системы коагулянтном и ухудшение эффективности очистки.

В ходе исследования также было выявлено, что время перемешивания оказывает значительное влияние на мутность сточной воды. Согласно данным, представленным в таблице 5.1.4, оптимальный интервал времени перемешивания для достижения мутности ниже ПДК находится между 54 и 60 минутами. В этот период мутность снижается до 1,74 НЕМ и 1,67 НЕМ соответственно, что демонстрирует эффективность процесса очистки в данных условиях [36-А, 37-А].

Таблица 5.1.4. - Зависимость мутности очищенной воды от времени перемешивания

Время перемешивания, минут	Мутность, НЕМ	Степень очистки, %
0	1274	0
36	298,53	76,57
42	155,7	87,78
48	23,78	98,13
54	1,74	99,87
60	1,67	99,87

На основе анализа результатов и установленных оптимальных условий, включая дозировку сульфата алюминия в 10 г/л, использование полиакриламидного флокулянта (ПАА) в количестве 5 г/л, время перемешивания в 54 минуты и концентрацию замутнителя в 4 г/л, была разработана технологическая схема очистки сточных вод ООО «Точфилиз» (рисунок 5.1.22). Процесс очистки включает подготовку 10%-ного раствора сульфата алюминия, его введение в обрабатываемую воду в соответствии с рекомендованной дозировкой, добавление ПАА и замутнителя. Далее следует этапы интенсивного перемешивания в течение 60 секунд, затем более медленного перемешивания на протяжении 53 минут, осаждения в течение 50 минут, фильтрации и, в конце, разделения на очищенную воду и осадок.

На разработанную технологию очистки сточной воды производства крепежа ООО «Точфилиз» нами подана заявка на изобретение и получен малый патент Республики Таджикистан (см. приложение) [53-А].

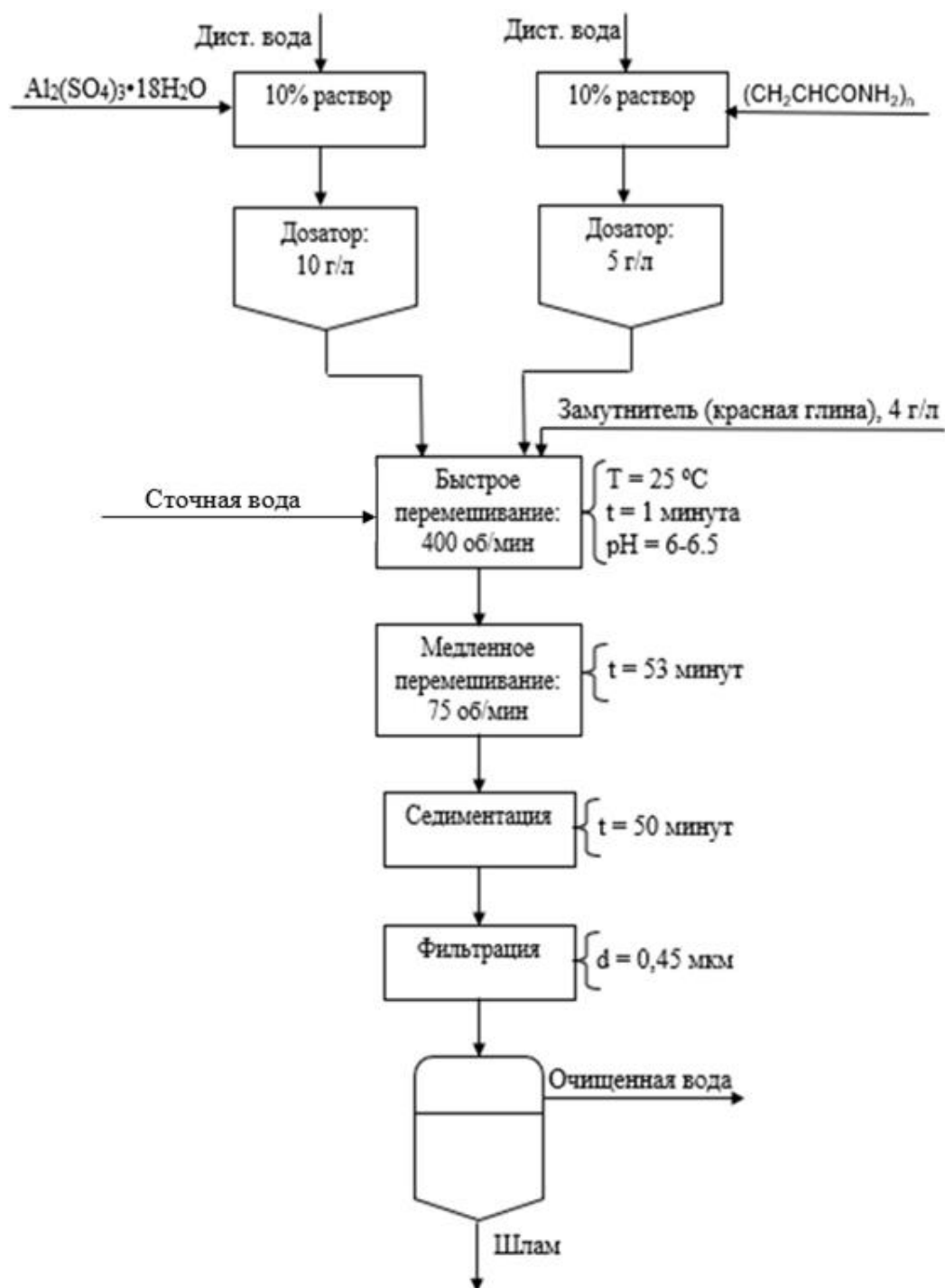


Рисунок 5.1.22. - Технологическая схема очистки сточной воды производства крепежа ООО «Точфилиз» от цинка, железа и меди методом коагуляции

5.1.4. Сравнительный анализ результатов очистки сточной воды производства крепежа

На основании результатов исследования процесса очистки сточных вод производства крепежа с применением пероксида водорода, оксида кальция и

сульфата алюминия можно заключить, что наилучшие показатели достигаются при использовании коагуляционного метода. В ходе исследования удалось снизить содержание железа на 53,86% и меди на 80% при обезжелезивании. При химическом методе очистки степень удаления цинка, железа и меди с использованием оксида кальция составила 99,71%, 98,58% и 98,07% соответственно. Применение коагуляционного метода с сульфатом алюминия позволило добиться очистки на уровне 99,99%, 99,95% и 99,93% для цинка, железа и меди соответственно, при этом концентрации металлов в очищенной воде не превышают ПДК для питьевой воды. Остаточная концентрация алюминия составила 0,21 мг/л, что также соответствует ПДК. Сравнительные данные по этим экспериментам представлены на рисунке 5.1.23.

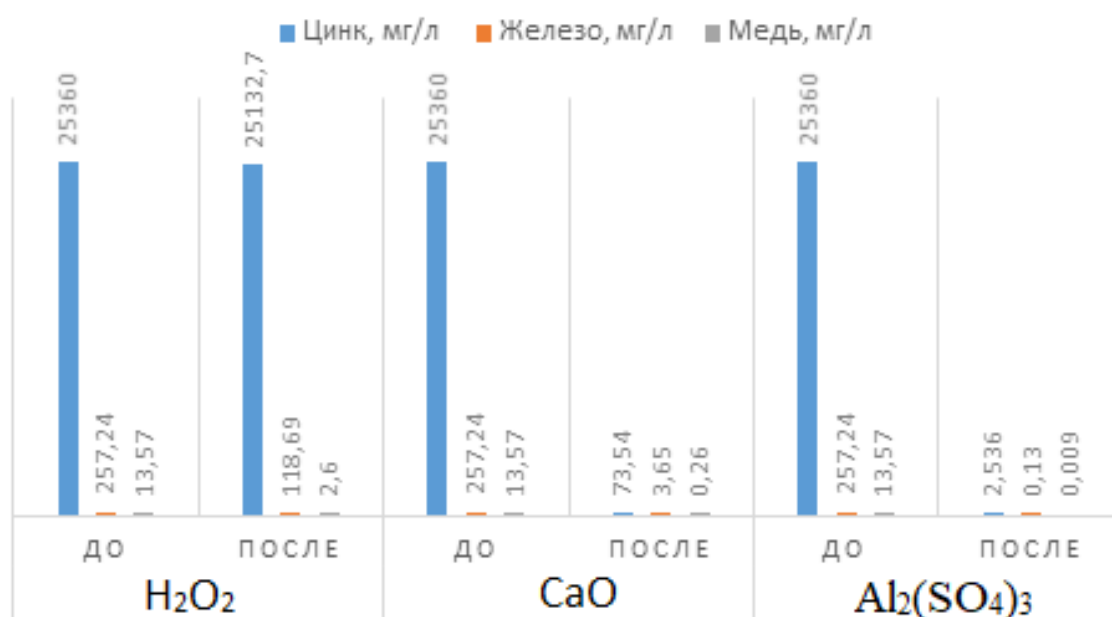


Рисунок 5.1.23. - Сравнительные результаты по очистке металлов различными способами

Исследованы и представлены сравнительные результаты других физико-химических параметров сточной воды производства крепежа на рисунке 5.1.24.

Исследования показали, что процесс обезжелезивания сточной воды с использованием пероксида водорода приводит к снижению мутности на 57,53%, удельной электропроводности на 7,7%, солености на 10,7% и TDS на

7,69%. При использовании химического метода с оксидом кальция степень очистки достигает 99,83%, 50,44%, 60,34 и 50,44% соответственно. Применение коагуляционного метода с сульфатом алюминия показывает результаты в 99,86%, 98,46%, 99,43 и 99,47% для мутности, удельной электропроводности, солёности и TDS соответственно.

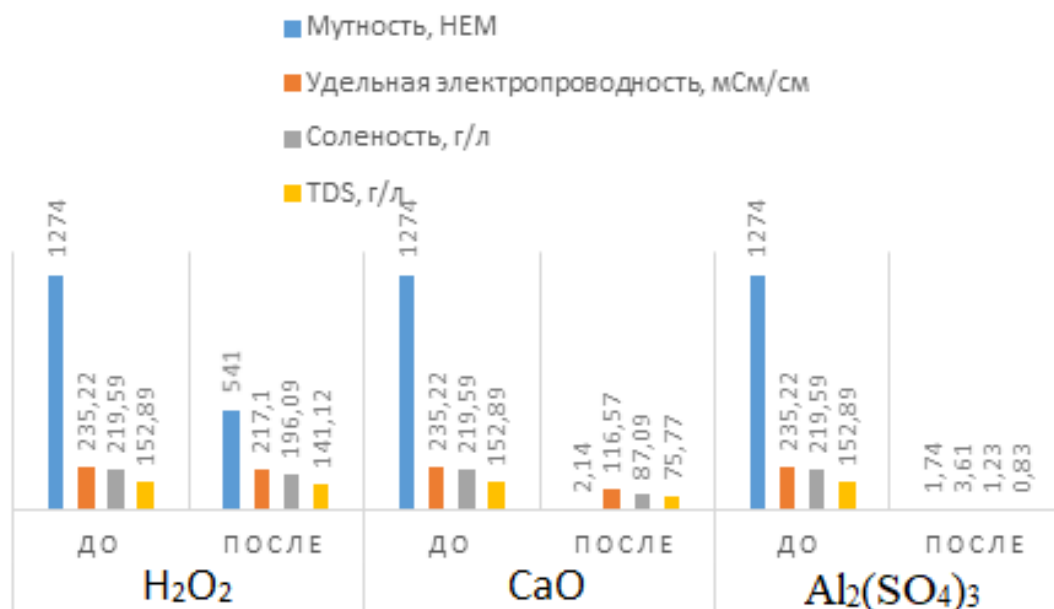


Рисунок 5.1.24. - Сравнительные результаты по изменению физико-химических параметров сточной воды при очистке её различными способами

Эти результаты подтверждают, что только коагуляционный метод с использованием сульфата алюминия позволяет достичь оптимальной эффективности очистки сточной воды от указанных параметров. Пероксид водорода и оксид кальция в этом отношении уступают [40-А].

5.1.5. Сравнение экономической эффективности предложенных методов очистки отработанных растворов производства крепежа

Сравнение экономической эффективности рассмотренных методов осуществлялось с учётом стоимости всех используемых реагентов. Все операционные расходы, связанные с последующими стадиями процесса очистки, такими как смешивание, фильтрация, разделение фильтрата и шлама, а также логистические расходы на реагенты, были исключены из

сравнительного анализа этих методов, но учтены в общей экономической оценке.

Метод очистки с использованием пероксида водорода как окислителя требует затрат в размере 10,21 сомони за м³ раствора. При этом эффективность очистки составляет 0,89% для цинка, 53,86% для железа и 81% для меди.

Реагентный метод очистки с применением оксида кальция требует затрат в размере 37,21 сомони за м³. Эффективность очистки при этом достигает 99,71% для цинка, 98,58% для железа и 98,07% для меди.

Коагуляционный метод очистки с использованием сульфата алюминия в качестве коагулянта и ПАА в качестве флокулянта требует затрат в размере 10,11 сомони за м³. При этом эффективность очистки составляет 99,99% для цинка, 99,95% для железа и 99,93% для меди.

Из проведённых расчётов следует, что метод коагуляции экономически выгоднее по сравнению с методом окисления металлов, позволяя сэкономить 1076 сомони в год. По отношению к реагентному методу с использованием оксида кальция, экономия составляет почти 187 000 сомони в год.

Таким образом, метод коагуляции является наиболее оптимальным с экономической точки зрения, обеспечивая значительно более высокую степень очистки раствора при сопоставимых затратах по сравнению с методом окисления пероксидом водорода и значительно более низких затратах по сравнению с реагентным методом с использованием оксида кальция.

5.2. Выводы по главе 5

Опытные данные по эффективности удаления цинка, железа, меди и других загрязнителей сточной воды, образующейся на производстве крепежа ООО «Точфилиз», показали, что наибольшая степень очистки достигается с использованием метода коагуляции при применении сульфата алюминия в качестве коагулянта. Этот метод продемонстрировал свою высокую эффективность благодаря способности сульфата алюминия образовывать

нерастворимые соединения с загрязняющими веществами, что способствует их удалению из воды.

Таким образом, на основе результатов комплексных исследований по очистке сточных вод от загрязняющих веществ можно сделать обоснованный вывод о том, что для исследованного объекта оптимальным методом очистки сточной воды является коагуляционный способ. Этот метод не только эффективно устраняет вредные примеси, но и совместим с современными требованиями к экологии и охране окружающей среды. Важно отметить, что успешная реализация данного метода требует тщательного контроля за процессом коагуляции и выбора оптимальных условий, что будет способствовать более устойчивому и безопасному производственному процессу в ООО «Точфилиз».

ГЛАВА 6. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

6.1. Результаты и обсуждение воды штольни №6 уранового месторождения Табошар

В качестве первого объекта для проведения комплексных исследований была выбрана воды штольни №6 уранового месторождения ГУП «Таджредмет», Этот объект был выбран не случайно, поскольку он представляет собой один из ключевых источников загрязнения водных ресурсов в данном регионе, что обусловлено высоким содержанием урана и других радиоактивных элементов в его недрах. Штольня №6 является важным элементом уранового месторождения, и её характеристики требуют детального изучения с целью разработки эффективных методов извлечения урана из воды до уровня технических вод, которые используются для различных хозяйственных нужд местного населения, включая полив сельскохозяйственных культур и бытовое водоснабжение.

Штольня №6 на протяжении многих лет функционировала как часть комплекса, добывающего урановые руды, и её эксплуатация привела к накоплению значительных объемов загрязнённой воды, содержащей не только уран, но и другие опасные вещества, такие как тяжелые металлы и радионуклиды. Из-за особенностей геологических и гидрогеологических условий, вода из этой штольни имеет высокую степень загрязнения, что создаёт угрозу для экосистемы и здоровья людей. Поэтому проведение исследований на этом объекте было признано необходимым для разработки эффективных методов извлечения урана из воды и обеспечения экологической безопасности региона.

Кроме того, штольня №6 является важным объектом с точки зрения минералогического состава, и её исследования позволили выявить новые данные о концентрации урана и других токсичных веществ в подземных водах. Это, в свою очередь, стало основой для разработки инновационных технологий извлечения урана, включая использование различных сорбентов

для удаления радионуклидов и тяжелых металлов. Данный объект был также выбран из-за своего репрезентативного характера для других аналогичных объектов в регионе, что позволяет применять полученные результаты для решения экологических и технических задач на более широком уровне.

Как отметили, штольня №6 является объектом, содержащим значительные количества урана, что требует проведения тщательных исследований и разработки эффективных решений для обеспечения безопасного водоснабжения в городе Истиклол. Особое внимание было уделено решению проблемы нехватки воды в этом регионе, поскольку загрязненная вода, поступающая с данного объекта, без предварительной очистки используется местным населением для полива сельскохозяйственных культур и решения бытовых нужд. Этот факт обусловил необходимость разработки и испытания технологий очистки вод от радиоактивных и тяжелых металлов, что является приоритетной задачей для обеспечения экологической безопасности и здоровья жителей города.

Для решения поставленной задачи были использованы девять различных сорбентов, производители которых являются лидерами на рынке экологически безопасных материалов в Европе. Эти сорбенты прошли многочисленные лабораторные испытания, что позволило не только оценить их эффективность, но и разработать рекомендации по наиболее оптимальному выбору для очистки вод от загрязняющих веществ.

Особое внимание было уделено исследованию процесса очистки воды штольни №6 с применением различных сорбентов. На основе большого количества экспериментальных данных и сравнительных испытаний можно сделать вывод, что наибольшие показатели сорбции и десорбции для удаления радиоактивных и тяжелых металлов были достигнуты при использовании сорбента типа Lewatit DW 630. Этот сорбент значительно превосходит по всем ключевым характеристикам наиболее распространённый сорбент АВ-17-8. В условиях динамической сорбции, когда показатели ДОЕ для АВ-17-8

составляют 26,75 мг/г, для Lewatit DW 630 этот показатель равен 51,95 мг/г, что в два раза превышает эффективность первого.

Кроме того, Lewatit DW 630 показал отличные результаты в процессе десорбции урана из насыщенных сорбентов с использованием соляной кислоты. Преимущество этого сорбента заключается в его высокой эффективности при сравнительно низких затратах на восстановление сорбента, что делает его предпочтительным для применения в реальных условиях. Важно отметить, что при использовании других методов очистки, таких как коагуляция, можно добиться схожих результатов, доведя качество воды до уровня технической, но этот процесс сопряжён с образованием значительного количества шламов, содержащих уран и радий, что составляет около 2100 тонн в год. Утилизация этих отходов представляет собой отдельную проблему, решение которой требует значительных ресурсов и технологий, что делает этот метод менее привлекательным с точки зрения экономической целесообразности и экологической безопасности.

Таким образом, проведенные исследования показали, что использование сорбента Lewatit DW 630 является наиболее эффективным и экономически выгодным методом очистки воды от радиоактивных и тяжелых металлов. Данный подход не только позволяет существенно улучшить качество воды, но и минимизировать риски, связанные с образованием опасных отходов, что имеет решающее значение для сохранения экологии и здоровья населения города Истиклол.

6.2. Результаты и обсуждение шахтной воды уранового месторождения Киик-Тал

В качестве второго объекта для проведения исследований была выбрана шахтная вода уранового месторождения Киик-Тал ГУП «Таджредмет», расположенного в одном из регионов, где добыча полезных ископаемых сопряжена с проблемами загрязнения подземных вод. Этот выбор

обусловлен значительным содержанием токсичных веществ в шахтных водах и необходимостью разработки более эффективных и экономичных методов их очистки. Месторождение Киик-Тал, как и многие другие в данной географической зоне, сталкивается с проблемой загрязнения водных ресурсов, что делает очистку шахтной воды важной задачей как с экологической, так и с экономической точки зрения.

Ранее было проведено множество исследований, посвященных очистке шахтных вод с использованием методов сорбции, применяя различные местные сорбенты. Работы, опубликованные рядом авторов [33-39, 44-51, 53, 54, 59, 63], показали, что использование местных сорбентов, таких как скорлупа урюка и другие природные материалы, имеет определённый потенциал для удаления урана и других загрязняющих веществ из воды. Однако с экономической точки зрения существуют значительные недостатки в применении этих сорбентов.

Одним из основных ограничений является то, что местные сорбенты могут использоваться только один раз. Для того чтобы извлечь 1,2-1,7 кг урана, необходимо использовать около 1 тонны скорлупы урюка. Это крайне низкая эффективность по сравнению с синтетическими сорбентами, которые могут извлекать 100-150 кг урана на каждую тонну синтетической смолы. В связи с этим, эффективность использования местных сорбентов остаётся низкой, что значительно снижает их экономическую привлекательность для масштабного применения.

Кроме того, процесс очистки с использованием местных сорбентов сопровождается определёнными технологическими и экологическими проблемами. Например, при обжиге насыщенных ураном сорбентов, таких как скорлупа урюка и других природных материалов, выделяется большое количество углекислого газа, что увеличивает общий углеродный след технологии. Это представляет собой дополнительную экологическую проблему, особенно в условиях, когда необходимо минимизировать выбросы парниковых газов и соблюдать экологические нормы.

Кроме того, для создания оптимальных условий процесса сорбции зачастую применяется подкислитель, что увеличивает расход химических веществ и повышает стоимость процесса. Использование подкислителей может повысить эффективность сорбции, однако это также добавляет дополнительные затраты, которые могут быть неприемлемыми при масштабном применении технологии. Всё это указывает на необходимость разработки более эффективных, экономичных и экологически безопасных методов очистки шахтных вод, что стало одной из ключевых задач для дальнейших исследований в данной области.

Таким образом, исследования по очистке шахтных вод месторождения Киик-Тал показали, что несмотря на определённые успехи в применении местных сорбентов, существует ряд ограничений, которые делают их использование не столь эффективным и экономически оправданным. Это подчеркивает важность дальнейшего поиска и разработки новых технологий, которые смогут обеспечить более высокую степень очистки при меньших затратах и меньшем экологическом воздействии.

На основе многочисленных экспериментальных данных, полученных в ходе исследования, можно сделать обоснованный вывод, что из девяти использованных сорбентов для удаления радиоактивных и тяжёлых металлов из шахтной воды месторождения Киик-Тал, наибольшие показатели СОЕ, ДОЕ, а также наилучшая кинетика процесса сорбции и десорбции урана достигаются исключительно при использовании сорбента типа Lewatit DW 630. Этот сорбент значительно превосходит по всем ключевым характеристикам наиболее распространённый сорбент АМ-п, который в настоящее время активно используется для сорбции урана на исследуемом объекте.

Важно отметить, что сорбент Lewatit DW 630, благодаря своим уникальным физико-химическим свойствам, демонстрирует высокую эффективность в процессе удаления урана из загрязнённых вод. При его применении, как показали эксперименты, значительно увеличивается как

ёмкость сорбции, так и скорость процесса. Это становится особенно важным в условиях шахтных вод месторождения Киик-Тал, где высокая концентрация урана требует применения материалов с высокой сорбционной активностью и стойкостью к агрессивным условиям. Показатели ДОЕ для Lewatit DW 630 оказываются на 17% выше, чем у сорбента АМ-п, что является существенным улучшением и подтверждением его высокой эффективности.

Кроме того, использование Lewatit DW 630 значительно улучшает кинетику сорбционного процесса, как в плане скорости захвата урана, так и в плане десорбции. Это означает, что с его помощью можно более быстро и эффективно очищать шахтные воды от радиоактивных элементов, а также легче регенерировать сорбент для повторного использования. В отличие от АМ-п, который требует более сложных условий для регенерации и имеет определённые ограничения в области его применения, Lewatit DW 630 значительно упрощает этот процесс, что делает его более выгодным и практичным в долгосрочной перспективе.

Таким образом, замена сорбента АМ-п на Lewatit DW 630 приведёт к значительному улучшению процесса сорбции урана из воды. Этот переход обеспечит не только повышение эффективности удаления радиоактивных загрязнителей, но и снижение затрат на эксплуатацию технологии очистки, благодаря более высоким показателям работы и долговечности сорбента. В будущем применение Lewatit DW 630 может стать важным шагом в развитии экологически безопасных и экономически оправданных методов очистки шахтных вод на объектах, где добывались полезные ископаемые, такие как месторождение Киик-Тал.

6.3. Результаты и обсуждение воды шахты «Восточная» месторождения Чорухдайрон

В качестве третьего объекта для проведения исследований была выбрана вода шахты «Восточная» месторождения Чорухдайрона ОАО

«Ленинабадский комбинат редких металлов», которая представляет собой один из ключевых объектов, имеющих значительное загрязнение тяжелыми металлами и другими токсичными веществами. Важно отметить, что впервые на этом объекте были проведены исследования, направленные на очистку шахтных вод от металлов, что позволяет расширить возможности для применения различных методов очистки в таких специфических условиях.

В ходе очистки воды был применён метод коагуляции, который зарекомендовал себя как один из наиболее эффективных способов удаления растворённых загрязняющих веществ из водных растворов, особенно в случаях, когда необходимо устранить металлы. В данном случае использовались смешанные коагулянты на основе хлоридов железа и алюминия, а также сульфатов железа и алюминия. Эти коагулянты были выбраны в рамках экспериментальной программы, учитывая их способности эффективно осаждать металлы, присутствующие в воде шахты «Восточная», и образовывать осадки, которые могут быть затем легко удалены.

Результаты проведенных исследований показывают, что эффективность метода коагуляции в случае использования различных смесей коагулянтов имеет разные уровни эффективности. Согласно полученным данным, можно расположить коагулянты по степени их эффективности в следующем порядке: $\text{FeCl}_3 + \text{AlCl}_3 > \text{FeCl}_3 + \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 > \text{FeCl}_3 + \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Это означает, что наиболее эффективной оказалась комбинация хлорида железа и хлорида алюминия, которая продемонстрировала лучшие результаты по очистке воды от металлов, в том числе тяжелых, таких как уран и другие элементы.

При этом степень очистки шахтной воды на исследуемом объекте с использованием данной комбинации коагулянтов составила более 90%, что является отличным результатом для данного типа воды. Важно подчеркнуть, что с другими смешанными коагулянтами, эффективность очистки была значительно ниже, что подтверждает высокую степень зависимости результата от выбранного состава коагулянтов. Эти данные становятся

основой для дальнейших исследований и оптимизации технологии очистки шахтных вод в условиях ОАО «Ленинабадский комбинат редких металлов», а также могут быть использованы для разработки более эффективных методов очистки вод на аналогичных объектах.

Результаты исследования воды шахты «Восточная» подтверждают значительный потенциал метода коагуляции в очистке вод от тяжелых металлов и других загрязняющих веществ, и открывают новые перспективы для его применения на других шахтах и горнодобывающих предприятиях, где проблема загрязнения воды является актуальной. В будущем эти данные могут стать основой для разработки более совершенных технологий очистки вод, что будет способствовать не только улучшению качества воды, но и снижению негативного воздействия на окружающую среду.

6.4. Результаты и обсуждение воды шахты «Капитальная» месторождения Чорухдайрон

В качестве четвёртого объекта для проведения исследований была выбрана вода шахты «Капитальная» месторождения Чорухдайрона ОАО «Ленинабадский комбинат редких металлов», которая представляет собой второй по значимости объект, подвергающийся загрязнению тяжёлыми металлами и другими токсичными веществами. Этот объект был выбран в рамках дальнейшего расширения исследований по очистке шахтных вод, так как качество воды на шахте «Капитальная» также оставляет желать лучшего. Значительное содержание загрязняющих веществ в этих водах ставит перед учёными и специалистами задачу разработки и испытания эффективных методов очистки, что, в свою очередь, имеет важное значение как для экологии, так и для улучшения качества водоснабжения в этом регионе.

Особо важно отметить, что впервые на этом объекте были проведены комплексные исследования, направленные на очистку шахтных вод от различных металлов и токсичных веществ. Это открывает новые возможности

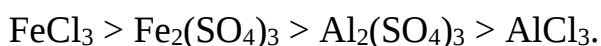
для применения различных методов очистки в специфических условиях, характерных для вод шахты «Капитальная». При этом особое внимание было уделено изучению методов коагуляции, поскольку этот способ очистки зарекомендовал себя как один из наиболее эффективных для удаления растворённых загрязняющих веществ из водных растворов. Коагуляция, как процесс, способствует образованию осадка, который эффективно захватывает тяжёлые металлы и другие токсичные компоненты из воды, что делает её пригодной для дальнейшего использования или сброса в окружающую среду.

Как и для воды шахты «Восточная», для очистки воды шахты «Капитальная» был применён метод коагуляции. Однако в данном случае были использованы коагулянты, такие как хлориды железа и алюминия, а также сульфаты железа и алюминия в отдельности. Выбор этих химических реагентов был сделан на основании предварительных лабораторных исследований и анализа состава загрязняющих веществ в воде шахты. Хлорид железа и алюминия, а также их сульфатные формы обладают хорошими коагуляционными свойствами и активно взаимодействуют с металлами в растворе, способствуя их осаждению.

При проведении экспериментов, с целью достижения наилучших результатов, были соблюдены оптимальные условия для проведения процесса коагуляции. Это включало использование определённой температуры воды, её pH, концентрации коагулянта и времени контакта с загрязнённой водой. Все параметры были подобраны с учётом специфики воды шахты «Капитальная». Результаты исследований показали, что хлорид железа оказался наиболее эффективным коагулянтом в сравнении с другими вариантами. Использование хлорида железа дало наилучшие результаты по степени очистки воды от тяжёлых металлов, что подтверждает его высокую эффективность в качестве реагента для коагуляции.

В частности, при использовании хлорида железа степень очистки воды от различных металлов значительно возросла, что свидетельствует о высоком сорбционном потенциале этого вещества. Вода, обработанная хлоридом

железа, продемонстрировала значительное снижение концентрации тяжёлых металлов и других токсичных веществ, что делает её гораздо более безопасной для дальнейшего использования, а также снижает угрозу для экосистемы и здоровья населения. При проведении очистки металлов из вод шахты «Капитальная» методом коагуляции коагулянты можно расположить в следующем порядке эффективности:



Этот порядок определен на основе полученных результатов исследований, демонстрирующих степень очистки воды от металлов при заданных условиях эксперимента.

Таким образом, проведённые исследования на шахте «Капитальная» показали высокую эффективность применения метода коагуляции, особенно с использованием хлорида железа. Эти данные открывают новые перспективы для применения данной технологии на других шахтах и горнодобывающих предприятиях, где требуется очистка воды от тяжёлых металлов и других загрязнителей. Результаты также могут стать основой для оптимизации существующих методов очистки и разработки более эффективных и экономичных технологий для таких объектов, что в конечном итоге поможет улучшить качество водных ресурсов и минимизировать экологические риски.

6.5. Результаты и обсуждение сточных вод производства крепежа

В качестве пятого объекта исследования была выбрана сточная вода производства крепежа ООО «Точфилиз», на которой проводились комплексные исследования для разработки эффективных методов очистки. Это предприятие занимается производством металлического крепежа, что сопровождается выделением сточных вод, содержащих различные загрязнители, такие как железо, цинк, медь и другие металлы. Эти загрязняющие вещества требуют применения эффективных технологий

очистки, чтобы предотвратить загрязнение окружающей среды и соответствовать установленным экологическим стандартам.

Для очистки сточных вод на данном объекте было использовано три различных метода, каждый из которых направлен на удаление определённых загрязняющих веществ. Во-первых, для уменьшения концентрации железа в электролите применялся перекись водорода. Этот метод основан на окислении двухвалентного железа (Fe^{2+}) до трёхвалентного железа (Fe^{3+}), что способствует образованию осадка, который затем можно удалить из сточных вод. Перекись водорода эффективно активирует процесс окисления, позволяя снизить содержание железа в воде до приемлемого уровня. После этого процесса электролит снова используется для продолжения процесса цинкования строительных крепежей.

Во-вторых, для удаления железа, цинка и меди использовались оксид кальция, гидроксид натрия и карбонат натрия в качестве осадителей. Этот метод основан на реакции осаждения, при которой эти реагенты взаимодействуют с растворёнными металлами, образуя нерастворимые соединения, которые оседают на дно и могут быть легко удалены. Оксид кальция был выбран за его доступность, низкую стоимость и эффективность при удалении металлов из сточных вод, что делает его экономически выгодным решением для очистки.

В-третьих, для дальнейшего улучшения качества воды был применён метод коагуляции. Коагуляция является эффективным методом удаления взвешенных частиц, коллоидных и растворённых загрязнителей, таких как железо, медь и цинк, до уровней, соответствующих техническим стандартам воды. Этот метод предполагает добавление коагулянта в сточные воды, что приводит к образованию крупных агрегатов (флокул), которые затем удаляются фильтрацией или осаждением.

После сравнительного анализа и оценки эффективности различных методов очистки было установлено, что наиболее эффективным и экономически оправданным методом очистки сточных вод является

коагуляционный метод с использованием сульфата алюминия в качестве коагулянта. Сульфат алюминия был выбран благодаря своей высокой способности связывать и удалять тяжёлые металлы, такие как железо, медь и цинк, из водных растворов. Использование сульфата алюминия в качестве коагулянта позволило достичь наилучших результатов очистки и привести показатели загрязняющих веществ в сточных водах к уровням, соответствующим нормативам для технической воды.

На основе анализа полученных результатов и установленных оптимальных условий для коагуляции была разработана технологическая схема очистки сточных вод на ООО «Точфилиз». Оптимальные условия включают дозировку сульфата алюминия в количестве 10 г/л, использование полиакриламидного флокулянта (ПАА) в количестве 5 г/л для улучшения осаждения и формирования флоккул, время перемешивания раствора в течение 54 минут, что обеспечивает необходимое взаимодействие коагулянта с загрязнителями, и концентрацию замутнителя в 4 г/л, что способствовало максимальному удалению загрязняющих веществ из воды.

Разработанная технологическая схема очистки сточных вод позволяет эффективно и экономически выгодно очищать воду от тяжёлых металлов и других загрязнителей, что существенно снижает нагрузку на окружающую среду и способствует соблюдению экологических стандартов. В будущем эта схема может быть адаптирована и для других предприятий, занимающихся подобным производством, что делает её универсальной и применимой для различных типов сточных вод.

6.6. Разработка совокупности теоретических достижений

Разработка совокупности теоретических достижений, отражающих научное значение проведённых исследований в области очистки воды на примере урановых месторождений и производственных объектов, предполагает формирование уникальной системы научных выводов и

практических решений. Эти выводы и решения могут стать основой для дальнейших исследований, направленных на совершенствование методов очистки воды, а также для разработки новых технологий, которые обеспечат эффективное управление водными ресурсами. В частности, результаты могут быть использованы для применения на практике в таких областях, как получение неорганических веществ, охрана окружающей среды, водоснабжение и промышленная очистка воды. Включение в этот процесс современных методов мониторинга и анализа качества воды, а также применения инновационных технологий, откроет новые возможности для решения экологических проблем, связанных с загрязнением водоемов и водных ресурсов, а также для обеспечения устойчивого и безопасного использования воды в промышленности и на производственных объектах.

1. Исследования экосистемных рисков и необходимости очистки. Одним из ключевых научных достижений является выбор штольни №6 и других объектов, что обусловлено высоким уровнем загрязнения водных ресурсов, вызванным высокими концентрациями урана и других радиоактивных и токсичных элементов. Эти исследования дают четкое понимание о том, как загрязнение на таких объектах влияет на здоровье местного населения и экосистему, а также дают представление о масштабе проблемы, что служит основой для разработки эффективных методов очистки.

2. Физико-химический анализ. Проведенные исследования по анализу состава вод штольни №6 и других объектов позволили разработать новые подходы к пониманию концентрации радиоактивных и других тяжелых веществ в подземных и поверхностных водах, что стало основой для поиска эффективных методов их очистки. Это открывает новые направления в разработке экологически безопасных технологий очистки воды.

3. Инновационные технологии очистки воды. В ходе экспериментов были выбраны и испытаны различные сорбенты и коагулянты для очистки воды от загрязнителей, таких как уран, и тяжелых металлов. Одним из важнейших научных достижений стало использование сорбента Lewatit DW 630, который

показал в два раза большую эффективность, чем традиционный сорбент АВ-17-8. Это открывает новые горизонты для применения таких сорбентов в промышленной очистке вод и минимизации экологических рисков, связанных с утилизацией опасных отходов. Также для очистки воды шахты «Восточная» наилучшие результаты показал смешанный коагулянт на основе хлоридов железа и алюминия, а для очистки воды шахты «Капитальная» наиболее эффективным коагулянтом оказался хлорид железа. Что касается очистки сточных вод, то наилучшим методом очистки был коагуляционный метод с применением сульфата алюминия в качестве коагулянта.

4. Экономическая и экологическая целесообразность методов очистки.

Изучение экономической эффективности различных методов очистки, таких как коагуляция и сорбция, на примере шахтных вод месторождения Киик-Тал показало, что использование сорбента Lewatit DW 630 не только более эффективно, чем АМ-п на 17%, но и экономически выгоднее применения местных сорбентов. Это также демонстрирует важность научных исследований для развития экологически безопасных и экономически обоснованных технологий очистки водных ресурсов.

5. Перспективы применения на других объектах. Полученные результаты исследования позволяют применить разработанные методы на других урановых месторождениях и в промышленных водоочистных системах. Это включает в себя не только улучшение качества воды, но и снижение затрат на очистку, что способствует развитию экологически безопасных решений на глобальном уровне.

Таким образом, на основе проведенных исследований можно выделить несколько важнейших научных достижений:

- Разработка теоретических основ очистки воды с высоким содержанием радиоактивных и тяжелых металлов.
- Определение эффективных методов очистки, включая использование инновационных сорбентов, что значительно улучшает результаты очистки.

- Разработка экологически безопасных и экономически эффективных технологий, которые могут быть масштабированы для других объектов.
- Применение результатов в рамках более широких экологических и водоочистных задач, включая минимизацию воздействия на окружающую среду.

Эти достижения обосновывают квалификацию работы как значимый вклад в научное сообщество и развитие химической технологии, устойчивого водоснабжения и промышленной очистки, обладающий огромным потенциалом для испытания в реальных условиях.

ОБЩИЕ ВЫВОДЫ

1. Основные научные результаты диссертации

1.1. В работе определены концентрации основных загрязняющих веществ шахтных и сточных вод всех исследуемых объектов, в частности, по радиоактивным и тяжелым металлам [1-А, 3-А, 9-А, 10-А, 11-А, 12-А, 13-А, 17-А, 18-А, 19-А, 24-А, 27-А, 28-А, 45-А, 48-А, 52-А, 53-А].

1.2. Установлены оптимальные показатели СОЕ и ДОЕ различных сорбентов в воде штольни №6 месторождения Табошар и определен наилучший сорбент для сорбции урана и других металлов, которым является Lewatit DW 630 [15-А, 16-А, 48-А].

1.3. Определены оптимальные показатели СОЕ и ДОЕ различных сорбентов в шахтной воде месторождения Киик-Тал и определен наилучший сорбент для сорбции урана и других металлов, которым является Lewatit DW 630 [20-А, 44-А, 54-А].

1.4. Установлено, что степень очистки воды шахты «Восточная» от тяжелых и радиоактивных металлов зависит от дозы смешанного коагулянта на основе соединений железа и алюминия, продолжительности процесса, рН, количества замутнителя и температуры. Максимальная степень очистки воды при оптимальных условиях составила от 91% до 100% [4-А, 5-А, 8-А, 23-А, 29-А, 31-А, 32-А].

1.5. Методом коагуляции установлено, что степень очистки воды шахты «Капитальная» от тяжелых и радиоактивных металлов зависит от дозы хлорида железа, продолжительности процесса, рН и температуры. При оптимальных условиях степень очистки шахтной воды от тяжелых и радиоактивных металлов составила от 90% до 99% [2-А, 6-А, 7-А, 24-А, 30-А, 38-А, 39-А, 52-А].

1.6. Определена кинетика процесса сорбции урана из шахтных вод месторождений Табошар и Киик-Тал с различными сорбентами в статических условиях, а также определены оптимальные условия десорбции урана из

насыщенных сорбентов с применением 15%-ных соляной и серной кислоты [25-А, 26-А].

1.7. Установлены оптимальные параметры дозировки оксида кальция и уровня рН для эффективного реагентного метода очистки сточных вод от цинка, железа и меди. Наивысшая степень очистки достигается при дозе оксида кальция 41,3 г/л и рН раствора 9,5. При этих условиях степень удаления металлов из раствора составила более 98% [12-А, 35-А].

1.8. Установлены оптимальные параметры коагуляционного метода очистки сточных вод производства крепежа от металлов. При этих условиях степень очистки воды от цинка, железа и меди составила более 99% [13-А, 34-А].

1.9. Установлена зависимость мутности воды шахты «Капитальная» от дозы хлорида железа как наилучшего коагулянта. При оптимальных условиях мутность воды была ниже ПДК и составила 0,26 НЕМ [38-А].

1.10. Установлена зависимость мутности сточной воды от дозы сульфата алюминия, времени перемешивания и количества замутнителя. При оптимальных условиях мутность очищенной сточной воды составила 1,74 НЕМ [36-А].

1.11. Установлена экспериментальная зависимость удельной электропроводности, солености и TDS раствора от дозы сульфата алюминия, времени перемешивания и количества замутнителя. При этих условиях достигается наибольшее снижение значений указанных параметров, составляющее 3,61 мСм/см, 1,23 г/л и 0,81 г/л соответственно [12-А, 13-А].

1.12. Разработаны новые технологические схемы процесса очистки воды штольни №6 месторождения Табошар, шахтной воды месторождения Киик-Тал, а также воды шахт «Восточная» и «Капитальная» месторождения Чорухдайрон от радиоактивных и тяжелых металлов с использованием сорбционных и коагуляционных методов [26-А, 39-А, 51-А].

1.13. Разработаны новые технологические схемы процесса очистки сточной воды производства крепежа ООО «Точфилиз» от цинка, железа и меди с применением реагентных и коагуляционных методов [40-А, 53-А].

2. Рекомендации по практическому использованию результатов

На основе собранных экспериментальных данных рекомендуется внедрение разработанных технологий очистки шахтных и сточных вод, направленных на получение ценного компонента и улучшение экологической обстановки в регионе. Эти технологии могут также обеспечить возможность повторного использования очищенной воды для питьевых и оросительных нужд на территории Согдийской области Республики Таджикистан, что способствует более эффективному использованию водных ресурсов и сокращению их загрязнения.

Реализация данных рекомендаций окажет существенное влияние на экологическую ситуацию в городах Истиклол, Худжанд, Бустон и пгп. Чорухдайрон. Внедрение технологий очистки позволит значительно снизить уровень загрязнения воды, улучшить состояние водоёмов и повысить качество жизни местных жителей.

Кроме того, использование разработанных методов очистки поможет в защите подземных вод этих регионов, предотвращая их загрязнение радиоактивными и тяжелыми металлами. Это, в свою очередь, окажет положительное влияние на здоровье населения, а также на устойчивость экосистем региона. В результате комплексное применение данных технологий будет способствовать устойчивому развитию и улучшению экологической ситуации в Согдийской области в долгосрочной перспективе.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Список использованных источников:

1. Долина, Л.Ф. Сточные воды предприятий горной промышленности и методы их очистки / Л.Ф. Долина // Днепропетровск. -2000. –61с.
2. Gavrishin A.I. Formation patterns of the chemical composition of mine waters in Eastern Donbas / A.I. Gavrishin A.I. // Doklady Earth Sciences. 2018. Vol. 481. No1. -pp.916-917.
3. Баловцев, С.В. Геомеханический мониторинг шахтных стволов в сложных горно-геологических условиях / С.В. Баловцев, Р.В. Шевчук // Горный информационно-аналитический бюллетень. -2018. -№8. -С. 77-83.
4. Баловцев, С.В. Оценка аэрологического риска аварий на выемочных участках угольных шахт, опасных по взрывам газа и пыли / С.В. Баловцев // Горный журнал. -2015. -№ 5. -С. 91-93.
5. Войтович, С.П. Геохимические особенности шахтных вод угольных бассейнов Украины и России / С.П. Войтович // Молодой ученый. -2015. -№23. -С.395-397.
6. Алексеев, Ю.В. Тяжелые металлы в агро-ландшафте. Научно-практическое пособие. - СПб.: Изд-во ПИЯФ РАН, 2008. - 216 с.
7. Говорова, Ж.М. Выбор и оптимизация водоочистных технологий / Ж.М. Говорова. Вологда – Москва: Вологодский ГТУ, 2003. –111с.
8. <http://chemsystem.ru/catalog/386>
9. Абрамов, А.П. Стационарные машины. Расчет водоотливных установок горнодобывающих предприятий: Учеб. пособие. ГУ КузГТУ / А.П. Абрамов, В.Н. Бизенков. Кемерово, 2003. –143с.
10. Попов, В.М. Автоматизация рудничного водоотлива – Гос. научно-техн. изд. лит. по горному делу / В.М. Попов. –М.: Недра 1960. –360 с.
11. Александров, В.И. Методика расчета и результаты опытно-промышленной эксплуатации пластинчатого сгустителя. В кн.: Прикладные исследования гидротранспортирования продуктов обогащения минерального сырья / В.И. Александров // Междувед. сб. науч. тр. Механобр. Л., –С.88-91.

12. Лебедев, В.С. Остаточные газовые компоненты угольных пластов: состав, содержание, потенциальная опасность / В.С. Лебедев, О.В. Скопинцева // Горный журнал. -2017. -№4. -С.84-86.
13. Бусарев, А.В. К вопросу очистки шахтных стоков / А.В. Бусарев, И.Г. Шешегова, К.Г. Шарипова // Проблемы и перспективы развития строительства, теплогазоснабжения и энергообеспечения. Материалы VIII Национальной конференции с международным участием. -Саратов, 2018. -С. 74-78.
14. Кантор, Л.И. Выбор типа коагулянта с учетом сезонных периодов / Л.И. Кантор, Р.И. Кiekбаев, Е.А. Кантор, А.В. Харабрин // Водоснабжение и санитарная техника. 2006. –№5.
15. Бардамова, И.В. Изучение свойств геохимического барьера на основе известняка / И.В. Бардамова // Минералогия и геохимия ландшафта горнорудных территорий. Рациональное природопользование. Современное минералообразование: труды VII Всерос. симп. с междунар. участием и XIV Всерос. чтений памяти акад. А.Е. Ферсмана. -Чита, 2018. -С. 217-222.
16. Palihakkara, C.R. Floating wetland treatment of acid mine drainage using eichhornia crassipes (water hyacinth) / Palihakkara C.R., Dassanayake S., Jayawardena C., Senanayake I.P. // Journal of Health and Pollution. 2018. Vol.8. No17. -pp.14-19.
17. Бегак М.В., Гусева Т.В. О применении наилучших доступных технологий в очистке сточных вод в Европейском Союзе / М.В. Бегак, Т.В. Гусева // Чистая вода: проблемы и решения. -2011. -№ 1-2. -С.50-54.
18. Клячко, В.А. Подготовка воды для промышленного и городского водоснабжения / В.А. Клячко, И.Э. Апельцин. –М.: Стройиздат, 1962. –819 с.
19. Кожин, В. Ф. Очистка питьевой и технической воды. Примеры и расчеты: учеб. пособие для вузов - 4-е изд., репринтное / В. Ф Кожин. -М.: ООО «Бастет», 2008. -304с.
20. Николадзе, Г.И. Водоснабжение: Учебник для вузов / Г.И. Николадзе, М.А. Сомов. –М.: Стройиздат, 1987. –688 с.

21. Фрог, Б.Н. Водоподготовка / Б.Н. Фрог, А.П. Левченко. –М.: Изд-во МГУ, 1996. –680 с.
22. Пособие по проектированию сооружений для очистки и подготовки воды (СНиП 2.04.02–84 «Водоснабжение. Наружные сети и сооружения») / НИИ КВОВ АКХ им. К.Д. Памфилова. –М.: ЦИТП Госстроя СССР, 1989. –128 с.
23. Camp, T.R. Velocity gradient and integral work in fluid motion – Journ. Boston Soc. Civil Eng, 1943. –№ 4. –р.219-237.
24. Хиршиева, И.В. Технологические схемы процесса коагуляции маломутных цветных вод с введением добавок-утяжелителей / И.В. Хиршиева // Вестник гражданских инженеров. - 2014.- № 5(46). - С. 107-111.
25. Журба, М.Г. Водоснабжение. Улучшение качества воды / М.Г. Журба, Ж.М. Говорова. –М.: Изд-во АСВ, 2008. –Т. 2. –344 с.
26. Клячко, В.А. Очистка природных вод / В.А. Клячко, И.Э. Апельцин. –М.: Стройиздат, 1971. –579 с.
27. Кульский, Л.А. Технология очистки природных вод / Л.А. Кульский, П.П. Строкач. – К.: Вища школа, 1986. –352с.
28. Хиршиева, И.В. Повышение эффективности процесса коагуляции маломутных цветных вод путем введения добавок-утяжелителей / И.В. Хиршиева, Ю.А. Феофанов // Вода, экология: проблемы и решения. -2014. - №2, -С24-30.
29. https://cbrn.tj/lang_ru/static_page.php?id=85
30. https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/54/109/54109983.pdf
31. Национальная Концепция Республики Таджикистан по реабилитации хвостохранилищ отходов переработки урановых руд на 2014-2024 годы, Утверждена постановлением Правительства Республики Таджикистан от 1 августа 2014 года, №505.
32. Программа реализации Национальной концепции Республики Таджикистан по реабилитации хвостохранилищ отходов переработки

урановых руд на 2016-2024 годы, утв. постановлением Правительства Республики Таджикистан от 27 июля 2016 года № 329.

33. Рахматов, Н.Н. Физико-химические основы получения урановых концентратов из супесчаных почв и шахтных вод: автореф. дис. ... канд. техн. наук / Н.Н. Рахматов. – Душанбе, 2016. – 22 с.

34. Мирсаидов, И.У. Физико-химические и технологические основы извлечения урана из шахтных и технических вод отходов урановой промышленности: автореф. дис. ... канд. техн. наук / И.У. Мирсаидов. – Душанбе, 2007. – 23 с.

35. Хакимов, Н. О возможности извлечения урана из шахтных вод месторождения Киик-Тал Таджикистана / Н. Хакимов, Х.М. Назаров, У.М. Мирсаидов // Доклады АН Республики Таджикистан. -2005. -Т.48. -№9-10. -С.100-104.

36. Извлечение урана из шахтных и технических вод отходов урановой промышленности / Н. Хакимов, И.У. Мирсаидов, Б.Б. Баротов, Х.М. Назаров // Доклады АН Республики Таджикистан. -2007. -Т.50. -№8. -С.703-706.

37. Хакимов, Н. Использование местных материалов в качестве сорбента для извлечения урана из сточных шахтных и технических вод горнодобывающих предприятий / Н. Хакимов, И.У. Мирсаидов, Х.М. Назаров // Горный журнал. -2011. -№12. -С.60-62.

38. Хакимов, Н. Очистка шахтных и дренажных вод от урана / Н. Хакимов, И.У. Мирсаидов, М.З. Ахмедов // Материалы республиканской научно-практической конференции «Современные проблемы химии, химической технологии и металлургии». – Душанбе, 2009. -С.238-239.

39. Физико-химическое состояние урана в шахтных урансодержащих вод и в супесчаных почв / И.У. Мирсаидов, Х.М. Назаров, Ф.Дж. Саломов [и др.] // Доклады АН Республики Таджикистан. -2013. -Т.56. -№9. -С.725-729.

40. Бобоев, Б.Д. Физико-химические основы миграции урана в системе «дренажные воды-почва» на примере хвостохранилищ № 1-2 г. Табошар

Республики Таджикистан: автореф. дис. ... канд. хим. наук / Б.Д. Бобоев. – Душанбе, 2010. – 23 с.

41. Вольфганг Хайдуг. Геологическое хранение CO₂ в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии: первичный анализ потенциала и политики / Вольфганг Хайдуг // UNITED NATIONS GENEVA, 2021. -45с.

42. <https://xn--90aifdm6al.xn--p1ai/blog/vozdjestvie-co2-na-cheloveka>

43. <https://cabar.asia/ru/pochemu-ledniki-tadzhikistana-tayut-i-naskolko-eto-opasno-dlya-nas#:~:text=%C2%AB%D0%95%D1%81%D0%BB%D0%B8%20%D0%BA%D0%BE%D1%80%D0%BE%D1%82%D0%BA%D0%BE%2C%20%D1%82%D0%BE%20%D0%B2%20%D0%B7%D0%B5%D0%BC%D0%BD%D0%BE%D0%B9,%D1%81%D1%82%D1%80%D0%B0%D0%B4%D0%B0%D1%8E%D1%82%20%D0%BB%D1%8E%D0%B4%D0%B8%20%D0%BF%D0%BE%20%D0%B2%D1%81%D0%B5%D0%BC%D1%83%20%D0%BC%D0%B8%D1%80%D1%83.>

44. Мирсаидов, И.У. Исследование сорбционных свойств скорлупы урюка / И.У. Мирсаидов, Н. Хакимов, Х.М. Назаров // Доклады АН Республики Таджикистан. -2007. -Т.50. -№1. -С.46-50.

45. Сорбция ионов урана из шахтных и дренажных вод с помощью шишек арчи в динамическом режиме / Н.Н. Рахматов, Х.М. Назаров, И.У. Мирсаидов [и др.] // Известия АН Республики Таджикистан. -2014. -№3(156). -С.64-69.

46. Сорбционные свойства скорлупы ореха / Н.Н. Рахматов, Х.М. Назаров, А.В. Аксёнов [и др.] // Материалы V Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Перспективы развития технологии переработки углеводородных и минеральных ресурсов». - Иркутск, 2015. - С.155-159.

47. Природные сорбенты для очистки урансодержащих вод / Н.Н. Рахматов, И.У. Мирсаидов, Ф.Дж. Саломов, Ж.А. Мисратов // Материалы Международной научно-практической конференции, посвященной 1150-

летию учёного-энциклопедиста, врача, алхимика и философа Абу Бакра Мухаммада ибн Закария Рази. - Душанбе, 2015. -С.74-75.

48. Назаров, Х.М. Сорбция урана на синтетический сорбент дренажными урансодержащими водами / Х.М. Назаров, В. Миряхъяев, Н.Н. Рахматов // Материалы республиканской научно-практической конференции «Проблемы материаловедения в машиностроении Республики Таджикистан». - Душанбе, 2016. –С.233-235.

49. Способ очистки шахтных и дренажных вод от урана / Х.М. Назаров, И.У. Мирсаидов, М.З. Ахмедов, Н.Н. Рахматов // Малый патент на изобретение № TJ 678. РТ. -Душанбе. 2015.

50. Мирсаидов, И.У. Технология очистки урансодержащих шахтных и дренажных вод / И.У. Мирсаидов, Х.М. Назаров, Н. Хакимов, М.З. Ахмедов // Изв. АН Республики Таджикистан, 2009, -№2(135). -С.63-71.

51. Бободжонова, З.Х. Химические аспекты очистки ураносодержащих вод от ионов тяжёлых металлов: дис. на соискание ученой степени доктора философии (PhD) – доктора по специальности 6D060600 – Химия (6D060601 – неорганическая химия (технические науки)) / З.Х. Бободжонова. – Душанбе, 2022. -147с.

52. Хакимов, Н. Экологические проблемы переработки отходов урановой промышленности Таджикистана / Н. Хакимов, Х.М. Назаров, И.У. Мирсаидов // Материалы Сахаровских чтений «Экологические проблемы 21 века». – Минск, 2007. – С.168.

53. Конструкционные особенности аппарата для сорбции урана из шахтных и технических вод / С. Гафуров, Н. Хакимов, Х.М. Назаров, И.У. Мирсаидов // Известия АН Республики Таджикистан. Отд. физ.-мат., хим. и геол. наук. – 2007. -№3(128). –С.78-82.

54. Малый патент Республики Таджикистан № TJ 109 от 07.05.2007 г. Способ извлечения урана из шахтных вод / Н. Хакимов, Х.М. Назаров, И.У. Мирсаидов, Б.Б. Баротов. - Заявка №0700104 от 04.05.2007 г.

55. Характеристика подпочвенных вод и радиационный фон на поверхности хвостохранилищ Северного Таджикистана / Б.Б. Баротов, М.З. Ахмедов, И.У. Мирсаидов, Н. Хакимов // Доклады АН Республики Таджикистан. – 2009. – Т.52. -№2. –С.105-106.
56. Извлечение урана из природных урансодержащих вод сложного солевого состава / З.А. Разыков, Г.К. Бакулина, Д.Т. Ниязмагова [и др.] // Доклады АН Республики Таджикистан. – 2002. –Т.45. -№1-2. –С.60-65.
57. Технология извлечения урана из рассола с высоким содержанием хлор-иона / У.М. Мирсаидов, Н. Хакимов, Б.Б. Баротов [и др.]. – Сборник научных трудов сотрудников Агентства по ядерной и радиационной безопасности Академии наук Республики Таджикистан. – Душанбе, 2010. –С.138-143.
58. О возможности извлечения урана из рапы озера Сасык-Куль Таджикистана / Н. Хакимов, Х.М. Назаров, И.У. Мирсаидов [и др.] // Доклады АН Республики Таджикистан. – 2011. –Т.54. №8. –С.769-773.
59. Мирсаидов, И.У. Физико-химические и технологические основы получения урановых концентратов из местных сырьевых ресурсов Таджикистана: автореф. дис. ... д-ра техн. наук / И.У. Мирсаидов. – Душанбе, 2016. – 48 с
60. Извлечение урана из сернокислотных растворов супесчаных почв с промышленным сорбентом АМ (п) / Н.Н. Рахматов, И.У. Мирсаидов, Х.М. Назаров, Н. Хакимов // Материалы XII Нумановских чтений. – Душанбе, 2015. – С.83-84.
61. Хамидов, Ф.А. Физико-химические основы выделения урановых концентратов из отходов и термодинамические характеристики торий-урановых соединений: автореф. дис. ... канд. техн. наук / Ф.А. Хамидов. – Душанбе, 2017. – 20 с.
62. Физико-химические основы выделения урановых концентратов из отходов урановой промышленности / И.У. Мирсаидов, Б.Б. Баротов, Ф.А. Хамидов [и др.] // Материалы Международной научно-практической. конференции, посвященной 115-летию персидско-таджикского учёного-энциклопедиста,

врача, алхимика и философа Абу Бакра Мухаммада ибн Закария Рази. - Душанбе, 2015. -С.16-17.

63. Мирсаидов, И.У. Опытнo-промышленные испытания сорбционных свойств местных сырьевых материалов при очистке урансодержащих руд / И.У. Мирсаидов, Ф.А. Хамидов, Н. Рахматов // Материалы XII Нумановских чтений «Состояние и перспективы развития органической химии в Республике Таджикистан». – Душанбе, 2015. -С.72-73.

64. Физико-химические и технологические основы переработки урансодержащих отходов Таджикистана / И.У. Мирсаидов, Н. Хакимов, Ф.А. Хамидов, Х.М. Назаров // Сборник материалов Республиканской научно-практической конференции «Проблемы материаловедения в Республике Таджикистан», посвящ. «Дню химика» и 80-летию со дня рожд. академика Международной инженерной академии Вахобова Анвара Вахобовича. - Душанбе, 2016. –С.224-226.

65. Извлечение уранового концентрата из различных сырьевых ресурсов Таджикистана / И.У. Мирсаидов, Б.Б. Баротов, Н.Н. Рахматов [и др.] // Сборник материалов Республиканской научно-практической конференции «Проблемы материаловедения в Республике Таджикистан», посвящ. «Дню химика» и 80-летию со дня рожд. академика Международной инженерной академии Вахобова Анвара Вахобовича. - Душанбе, 2016. –С.226-228.

66. Физико-химические основы получения урановых концентратов из местных сырьевых материалов Таджикистана / У.М. Мирсаидов, Х.М. Назаров, Ф.А. Хамидов, И.У. Мирсаидов // Материалы Сахаровских чтений 2017 года «Экологические проблемы 21 века». – Минск, Беларусь, 2017. –С.96-97.

67. Баротов, Б.Б. Физико-химические и технологические основы получения урановых концентратов из местных сырьевых материалов Таджикистана: автореф. дис. ... канд. техн. наук / Б.Б. Баротов. – Душанбе, 2011. -19 с.

68. ГОСТ 9.305 84. Единая система защиты от коррозии и старения. Покрытия металлические и неметаллические неорганические. Операции

технологических процессов получения покрытий. –М.: Госстандарт, 1988. – 183 с.

69. Александров, В.М. Оборудование цехов электрохимических покрытий: Справочник / В.М. Александров, Б.В. Антонов, Б.И. Гендлер и др. // –Л: Машиностроение, 1987. – 309 с.

70. Акулич, И.Л. Математическое программирование в примерах и задачах: Учебное пособие / И.Л. Акулич // – СПб.: Издательство Лань, 2011. –352с.

71. Ашманов, С.А. Теория оптимизации в задачах и упражнениях: Учебное пособие / С.А. Ашманов, А.В. Тимохов // –СПб.: Издательство Лань, 2012. – 448с.

72. Бахвалов, Г.Т. Никелирование при периодическом изменении направления тока. ИТЭИН АН СССР, 1955.

73. Алексеев, А.Н. Повышение эффективности технологических операций и функционирования оборудования гальванохимической обработки в условиях автоматизированного гальванического производства / А.Н. Алексеев // –М. - Пенза: Новые промышленные технологии, 1997. -189с.

74. Методические и нормативные материалы удельных расходов воды, химикатов, катионного и анионного состава химических загрязнений в промышленных стоках, поступающих на очистные сооружения из цехов электрохимической и химической обработки деталей. Руководящие материалы. Р-90 065. –VII редакция. –М.: ГИПРОНИИАВИАПРОМ, 1990. – 418с.

75. Виноградов, С.С. Промывные операции в гальваническом производстве / С.С. Виноградов. –М.: Глобус, 2007. –156 с.

76. Баглай С.В., Риянова Э.А., Баглай Е.Б. Биохимический способ очистки сточных вод гальванических производств // Вода и экология. – 2004. – № 1(18). – С.35-38.

77. Бахчисарайцян, Н.Г. Практикум по прикладной электрохимии: учебное пособие для вузов / Н.Г. Бахчисарайцян, Ю.В. Борисоглебский, Г.К. Буркат / –Л.: Химия, 1990. -304с.

78. Гнусин, Н.П. Основы теории расчета и моделирования электрических полей в электролитах / Н.П. Гнусин, Н.П. Поддубный, А.И. Маслий // – Новосибирск: Наука, 1972. – 276с.
79. Колесников, В.А. Экология и ресурсосбережение в электрохимических производствах. Механические и физико-химические методы очистки промывных и сточных вод: учебное пособие / В.А. Колесников, В.И. Ильин // – М.: РХТУ им. Д.И. Менделеева, 2004. –220с.
80. ГОСТ 9.314 90. Единая система защиты от коррозии и старения. Вода для гальванического производства и схемы промывок. Общие требования. – М.: Госстандарт, 1988. –14 с.
81. Беляев С.Д. Водный кодекс и практика нормирования // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2008. – № 4. – С. 4-14.
82. Бикбулатов Г.М., Степанова И.Э. Функции желательности Харрингтона для оценки качества природных вод // Экологическая химия. – 2011. – т. 20, вып. 2. – С. 94-109.
83. СанПиН 2.1.4.559 96. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения.
84. СанПиН 2.1.4.004-07. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения.
85. <https://m-investspb.ru/poleznaya-informatsiya/zashchitnye-pokrytiya-metallov>
86. Кудрявцев, Н.Т. Электролитические покрытия металлами / Н.Т. Кудрявцев // – М.: Химия, 1979. –352с.
87. Груев, И.Д. Электрохимические покрытия изделий радиоэлектронной аппаратуры: справочник / И.Д. Груев, Н.И. Матвеев, Н.Г. Сергеева. –М.: Радио и связь, 1988. –304с.
88. Мамаев, В.И. Функциональная гальванотехника: учебное пособие / В.И. Мамаев // – Киров : ФГБОУ ВПО «ВятГУ», 2013. –208с.
89. Биосорбционная обработка сточных вод гальванических производств / Д.Ю. Морозов, М.В. Шулаев, И.А. Храмова и др. // Экология и промышленность России. – 2007. – № 8. –С.11-13.

90. Большаков Н.Ю. Ващенко В.В. Минимизация вторичных загрязнений при обработке осадков сточных вод // Вода и экология. Проблемы и решения. – 2011. – № 1. – С.27-32.
91. Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды: обзор существующих подходов. – 2002. – Т. 122. – №2. –С.115-135.
92. Быкова Я.П. Ермоленко Б.В. Задача оптимального проектирования системы очистки сточных вод гальванического производства // Химическая технология. – 2009. – № 10. –С.623-631.
93. Быкова Я.П. Ермоленко Б.В. Экономико-математические модели для проектирования систем очистки сточных вод гальванических производств // Химическая технология. – 2010. – № 1. –С.39-47.
94. Варламова С.И. Семенов В.В. Климов Е.С. Очистка сточных вод и концентрированных растворов сернокислого кадмирования // Экология и промышленность России. –2006. –№2. –С.14-15.
95. Виноградов С.С. Экологически безопасное гальваническое производство / под ред. В.Н. Кудрявцева. – 2-е изд., перераб. и доп. –М.: Глобус, 2002. –352с.
96. Власова И. А. Экологические индикаторы качества сточных вод очистных сооружений: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М., 2002. –46с.
97. Власова И. А. Экологические индикаторы качества сточных вод очистных сооружений: дис. ... канд. биол. наук. – Красноярск, 2011. –143с.
98. Чайковский Г.П., Матаруева И.А., Кравцов Ю.Ф. Железобактерии и их влияние на процесс обезжелезивания подземных вод. // Гидравлика и водоснабжение.: Межвузовский сборник научных трудов. - Хабаровск: РИО ХПИ, 1974. с.111 - 120.
99. Новиков В.К., Михайлова Э.М. Методы очистки природных вод от соединений марганца, железа и других загрязняющих веществ: Обзорная информация. -М.: Институт экономики ЖКХ АКХ им. К.Д. Памфилова, 1990. -52 с.

100. Кульский Л.А. Основы химии и технологии воды. -Киев: Наукова думка, 1991. -568 с.
101. Лекомцев, В.Р. Обзор основных методов обезжелезивания воды / В.Р. Лекомцев // «Молодой учёный». 2017. -№29 (163). –С.17-19.
102. <https://univod.ru/tehnologii/udalenie-zheleza-i-marganca/>
103. Абаева, Е.А. Математическое моделирование скорости процесса окисления ионов железа в воде / Е.А. Абаева, Ю.М. Аверина // Успехи в химии и химической технологии. Том XXXV. -2021. -№3. –С.12-14.
104. Самойлов И.В. Как очистить воду. Изд. «Феникс», Ростов-на-Дону, 2000.
105. УДК 551.49 Ничипор В.В. Рациональные методы и режимы обезжелезивания подземных вод – Мн.: БелНИИНТИ, 1991. –20 с.
106. Алексеев В.С., Коммунар Г.М., Янбуллатова Ф.К. Расчеты установок обезжелезивания подземных вод в водонапорных пластах // Водоснабжение и санитарная техника. - 1984. -N4.
107. Румянцева Л.П. Брызгальные установки при обезжелезивании воды. - М.: Стройиздат, 1976. - 180 с.
108. Алексеев В.С., Коммунар Г.М., Тесля В.Г. и др. Опыт внутрислоевой очистки подземных вод от железа. Ж. Водоснабжение и санитарная техника, №5, 1989, -С.14-15.
109. Труфанов А.И. Формирование железистых подземных вод. М., Наука, 1982, 132 с.
110. Михаилик, Л.Г. Очистка и использование природных и сточных вод / Л.Г. Михаилик, Я.Н. Гольбург, Л.С. Рапопорт // – Минск, Наука и техника, 1973 – 23-27с.
111. Курбатов, А.Ю. Окисление двухвалентного железа в различных водных средах / А.Ю. Курбатов, Ю.М. Аверина, В.В. Меньшиков, Н.А. Аснис, Т.А. Ваграмян, Г.А. Юрьева, М.Т. Мамателашвили // Химическая промышленность сегодня. Москва, 2013. -№10. -С.36-41.
112. Обезжелезивание воды. теория и практика [Электронный ресурс]. -Режим доступа: <https://wwtec.ru/index.php?id=241>.

113. <https://hydrolab.pl/ru/%D1%84%D0%B8%D0%BB%D1%8C%D1%82%D1%80%D0%B0%D1%86%D0%B8%D1%8F-%D0%B4%D0%BB%D1%8F-%D1%83%D0%B4%D0%B0%D0%BB%D0%B5%D0%BD%D0%B8%D1%8F-%D0%B6%D0%B5%D0%BB%D0%B5%D0%B7%D0%B0/>
114. <https://prom-water.ru/articles/udalenie-zheleza-iz-vody/>
115. Киреева, Т.А. Компоненты состава природных вод / Т.А. Киреева // МГУ им. М.В. Ломоносова, 2016. –С. 28-48.
116. Двинских С. А. Факторы формирования и элементы химического состава поверхностных вод / С.А. Двинских // Пермский государственный национальный исследовательский университет. – Электронные данные. – Пермь, 2020. -77с.
117. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений. –Екатеринбург: Наука, 1994. –280с.
118. Гандурина Л.В. Практический опыт применения флокулянтов в водоочистке // Вода и экология. Проблемы и решения. – 2001. –№3. –С.48-61.
119. Геоинформационные системы для мониторинга и анализа окружающей среды / А.Г. Терещенко, И.А. Сухаленцев, В.В. Соколов и др. // Экология и промышленность России. – 2005. – № 1. –С.22-24.
120. Гидрометрический аппаратно-программный комплекс как основа проверки адекватности гидрологических моделей малых рек / С.Э. Михалёв, С.В. Бобырев, Н.А. Угланов и др. // Вестник СГТУ. –2012. –№4. –С.277-283.
121. Голованчиков А.Б. Ефремов М.Ю, Дулькина Н.А. Интенсификация очистки воды от ионов жесткости и железа // Водоснабжение и санитарная техника. –2012. –№9. –С.58-63.
122. Гончарук В.В. Дульнева Т.Ю., Кучерук Д.Д. Очистка воды от гидро-комплексов тяжелых металлов электромикрофильтрацией при помощи неорганических мембран // Химия и технология воды. –2010. –№2. –С.173-182.

123. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (гигиенические нормативы). – 2003. –151 с.
124. ГН 2.1.5.1316-03 Ориентировочные допустимые уровни химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (гигиенические нормативы). – 2003. –44 с.
125. Беликова, С.Е. Водоподготовка: Справочник / Под ред. д.т.н., действительного члена Академии промышленной экологии С.Е. Беликова. – М.: Аква-Терм, 2007. –240 с.
126. https://zxr.ru/product/sulfat_aluminiuma/
127. Бабенков, Е.Д. Очистка воды коагулянтами / Е.Д. Бабенков. –М.: Недра, 1977. –356 с.
128. Храменков, С.В. Использование современных коагулянтов и флокулянтов в системе Московского водопровода / С.В. Храменков, А.В. Коверга, О.Е. Благова // Водоснабжение и санитарная техника. 2001. –№3.
129. Кропачева, Т.Н. Получение и свойства сорбентов на основе высокодисперсного бемита, поверхностномодифицированного фосфоновыми комплексами / Т.Н. Кропачева, А.Р. Газизянова, В.И. Корнева // Журнал неорганической химии, 2022, том 67, -№2, -С.156–167.
130. Химия привитых поверхностных соединений / Под ред. Лисичкина Г.В. М.: Физматлит, 2003. -592с.
131. Золотов, Ю.А. Сорбционное концентрирование микрокомпонентов из растворов: применение в неорганическом анализе / Ю.А. Золотов, Г.И. Цизин, С.Г. Дмитриенко и др. // М.: Наука, 2007. -320с.
132. Егоров В.В. Технология утилизации железо-, цинк- и никель-содержащих гальваношламов для вторичного применения: автореф. дис. ... канд. техн. наук. – Пенза, 2013. – 20с.
133. Ельников Д.А. Очистка сточных вод от синтетических и органических красителей отходом производства дисахаридов: автореф. дис. ... канд. техн. наук. – Пенза, 2013. – 20с.

134. Вечер, Е.В. Методы очистки сточных вод горного производства / Е.В. Вечер, Г.И. Морзак // БНТУ, ФГДЭ, 2018. -С27-35.
135. Вронский, В.А. Прикладная экология: учебное пособие / В.А. Вронский - Ростов на/Д.: Феникс, 1996. -512с.
136. Шимова, О.С. Проблемы оценки экологизации производства и потребления / О.С. Шимова // Белорусский экологический журнал. –№1. – 2005. –С.21-24.
137. Сластунов, С. В., Горное дело и окружающая среда: учеб.пособие / С.В. Сластунов, Королева В.Н. – М: Логос, 2001. –271с.
138. Константинов, Д.В. Изучение эффективности новых отечественных реагентов на водопроводной станции г.Сарапула / Д.В. Константинов, Н.Б. Полосова, А.Е. Татере, С.В. Снигирев // Водоснабжение и санитарная техника. 2003. –№9.
139. Сафин, Р.Н. Применение полиоксихлорида алюминия на водозаборах ОАО «Татнефть» / Р.Н. Сафин, С.В. Базин, С.В. Гетманцев, С.В. Снигирев // Водоснабжение и санитарная техника. 2003. –№2.
140. Алексеева, Л.П. Оценка эффективности применения оксихлорида алюминия по сравнению с другими коагулянтами / Л.П. Алексеева // Водоснабжение и санитарная техника. 2003. –№2.
141. Волков, В.З. Новые коагулянты в практике Московского водопровода / В.З. Волков, Е.А. Столярова, Е.А. Никольская // Водоснабжение и санитарная техника. 2003. –№2.
142. Гетманцев, С.В. Использование современных коагулянтов в практике российских водоочистных предприятий / С.В. Гетманцев // Водоснабжение и санитарная техника. 2006. –№4.
143. Наука и Жизнь, Новая технология очистки воды, В. Барабанов, А. Горшков. 2008. №3.
144. Драгинский, В.Л. Коагуляция в технологии очистки природных и сточных вод / В.Л. Драгинский, Л.П. Алексеева, С.В. Гетманцев. –М.: Науч. изд., 2005. –576с.

145. Приходченко, А.В. Технологические схемы очистки питьевой воды. Расчет и компоновка реагентного хозяйства [Электронный ресурс]: методические указания по выполнению курсовых проектов / А.В. Приходченко, Д. И. Приходченко, Т. Ф. Рыльцева // -Волгоград: ВолгГАСУ, 2016. -30с.
146. <https://akvaproff.ru/katalog/sistemy-vodopodgotovki/gotovye-kompleksy/aeratsiya-obezzhelezivanie-do-600l-chas/>
147. Гетманцев, С.В. Оценка эффективности применения различных типов коагулянтов для очистки волжской воды / С.В. Гетманцев, А.А. Рученин и др. // Водоснабжение и санитарная техника. 2003. –№9.
148. Драгинский, В.Л. Повышение эффективности реагентной обработки воды на водопроводных станциях / В.Л. Драгинский, Л.П. Алексеева // Водоснабжение и санитарная техника. 2000. –№5.
149. Драгинский, В.А. Повышение эффективности очистки воды на ЮВС г. Ярославля / В.Л. Драгинский, Л.П. Алексеева, А.В. Моисеев и др. // Водоснабжение и санитарная техника. 2002. –№5.
150. Линевич, С.Н. Коагуляционный метод водообработки. Теоретические основы и практическое использование / С.Н. Линевич, С.В. Гетманцев. –М.: Наука, 2007. –167 с.
151. Качалова, Г.С. Коагуляционно–сорбционная очистка сточных вод / Г.С. Качалова // Вода и экология: проблемы и решения. 2019, №2 (78), –С.32-39.
152. Копылов, А.С. Водоподготовка в энергетике: Учебное пособие для вузов / А.С. Копылов, В.М. Лавыгин, В.Ф. Очков. –М.: Издательство МЭИ. 2003. – 310с.
153. Коагуляция воды: Методические указания для самостоятельной подготовки к выполнению лабораторной работы по дисциплине «Обработка воды на АЭС» для студентов V курса обучения по специальности 140100 «Атомные станции» / Сост.: Г.А. Черкашина. -Томск:Изд-воТПУ, 2016. -16с.
154. Максимова, С.В. Оценка эффективности процесса коагуляции примесей воды при использовании крупнозернистой контактной загрузки / С.В.

Максимова, С.М. Салмин, Е.Ю. Осипова, Б.Р. Бокиев // Вестник Томского государственного архитектурно-строительного университета. -2018. -№(6), - С.167-178.

155. Запольский, А.К. Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды: Свойства. Получение. Применение / А.К. Запольский, А.А. Баран. Л.: Химия, 1987. –208с.

156. Черкашина, Г.А. Коагуляция воды. –Томск: Изд-во ТПУ, 2016. –16с.

157. Рафф, П.А. Технология контактного осветления воды в условиях Волжского водозабора г. Казани / П.А. Рафф, А.В. Селюков, И.С. Байкова // Водоснабжение и санитарная техника. 2011. –№ 6. –С.25-34.

158. Гетманцев, С.В. Очистка промышленных сточных вод коагулянтами и флокулянтами / С.В. Гетманцев, И.А. Нечаев, Л.В. Гандурина. –М.: Изд-во Ассоциации строительных вузов, 2008. –272с.

159. Запольский, А.К. Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды / А.К. Запольский, А.А. Баран. –Л.: Химия, 1987. –С.48-79.

160. Бабенков, Е.Д. Очистка воды коагулянтами / Е.Д. Бабенков. –М.: «Наука», 1977. –365с.

161. Хиршиева И.В. Интенсификация процесса коагуляции при очистке маломутных цветных вод: автореф. дис. ... к-та техн. наук / И.В. Хиршиева – Санкт-Петербург, 2015. –25с.

162. Строганов Н.С. Токсичное загрязнение водоемов и деградация водных экосистем / Н.С. Строганов // Итоги науки и техники. Общая экология, биоценология, гидробиология. –М.: ВИНТИ, 1976. –Т. 3. –С.5-47.

163. Хиршиева, И.В. Результаты исследований по применению добавок-утяжелителей для интенсификации процесса коагуляции / И.В. Хиршиева, Ю.А. Феофанов // Вестник фажданских инженеров.-2013 -№3(38) - С 129-134.

164. Хиршиева, И.В. Интенсификация процесса коагуляции маломутных цветных вод с введением добавок-утяжелителей / И.В. Хиршиева

[Электронный ресурс] // Современные проблемы науки и образования. - 2014. - №2.

165. Сколубович, А.Ю. Разработка технологии очистки высокоцветных маломутных вод поверхностных источников для питьевого водоснабжения. Диссертация на соискание уч. степени кандидата технических наук. Новосибирск, 2010г. –186 с.

166. Palihakkara C.R., Dassanayake S., Jayawardena C., Senanayake I.P. Floating wetland treatment of acid mine drainage using eichhornia crassipes (water hyacinth) // Journal of Health and Pollution. 2018. -Vol.8. -No17. -pp.14-19.

167. Давлатов, Д.С. Физико-химические основы очистки шахтных вод от тяжелых металлов на примере шахты «Восточная»: авт. дис. ... канд. техн. наук: 25.00.27 / Давлатов Д.С. – Душанбе: ИВПиГЭ НАНТ. –2021. –56с.

168. Руденко, Г.Г. Удаление примесей из природных вод на водопроводных станциях / Г.Г. Руденко, И.Т. Гороновский // -Киев, 1976.

169. Гандурина, Л.В. Органические флокулянты в технологии очистки природных и сточных вод и обработки осадка: Аналитический обзор / Л.В. Гандурина. –М.: ЗАО «ДАР/ВОДГЕО», 2002. –75 с.

170. Лопатин, Г.В. Наносы рек СССР. –М.: Географгиз, 1952.

171. Долгоносов, Б.М. Прогноз показателей качества воды на входе водопроводной станции / Б.М. Долгоносов, С.В. Храменков, Д.Ю. Власов и др. // Водоснабжение и сан. техника. 2004. № 11.

172. Сычев, А.В. Использование полиоксихлорида алюминия при подготовке питьевой воды на крайнем Севере / А.В. Сычев, Л.П. Канивец, Н.М. Солтан, Л.Д. Батуева // Водоснабжение и санитарная техника. 2003. –С.30-31.

173. Aylin Devrimci, A. Mete Yuksel, F. Dilek Sanin, Algal alginate: A potential coagulant for drinking water treatment. Desalination. 299 (2012), -pp.16-21.

174. Бусарев, А.В. К вопросу очистки шахтных стоков / А.В. Бусарев, И.Г. Шешегова, К.Г. Шарипова // Проблемы и перспективы развития строительства, теплогазоснабжения и энергообеспечения. Материалы VIII

Национальной конференции с международным участием. -Саратов, 2018. - С.74-78.

175. Gubina N.A., Ylesin M.A., Karmanovskaya N.V. Ways to increase the productivity and quality of mine water treatment // Journal of Environmental Management and Tourism. 2018. Vol.9. No 3. Pp. 423-427.

176. Бабенков, Е.Д. Влияние перемешивания воды на физические параметры коагулированной взвеси / Е.Д. Бабенков // Химия и технология воды. –1980. – № 5. –Т. 2.

177. Бабенков, Е.Д. Размерно-плотностная характеристика хлопьев коагулированной взвеси / Е.Д. Бабенков // Химия и технология воды. 1981. – №3. –С.212-215.

178. Бабенков, Е.Д. Режим перемешивания воды в процессах водоподготовки / Е.Д. Бабенков // Химия и технология воды. 1984. –№3. –Т.2.

179. Ефимов В.И., Корчагина Т.В., Свиноаренко С.А., Рябов Г.Г. Способ очистки шахтных вод // Известия Тульского государственного университета. Науки о Земле. -2018. -№3. -С.36-42.

180. Тихонюк, В.О. Анализ методов интенсификации очистки воды в системах водоподготовки / В.О. Тихонюк // Коммунальное хозяйство городов: науч. – техн. сб. –К.: Техника, 2000. –Вып. 21. –С.90-92.

181. Благодарная, Г.И. Влияние многократного введения коагулянта на процесс коагуляции при очистке воды [Текст] / Г.И. Благодарная, С.С. Душкин // Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво: міжвідомчий науково–технічний збірник. – Рівне: НУВГП, 2009. –Вип. 34. –С.159-165.

182. Тугай, А.М. Водопостачання: підручник / А.М. Тугай, В.О. Орлов // –К. : Знання, 2009. – 735с.

183. Бегак, М.В. О применении наилучших доступных технологий в очистке сточных вод в Европейском Союзе / М.В. Бегак, Т.В. Гусева // Чистая вода: проблемы и решения. -2011. -№1-2. -С.50-54.

184. http://www.laboratorka.su/catalog/news/Reagenti_dlya_vodopodgotovki/95-Sulfat-alyuminiya-kak-sredstvo-dlya-ochistki-vodi.html

185. Душкин, С.С. Очистка воды в осветлителях с контактной загрузкой // Водоснабжения и санитарная техника, 1971, №12. –С.3-7.
186. <http://vseokraskah.net/ochistka/koagulyanty-dlya-ochistki-stochnyx-vod.html>
187. Eiji Iritani. Properties of Filter Cake in Cake Filtration and Membrane Filtration // KONA Powder and Particle Journal. 2003. vol. 21, –p.19-39.
188. Ашуров, Х.Ё. Коагуляционный метод очистки шахтных вод от тяжелых металлов на примере шахты «Капитальная»: дис. ... канд. техн. наук: 25.00.27 / Ашуров Х.Ё. –Душанбе: ИВПиГЭ НАНТ. –2021. –110с.
189. Бокизода, Д.З. Очистка сточных вод крепёжного производства от тяжёлых металлов: авт. дис. ... канд. техн. наук: 25.00.27 / Бокизода Д.З. –Душанбе: ИВПиГЭ НАНТ. –2023. –58с.
190. Благодарная, Г.И. Природные воды–многокомпонентные гетерогенные системы. / Г.И. Благодарная, С.С. Душкин // Коммунальное хозяйство городов: науч.–техн. сб. –К.: Техніка, 2007. – Вып. 74. –С.207–210.
191. Благодарная, Г.И. Технологическое обоснование технологии очистки воды при реконструкции сетей водоснабжения г. Изюма / Г.И. Благодарна, С.С. Душкин // Материалы IV Всеукраинской студенческой научно–технической конференции «Устойчивое развитие городов». – Х.: ХНАГХ. – 2011. –С.128–129.
192. Бояринов, Г.А. Свойства и сферы применения натрия гипохлорита / Г.А. Бояринов, Н. Ю. Векслер // Эфферентная терапия. –1997. –№2. –С.5–14.
193. Ярыгина, Е.Н. Гипохлорит натрия в клинике хирургической стоматологии и челюстно-лицевой хирургии / Е.Н. Ярыгина, М.В. Кирпичников, И.А. Максютин // Лекарственный вестник №3 (75). 2019. Том 13. -С.42-46.
194. Mojtaba Azadi Aghdam, Flavia Zraick, Julien Simon, James Farrell, Shane A. Snyder. A novel brine precipitation process for higher water recovery // Desalination. 2016. vol. 385. –p.69-74.
195. <https://ru-ecology.info/term/29289/>
196. Eva Macingova, Alena Luptakova. Recovery of Metals from Acid Mine Drainage / Chemical Engineering Transactions. 2012. vol. 28, p.109-114.

197. Максимович, Н.Г. Инновационная составляющая природоохранных технологий на основе геохимических барьеров / Н.Г. Максимович // Инновационный потенциал естественных наук: в 2 т.: труды междунар. науч. конф. Перм. ун-т; Естественнонауч. ин-т. – Пермь, Экология и рациональное природопользование. Управление инновационной деятельностью. 2006. –Т.П. –С.54-59.
198. Вернадский, В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения / В.И. Вернадский // – 2-е изд. –М.: Наука, 1987. –340 с.
199. Благодарная, Г.И. Механизм формирования гидроксида алюминия // III міжнародна науково-технічна конференція «Актуальні проблеми водного господарства та природокористування» – Рівне: НУВГП, 2009. –64с.
200. Благодарная, Г. И. Повышение эффективности работы городских систем водоснабжения / Науковий вісник будівництва. – Х.: ХДТУБА, ХОТВ АБУ. – Вип. 60. –2010. –С.315–319.
201. Благодарная, Г.И. Прогрессивные технологии в области очистки природных и сточных вод // Коммунальное хозяйство городов: науч.-техн. сб. –К.: Техніка – Вып. 93. –2010. –С.3–12.
202. <https://natural-sciences.ru/ru/article/view?id=37245>
203. Васина, Л.Г. Влияние модуля основности коагулянта и стабильности воды при выборе оптимального режима коагуляции / Л.Г. Васина, В.Л. Меньшикова, Л.С. Крылова и др. // Материалы международной научно-практической конференции «ТЕХНОВОД – 2004». – Новочеркасск, 2004.
204. Орлов, В.О. Интенсификация работы водоочистных сооружений / В.О. Орлов, Б.И. Шевчук // –К.: Будывельник, 1989. –125с.
205. Novotny V. Diffuse (nonpoint) pollution – a political, institutional and fiscal problem // J. Water Pollution Control Federation. 1988. –Vol. 60. –№ 8. –p.1404-1413.
206. Тах, И.П. Пути перехода металлов из донных отложений в воду / И.П. Тах, Э.А. Сиротюк // Сб. матер. VII междунар. конф. «Экологические проблемы

- современности» (5–9 декабря 2006 г.). Майкоп: ООО «Качество». 2006. – С.331-332.
207. Назаренко, Л.Д. О содержании меди и цинка в тканях некоторых карповых рыб Куйбышевского водохранилища / Л.Д. Назаренко // Экологическая физиология рыб: Тез. докл. Всесоюз. конф. по экологической физиологии рыб, 24–26 января 1973г. –М.: 1973. –С.141-142.
208. Строганов Н.С. Токсичное загрязнение водоемов и деградация водных экосистем / Н.С. Строганов // Итоги науки и техники. Общая экология, биоценология, гидробиология. –М.: ВИНТИ, 1976. –Том 3. –С.5-47.
209. Козлов Н.Е., Предовский А.А. Введение в геохимию / Н.Е. Козлов, А.А. Предовский // Мурманск: Изд-во МГТУ, 2005. –127с.
210. Алабастер Дж., Ллойд Р. Критерии качества воды для пресноводных рыб. –М.: Легкая и пищевая промышленность, 1984. –344с.
211. Душкин, С.С. Влияние активированного раствора коагулянта на ξ -потенциал и адсорбционную емкость гидроксида алюминия // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – Одеса, Зовнішрекламсервіс. –2012. – Вип. №45. –С.85–90.
212. Душкин, С.С. Методологические аспекты проведения исследований при использовании активированных растворов коагулянтов в процессе очистки воды / С.С. Душкин // Комунальне господарство міст: науч. техн. сб. –К.: Техніка, -2012. – Вип. №105. –С.320–334.
213. Перлина, А.М. Опыт применения контактных осветлителей / А.М. Перлина // Исследования по водоподготовке. –М.: Гос. изд. по стр-ву и арх-ре, 1956. –С.84-99.
214. Коагулянты / Новые технологии и оборудование в водоподготовке и водоотведении. Сб. –М.: ВИМИ, 2000. –Вип. 1. –С.56.
215. Евтушенко, Н.Ю. Особенности накопления тяжелых металлов в тканях рыб Кременчугского водохранилища / Н.Ю. Евтушенко, О.В. Даниленко // Гидробиологический журнал. 1996. –Т.32. –№4. – С.58-66.

216. Пагенкопф, Г.К. Тип иона металла и его токсичность в водных системах / Г.К. Пагенкопф // Некоторые вопросы токсичности ионов металлов. –М.: Мир, 1993. –С.88-101.
217. Ваганова, Е.С. Экологическое состояние водных объектов Ульяновской области / Е.С. Ваганова, А.С. Ваганов, П.Н. Кузнецов, О.А. Давыдова, Е.С. Климов // Современные наукоемкие технологии. 2010. –№7. –С.78-79.
218. Латыпова, В.З. Влияние азональных факторов на формирование качества воды в р. Казанка / В.З. Латыпова, Е.А. Минакова // Климат, мониторинг окружающей среды, гидрометеорологическое прогнозирование и обслуживание: Тез. Всеросс. науч. конф. – Казань: Изд-во «Унипресс», 2000. –С.124-126.
219. Serikov L.V., Tropina E.A., Shiyan L.N., Frimmel F.H., Meterve li G., Delay M. Iron oxidation in different types of groundwater of Western Siberia // Journal for Soils and Sediments. 2009. –Vol. 9. –№2. –p.103-110.
220. Янин, Е.П. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек / Е.П. Янин. –М.: Мир, 2002. –322 с.
221. Богдановский, Г.А. Химическая экология / Г.А. Богдановский. –М.: МГУ, 1994. –237 с.
222. Binning K., Baird D. Survey of Heavy Metals in the Sediments of the Swarkop River, Estuary, Port: Elizabeth South Africa // Water SA. 2001. –Vol. 27. –p.451-466.
223. Linnik P.N. Complexation as the most important factor and transport of heavy metals in the Dnieper water bodies // Bioanal. Chem. 2003. –Vol. 176. –p.505-512.
224. <https://www.bwt.ru/useful-info/mekhanicheskaya-filtratsiya-vody-eto-podgotovka-k-bolee-glubokomu-ee-ochishcheniyu/>
225. <https://o-vode.net/ochistka/filtratsiya/filtry/mehanicheskoy>
226. <https://lektsii.org/11-62524.html>
227. Кульский Л.А. Теоретические основы и технология кондиционирования воды. – Киев: Наукова думка, 1980. – 253 с.

228. Живилова Л.В., Назаренко П.В. Автоматический химический контроль коррекционной обработки питательной воды и конденсата энергоблоков сверхкритического давления ТЭС аммиаком и гидразином // Теплоэнергетика. – 1976. – № 1. – С. 36– 0.
229. Гужулев Э.П. Основы современной малой энергетики. – Омск: Изд-во ОмГТУ, 2006. – Т. 1. – 440 с.
230. Глаголев М.А. Формы миграции элементов в речных водах / М.А. Глаголев // ДАН СССР. –1958. –Т.121. –№6. –С.1052-1055.
231. Boyle E.A., Edmond J.M., Shoikovitz E.R. The mechanism of iron removal in estuaries // Geohim. Cosmohim. Acta. 1977. –Vol. 41. –№9. –p.1313-1324.
232. Florence T.M. The speciation of trace elements in waters // Talanta. 1982. – Vol. 29. –№5. –p.345-364.
233. Eiderfield H. Metal–organic associations in interstitial water of Naragansett bay sediments // Amer. Journ. Sci. 1981. –Vol. 281. –№ 9. –p.1184-1196.
- 234.https://studref.com/347705/geografiya/himicheskie_protsestry_ochistki_stochnyh
- 235.<http://www.tehnosfera.ru/info/60-otkhody-ochistnykh-sooruzhenij-i-ikh-utilizatsiya.html>
236. Родионов, А.И. Технологические процессы экологической безопасности: учебник для студентов технических и технологических специальностей / А.И. Родионов, В.Н. Клушин, В.Г. Систер. 3-е изд. перераб. и доп.– М.: Высшая школа, 2008. –800 с.
237. Адсорбция органических веществ из воды / А.М. Когановский [и др.]. – СПб: Химия, 1990. – 256 с.
238. Ветошкин, А.Г. Процессы и аппараты защиты окружающей среды / А.Г. Ветошкин. – М.: Высшая школа, 2008. – 632 с.
239. Родионов, А.И. Защита биосферы от промышленных выбросов. Основы проектирования технологических процессов / А.И. Родионов, В.Н. Клушин, Г.С. Соловьев. – М.: Химия, Колос С, 2006. – 392 с.

240. Глазкова, Е.А. Извлечение нефтепродуктов из водных сред многослойными фильтрами: автореф. дис. ... канд. техн. наук: 02.00.13 / Глазкова Елена Алексеевна. – Томск: ТПУ. –2005. –25 с.
241. http://www.nano-plast.com/modulnye_stantsii_ochistki_vody
242. Быкова П.Г., Стрелков А.К., Занина Ж.В. и др. Подготовка артезианской воды для хозяйственно-питьевого водоснабжения // Водоснабжение и санитарная техника. – 2011. – № 9-2. –С.34–39.
243. Высоцкий, С.П. Мембранная и ионитная технологии водоподготовки в теплоэнергетике. –Киев: Техника, 1989. –175 с.
244. Гельферих Ф. Иониты (основы ионного обмена). –М.: Изд-во иностранные литературы, 1962. –492с.
245. Водоотведение и очистка сточных вод: учебник для вузов / С.В. Яковлев [и др.]. –М.: Стройиздат, 1996. -591с.
246. ГН 2.1.5.1315–03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно - питьевого и культурно-бытового водопользования.
247. Ягодовский, В.Д. Адсорбция / В.Д. Ягодовский. –М.: ИНОМ. Лаборатория знаний, 2015. -216с.
248. Воюцкий, С.С. Курс коллоидной химии / С.С. Воюцкий. –М.: Химия, 1975. –512 с.
249. Кокотов Ю.А. Иониты и ионный обмен. – Л.: Химия, 1980. – 152 с.
250. Фридрихсберг, Д.А. Курс коллоидной химии / Д.А. Фридрихсберг. –Л.: Химия, 1984. –384 с.
251. Киселев В.Я. Адсорбция на границе раздела твердое тело – раствор / В.Я. Киселев, В.М. Комаров: Учебное пособие. – М.: МИТХТ им. М.В.Ломоносова, 2005. – 81 с.
252. Giles, C. H. Studies in adsorption: A system of classification of solution adsorption isotherms / C.H. Giles, T.H. MacEwan, S.N. Nakhwa, D. Smith // Journal of the Chemical Society. 1960. № 3. P. 3973–3993

253. Балезин, С.А. Основы физической и коллоидной химии / С.А. Балезин, Б.В. Ерофеев, Н.И. Подобаев. – М.: Просвещение, 1975. – 398 с.
254. Щукин, Е.Д. Коллоидная химия / Е.Д. Щукин, А.В. Перцов, Е.А. Амелина. – М.: Высшая школа, 2004. – 445 с.
255. Фролов, Ю.Г. Курс коллоидной химии. Поверхностные явления и дисперсные системы / Ю.Г. Фролов. – М.: Химия, 1989. – 464 с.
256. Motoyuki, S. Adsorption engineering / S. Motoyuki. – Kodansha, 1990. – 295 p.
257. Смирнов, А.Д. Сорбционная очистка воды / А.Д. Смирнов. – Л.: Химия, 1982. – 169 с.
258. https://ekolog.org/books/23/2_5_3.htm
259. Сорбционное извлечение ценных компонентов из природных вод и технологических растворов. Всесоюзных научно-исследовательский институт минерального сырья. М.: 1981. – 20 с.
260. Кукушкина, И.И. Коллоидная химия / И.И. Кукушкина, А.Ю. Митрофанов. – Кемерово: Кемерово, 2009. – 185 с.
261. <https://privetstudent.com/kursovyye/kursovyye-po-ekologii/3236-sorbcionnaya-ochistka.html>
262. Брунауер, С.Н. Адсорбция газов и паров / С.Н. Брунауер. – Л.: Нева, 1948. – 784 с.
263. Левченков, С.И. Конспект лекций для студентов биофака ЮФУ: Физическая и коллоидная химии / С.И. Левченков. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального университета, 2007. – 76 с.
264. Дубинин, М.М. Адсорбция и пористость / М.М. Дубинин. – М.: ВАХЗ, 1972. – 126 с.
265. Quayle, O.R. The parachors of organic compounds / O.R. Quayle // Chem. Rev. 1953. – V. 53. – P. 439-589.
266. Dubinin, M.M. Homogeneous and heterogeneous micropore structures in carbonaceous adsorbents / M.M. Dubinin, F.J. Stoeckli // Colloid Interface Sci. 1980. – V. 75. – P. 34-42.
267. Кудайбергенов, К.К. Разработка и изучение карбонизованных сорбентов

- для очистки воды от нефтяных загрязнений: дис. ... канд. фил. наук / Кудайбергенов Кенес Какимович. -Алматы, 2012. -101 с.
268. Лукиных, Н.А. Методы доочистки сточных вод / Н.А. Лукиных, Б.Л. Липман, В.П. Криштул. – М.: Стройиздат, 1978. -160 с.
269. Лимонов, Н.В. Карбонизация полимеров / Н.В. Лимонов, В.Ф. Оконцев, Л.В. Глушанков и др. // Журнал прикладной химии. 1994. -Т.67. -№10. -С.1648-1650.
270. Использование активных углей в процессах водоподготовки и водоотведения. Краснова Т.А ж. Техника и технология пищевых производств 2012.
271. Наука и Жизнь, Новая технология очистки воды, В. Барабанов, А. Горшков. №3, 2008.
272. <http://www.sorbent.su/production/abscarbons/usetable.php>
273. <http://www.bwt.ru/useful-info/1611/>
274. Harif, T. Electrocoagulation versus chemical coagulation: Coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics / T. Harif, M. Khai, A. Adin // Water Research. – 2012. -46 (10). – P. 3177-3188.
275. Новиков А.В. Улучшение качества природных и очистка сточных вод: учебное пособие / А.В. Новиков, Ю.Н. Женихов. Ч. 1. 1-е изд. Тверь: ТГТУ, 2006. -112 с.
276. Селицкий, Г.А. Очистка сточных вод от хрома методом электрокоагуляционного восстановления / Г.А. Селицкий, В.С. Генкин, Н.С. Рогозина. – М.: 1988. –225с.
277. Селицкий, Г.А. Применение метода электрокоагуляционного восстановления для обезвреживания хромсодержащих сточных вод / Г.А. Селицкий // Очистка и повторное использование сточных вод на Урале: сб. – Свердловск, 1968. –С. 22–41.
278. Арчанова, Г.А. Применение электрокоагуляции для очистки хромсодержащих стоков / Г.А. Арчанова // Проблемы использования и охраны водных ресурсов. – Минск: Наука и техника, 1972. –С.93–97.

279. Сметанич, А.Д. Электрохимическая обработка разбавленных хромсодержащих сточных вод / А.Д. Сметанич, В.Ф. Андрианов // Очистка сточных вод предприятий машиностроительной промышленности: сб. М., 1977. –Вып. 70. –С.80–85.
280. Гнусин, Н.П. Влияние некоторых факторов на процесс электрокоагуляции цинксодержащих растворов / Н.П. Гнусин, Н.В. Витульская, Л.И. Заболоцкая // Рациональное водопользование и современные методы очистки сточных вод гальванических цехов: сб. – К, 1978. –С.20–21.
281. Применение процесса электрокоагуляции в технологии очистки металлосодержащих промышленных стоков [Текст] / А.Ш. Мамаков, А.И. Кушнир, Р.В. Дронин [и др.] // Электронная обработка материалов: сб. / ВОДГЕО. – М.: Стройиздат, 1977. -С. 4.
282. Бочкарев В.В. Теоретические основы технологических процессов охраны окружающей среды / В.В. Бочкарев. –Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2012. -320 с.
283. Сидорова Л.П. Методы очистки промышленных и сточных вод / Л.П. Сидорова. –Екатеринбург: ФГАОУ ВПО УрФУ, 2015. -113с.
284. Селицкий Г.А. Электрокоагуляционный способ очистки хромсодержащих сточных вод // Водоснабжение и канализация. 2014. -№1-2. -С.50 - 54.
285. Кобякова Н.И. О возможности электрохимической очистки производственных сточных вод, содержащих одновременно соединения шестивалентного хрома и соли тяжелых металлов / Н.И. Кобякова, В.Е. Генкин, В.Н. Жаворонкова // Труды института ВОДГЕО. 1978. -Вып. 71.
286. Сучано Идзуру. Извлечение тяжелых металлов их сточных вод ферридами / Идзуру Сучано, Сабуро Хаяси // РРМ. 1976. -№2. -С.61-72.
287. Гордон, Б.Г. Прогнозный расчет миграции радионуклидов с загрязненных участков территории государственного предприятия “Московский завод полиметаллов” / Б.Г. Гордон, Р.Б. Шарафутдинов, А.В. Талицкая (НТЦ ЯРБ) // Ядерная и радиационная безопасность. 2007г. -№2. -С.48-54.

288. Разыков, З.А. Урановые месторождения Таджикистана / З.А.Разыков, Э.Г. Гусаков, А.А. Марущенко. – Худжанд: ООО «Хуросон», 2001, - 212 с.
289. Руководство по эксплуатации YSI 556 MPS.
290. Атомно-абсорбционный спектрометр AAnalyst 800. Руководство по эксплуатации, 2008. –103 с.
291. Подготовка проб природных вод для измерения суммарной альфа- и бета активности. М.: 1997. -24 с.
292. 1220 Quantulus. Ultra low level liquid scintillation spectrometer. 2002. -210p.
293. QuantaSmart™ для жидкостного сцинтилляционного анализатора Tri-Carb® (модели B2810TR, B2910TR, B3110TR и B3180TR/SL). Справочное руководство. 2009. -268 с.
294. Метрологическое обеспечение радиационного контроля. ГОСТ Р 8.594-2002. -12 с.
295. Назаров, Х.М. Сорбция урана активированными углями / Х.М. Назаров, А.М. Баротов, И.У. Мирсаидов, Н. Хакимов // Материалы Международной научно-практической конференции «Комплексный подход к использованию и переработке угля», Душанбе, 2013, -С.42-43.
296. Baum E. M. et al. Nuclides and Isotopes: Chart of the nuclides. 16th ed. Knolls Atomic Power Laboratory (Lockheed Martin). 2002. -53 с.
297. Геология СССР. Таджикский ССР. Том XXIV. Часть 2. Полезные ископаемые. 1966. Москва. Недра. –597 с.
298. Рахимов, Я. Оби зеризаминии Чорукдаррон ва обанбори Туябогуз. – Газета Сугд, №№19,20,22 от 12.05.04, 19.05.04 и 02.06.04.
299. Инструкция по эксплуатации турбидиметра. Xin Rui Instruments.
300. Качество воды. Определение мутности. СТ РК ISO 7027 – 2007.
301. Линевич, С.Н. Коагуляционный метод водообработки / С.Н. Линевич, С.В. Гетманцев. ОАО «АУРАТ». –М.: Наука, 2007. –230 с.
302. Лин, М.М. Разработка технологии очистки сточных вод от тяжелых металлов методами наночистоты и ионного обмена / М.М. Лин. –Москва, 2018. –117 с.

303. Ботаханов, Е.К. Разработка технологических схем очистки воды с учетом антропогенных загрязнений источников водоснабжения в Республике Казахстан / Е.К. Ботаханов, Е.Т. Тогабаев // Материалы Центральноазиатской международной научно-практической конференции «МКВК навстречу 4 Всемирному водному форуму: местные действия для предотвращения водного кризиса». Алматы, 2005. –С.171-173.
304. Копылов, А.С. Водоподготовка в энергетике [Электронный ресурс]: учебное пособие для вузов / А.С. Копылов, В.М. Лавыгин, В.Ф. Очков. –М.: Издательский дом МЭИ, 2016. -310 с.
305. <https://www.ecosgroup.com/press/articles/vybor-metodov-ochistki-ot-primesej-prirodnikh-i-stochnykh-vod/>
306. Руководство по эксплуатации фотометра SQ 118, 2010 г. –133 с.
307. Аппараты рентгеновские для спектрального анализа СПЕКТРОСКАН МАКС-GF2E. 2012. -38 с.
308. Ломова, О.С. Палыгорскиты и сепиолиты как индикаторы геологических обстановок / О.С. Ломова. Труды ГИН, вып. 336. –М.: Наук, 1979. –188 с.
309. Руководство по эксплуатации WP PCD 650 водонепроницаемый ручной измеритель pH/Cond/DO, Eutech Instruments Pte Ltd.
310. Инструкция по эксплуатации турбидиметра типа HI 98703. HANNA Instruments.
311. Руководство по эксплуатации ИКА KS 260 Control. -56 с.
312. Дударева, Г.Н. Изучение сорбционного извлечения никеля (II) из водных растворов / Г.Н. Дударева, Н.В. Иринчинова, В.И. Дударев, Г.А. Петухов // Физикохимия поверхности и защита материалов, 2019, том 55, №5, -С.488–495
313. Ходжиев, С.К. Физико-химические и технологические основы переработки ураносодержащих руд месторождения «Центральный Таджикистан»: дис. ... кан. техн. наук / С.К. Ходжиев. – Душанбе, 2018. –102с.
314. Инструкция по эксплуатации Flocculator 2000. Kemira, Швеция.

Список публикаций соискателя по теме диссертации:

- [1-А]. **Ходжиев, С.К.** Физико-химический состав воды шахты «Восточная» / Д.С. Давлатов, Х.Ё. Ашуров, **С.К. Ходжиев** // Политехнический вестник. Серия Инженерные исследования. –Душанбе 2020. -№4 (52). –С.52-56.
- [2-А]. **Ходжиев, С.К.** Очистка шахтной воды от тяжелых металлов с применением сульфата железа в качестве коагулянта / Х.Ё. Ашуров, Д.С. Давлатов, **С.К. Ходжиев** // Политехнический вестник. Серия Инженерные исследования. –Душанбе 2020. -№4 (52). –С.60-63.
- [3-А]. **Ходжиев, С.К.** Физико-химический состав шахтных вод шахты «Мармар» / Х.Ё. Ашуров, Д.С. Давлатов, **С.К. Ходжиев** // Научный журнал «Наука и инновация». –Душанбе 2020. -№3. –С.217-221.
- [4-А]. **Ходжиев, С.К.** Смешанные коагулянты для очистки шахтной воды от свинца и меди методом коагуляции / Д.С. Давлатов, **С.К. Ходжиев**, Х.Ё. Ашуров // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2020. -№1-2 (5-6). –С.138-141.
- [5-А]. **Ходжиев, С.К.** Влияние дозы смешанного коагулянта и замутнителя на степень очистки воды от никеля и марганца методом коагуляции / Д.С. Давлатов, **С.К. Ходжиев**, Х.Ё. Ашуров // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2020. -№1-2 (5-6). –С.132-135.
- [6-А]. **Ходжиев, С.К.** Коагулирующая способность хлорида железа при очистке шахтных вод / Х.Ё. Ашуров, Р.О. Азизов, **С.К. Ходжиев**, Д.С. Давлатов // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2020. -№1-2(5-6). –С.122-126.
- [7-А]. **Ходжиев, С.К.** Сравнительный анализ результатов очистки шахтной воды от тяжелых металлов методом коагуляции / Х.Ё.Ашуров, Р.О. Азизов, **С.К. Ходжиев** // Учёные записки. Серия естественные и экономические науки. –Худжанд 2021. -№3 (58). –С.46-49.
- [8-А]. **Ходжиев, С.К.** Оптимальные параметры процесса очистки шахтной воды от тяжелых металлов с применением смешанных коагулянтов / Д.С.

- Давлатов, О.Х. Амирзода, **С.К. Ходжиев** // Учёные записки. Серия естественные и экономические науки. –Худжанд 2021. -№3 (58). –С.50-57.
- [9-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование физико-химических параметров проб электролита, используемого в производстве крепежа / Д.З. Бокизода, **С.К. Ходжиев** // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2020. -№3-4 (7-8). –С.270-275.
- [10-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование состава сточной воды и шлама технологии производства крепежа / Д.З. Бокизода, **С.К. Ходжиев** // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2020. -№3-4 (7-8). –С.286-290.
- [11-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование процесса обезжелезивания отработанных растворов технологии производства крепежа / Д.З. Бокизода, З.В. Кобулиев, **С.К. Ходжиев** // Политехнический вестник. Серия Инженерные исследования. –Душанбе 2021. -№2 (54). –С.65-68.
- [12-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование изменения физико-химических параметров при процессе обезжелезивания сточных вод технологии производства крепежа / Д.З. Бокизода, З.В.Кобулиев, **С.К. Ходжиев** // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2021. №3-4(11-12). –С.330-334.
- [13-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование результатов очистки раствора от металлов при разных физико-химических параметрах / Д.З. Бокизода, З.В. Кобулиев, **С.К. Ходжиев** // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2021. -№3-4 (11-12). –С.300-304.
- [14-А]. **Ходжиев, С.К.** Осветление сточных вод как наилучший способ обеспечения водооборота и повышения технологических показателей / **С.К. Ходжиев**, М.К. Хочиён // Вода: химия и экология. г.Москва. ООО Издательство «Манускрипт» (ОГРН 1226100004679). -2022, -№4, -С.8-15.
- [15-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование процесса сорбции урана из штольной воды в статических условиях / **С.К. Ходжиев** // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2022. -№4 (16). –С.134-137.
- [16-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование сорбции урана из воды в динамических

условиях / **С.К. Ходжиев** // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2022. -№4 (16). –С.189-192.

[17-А]. **Ходжиев, С.К.** Химические и масс-спектрометрические методы определения состава штольной воды месторождения Табошар / **С.К. Ходжиев** // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2022. -№4 (16). –С.286-290.

[18-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование физико-химических показателей шахтной воды месторождения Киик-Тал / **С.К. Ходжиев** // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2022. -№4 (16). –С.290-294.

[19-А]. **Ходжиев, С.К.** Спектрометрический метод определения радиоактивности штольных вод месторождения Табошар / **С.К. Ходжиев** // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2023. -№3 (19). –С.89-93.

[20-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование сорбции урана из шахтных вод уранового месторождения Киик-Тала в динамических условиях / **С.К. Ходжиев** // Вестник педагогический университет. –Душанбе 2023. -№4 (20). –С.120-122.

[21-А]. **Ходжиев, С.К.** Эффективность фито-инженерных сооружений для децентрализованных систем очистки сточных вод / П. Марина, М.Б. Марамов, И.И. Каландарбеков, М.С. Собиров, Д.Д. Ходжибоев, **С.К. Ходжиев**, Т.Х. Содикзода // Политехнический вестник. Серия Инженерные исследования. – Душанбе 2024. -№1 (65). –С.170-175.

[22-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование качества питьевой воды регионов Согдийской области / З.А. Разыков, Д.Д. Ходжибоев, **С.К. Ходжиев**, И.И. Каландарбеков // Горный вестник Узбекистана. -2023. -№4 (95). -С116-118.

[23-А]. **Ходжиев, С.К.** Эффективность коагулянтов на основе железа и алюминия в процессе очистки шахтной воды от тяжелых и радиоактивных металлов / Р.О. Азизов, **С.К. Ходжиев** // Водные ресурсы, энергетика и экология. –2024. -Том 4. -№3. –С.175-183.

[24-А]. **Ходжиев, С.К.** Эффективность смешанных коагулянтов на основе железа и алюминия в процессе очистки воды шахты «Восточная» от тяжелых и радиоактивных металлов / **С.К. Ходжиев**, Х.Ё. Ашуров, М.К. Хочиён, И.И.

Каландарбеков // Политехнический вестник. Серия Инженерные исследования. –Душанбе 2024. -№3 (67). –С.24-30.

[25-А]. **Ходжизода, С.К.** Кинетика сорбции урана из шахтной воды месторождения Киик-Тала с различными сорбентами / **С.К. Ходжизода** // Водные ресурсы, энергетика и экология. –2025. -Том 5. -№3.

[26-А]. **Ходжизода, С.К.** Технологии получения концентрата урана из воды штольни №6 уранового месторождения Табошар / **С.К. Ходжизода** // Водные ресурсы, энергетика и экология. –2025. -Том 5. -№2. –С.93-98.

[27-А]. **Ходжиев, С.К.** Атомно-абсорбционный метод определения содержания тяжелых металлов в шахтных водах / **С.К. Ходжиев, З.В. Кобулиев, О.Х. Амирзода, Х.Ё. Ашуров, Д.С. Давлатов** // Маҷмӯи қорҳои конференсияи илмӣ-амалии ҷумҳуриявӣ – Соҳаи кӯҳкорӣ ва металлургия яке аз заминаҳои асосии саноатикунонии босуръати кишвар, Бӯстон, 15 ноябри соли 2020. –С.30-32.

[28-А]. **Ходжиев, С.К.** Фотометрический метод определения физико-химических показателей шахтных вод / **С.К. Ходжиев, З.В. Кобулиев, О.Х. Амирзода, Х.Ё. Ашуров, Д.С. Давлатов** // Маҷмӯи қорҳои конференсияи илмӣ-амалии ҷумҳуриявӣ - Соҳаи кӯҳкорӣ ва металлургия яке аз заминаҳои асосии саноатикунонии босуръати кишвар, Бӯстон, 15 ноябри соли 2020. – С.32-33.

[29-А]. **Ходжиев, С.К.** Очистка воды шахты «Восточная» от мышьяка и цинка методом коагуляции / **С.К. Ходжиев, Д.С. Давлатов, Х.Ё. Ашуров** // Научно-практическая конференция «Общее загрязнение воды и пути её очистки», посвященная 3-летию программы «Вода для устойчивого развития 2018-2028». р-н. Матча, 13 марта 2021г. –С.59-61.

[30-А]. **Ходжиев, С.К.** Сравнительный анализ коагулирующей способности сульфат алюминия и хлорид алюминия при очистке шахтных вод / **С.К. Ходжиев, Х.Ё. Ашуров, Д.С. Давлатов** // Научно-практическая конференция «Общее загрязнение воды и пути её очистки», посвященная 3-ей годовщине

программы «Вода для устойчивого развития 2018-2028». р-н Матча, 13 марта 2021г. –С.62-66.

[31-А]. **Ходжиев, С.К.** Коагуляционный метод очистки шахтной воды / **С.К. Ходжиев**, З.В. Кобулиев, Х.Ё. Ашуров // Промышленный форум «Қадамҳои устувор баҳри рушди саноати миллӣ», посвящённый 15-летию Горно-металлургического института Таджикистана, 24 апреля 2021 года. Бустон. – С.82-83.

[32-А]. **Ходжиев, С.К.** Очистка шахтной воды от химических загрязнителей / **С.К. Ходжиев**, О.Х. Амирзода, Д.С. Давлатов // Форуми саноатӣ таҳти унвони «Қадамҳои устувор баҳри рушди саноати миллӣ», бахшида ба муносибати таҷлили 15-умин солгарди таъсисёбии Донишкадаи кӯҳию металлургии Тоҷикистон, Бустон. 24 апрели соли 2021. –С.84-85.

[33-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование состава шлама технологии производства крепежа / З.В. Кобулиев, **С.К. Ходжиев**, Д.З. Бокизода // Промышленный форум «Қадамҳои устувор баҳри рушди саноати миллӣ», посвящённый 15-летию Горно-металлургического института Таджикистана, Бустон. 24 апреля 2021г. –С.115-116.

[34-А]. **Ходжиев, С.К.** Коагуляционный метод очистки отработанных растворов производства крепежа от ионов металлов / М.М. Юнусов, **С.К. Ходжиев**, Д.З. Бокизода // Научно-практическая конференция «Вклад ИА РТ в стратегических направлениях развития Таджикистана». Душанбе, 15 октября 2021г. –С.49-53.

[35-А]. **Ходжиев, С.К.** Очистки сточных вод производства крепежа реагентным методом / **С.К. Ходжиев**, Д.З. Бокизода // Республиканской научно-практической конференции – XVI-Нумоновских чтений «Достижение химической науки за 30 лет государственной независимости Республики Таджикистан», посвященной 75-летию Института химии имени В.И. Никитина НАНТ и 40-летию лаборатории «Коррозионностойкие материалы». Душанбе. 27.10.2021г. –С200-203.

- [36-A]. **Ходжиев, С.К.** Исследование факторов, влияющих на мутность сточной воды при её очистке от тяжелых металлов коагуляционным методом / З.В. Кобулиев, **С.К. Ходжиев**, Д.З. Бокизода // Материалы республиканской научно-практической конференции. Бустон. 30 октября 2021г. –С.25-28.
- [37-A]. **Hojiev, S.K.** Study of physical and chemical parameters of the galvanic production wastewater / М.М. Yunusov, **S.K. Hojiev**, D.Z. Bokizoda // X Международной научно-практической интернет-конференции соискателей высшего образования и молодых ученых «Химия и современные технологии», Днепр, Украина, 23–24 ноября 2021г. –С.54-57.
- [38-A]. **Ходжиев, С.К.** Исследование изменения мутности шахтной воды при коагуляционном методе её очистки от тяжелых металлов / **С.К. Ходжиев**, Н.А. Сулейманова, Х.Ё. Ашуров, С.Дж. Гафоров, Ш.Г. Рачабова // Материалы республиканской научно-практической конференции. Бустон, 27 ноября 2021г. –С.244-247.
- [39-A] **Ходжиев, С.К.** Разработка принципиально новой технологической схемы процесса очистки воды шахты «Капитальная» от тяжелых металлов / **С.К. Ходжиев**, Н.А. Сулейманова, Х.Ё. Ашуров, С.Дж. Гафоров, Ш.Г. Рачабова // Материалы республиканской научно-практической конференции. Бустон, 27 ноября 2021г. –С.247-249.
- [40-A]. **Ҳочиев, С.Қ.** Таҳлили муқоисавии натиҷаҳои тозашавии маҳлули коркардшудаи истеҳсолоти масолеҳи маҳкамкунӣ / **Ҳочиев С.Қ.**, Боқизода Д.З. // Материалы научно - практической конференции посвящённая “Изучению и развитию естественных, точных и математических наук в сфере науки и образования 2020-2040гг”. Бустон. 28 мая 2022г. -С.123-124.
- [41-A]. **Ходжиев, С.К.** Методика отбора проб, измерения расхода и анализа при исследовании качества воды трансграничных рек / Разыков З.А., Ходжибаев Д.Д., **Ходжиев С.К.**, Мирбобоев Ш.Ж. // Материалы Международной научно-практической конференции «Использование природных ресурсов, экология и устойчивое развитие» в рамках

Международного десятилетия действий “Вода для устойчивого развития, 2018-2028 годы”. Бустон, 24 сентября 2022. –С.39-45.

[42-А]. **Ходжиев, С.К.** Умягчение оборотной воды на обогатительных фабриках / Хочиён М.К., Жекеев М.К., Юнусов М.М., **Ходжиев С.К.**, Саидов Б.И. // Материалы Международной научно-практической конференции «Использование природных ресурсов, экология и устойчивое развитие» в рамках Международного десятилетия действий “Вода для устойчивого развития, 2018-2028 годы”. Бустон, 24 сентября 2022. –С.113-116.

[43-А]. **Ходжиев, С.К.** Регенерация сульфогля в оборотной схеме водоснабжения на обогатительных фабриках / М.К. Хочиен, **С.К. Ходжиев**, М.М. Юнусов, Б.И. Саидов // Водные ресурсы, энергетика и экология. –2022. –Т.2, -№4. –С.66-71.

[44-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование сорбции урана из шахтной воды месторождения КиикТал в статических условиях / Юнусов М.М., Хочиён М.К., **Ходжиев С.К.** // Сборник статей XIV Международного научного форума «Перспективные задачи инженерной науки» (Россия, Москва, 17 мая 2023 года). Международная инженерная академия. М: ООО «Инженерный центр «Импульс», РГУ им. А.Н. Косыгина, 2023. –С.241-247.

[45-А]. **Ходжиев, С.К.** Определения радиоактивности штольных вод месторождения Табошар / Азизов Р.О., **Ходжиев С.К.**, Ашуров Х.Ё., Муродов Ш.С. // Материалы II – традиционной международной научно-практической конференции. Бустон. 9 декабря 2023. №2 -С.79-81.

[46-А]. **Ходжиев, С.К.** Исследование качества питьевой воды регионов Согдийской области / Разыков З.А., **Ходжиев С.К.**, Ходжибаев Д.Д., Мирбобоев Ш.Ж. // Научные труды Инженерной академии Республики Таджикистан «Перспективные задачи инженерной науки в Таджикистане». – Душанбе 2023. –С.86-91.

[47-А]. **Hojiev, S.K.** Research on drinking water quality: emphasis on the importance of water hardness / Razykov Z.A. Hojiboev D.D., **Hojiev S.K.**, Qalandarbekov I.I. // Тезисы докладов XI Международной научно-

практической интернет-конференции соискателей высшего образования и молодых ученых. «Химия и современные технологии» Том 1. 06-07 декабря 2023 г.м. Днепр, Украина. -pp53-54.

[48-A]. **Ходжиев, С.К.** Исследование уровней радиоактивного загрязнения воды на площадках уранового наследия / Юнусов М.М., Азизов Р.О., Хочиён М.К., **Ходжиев С.К.** // IV Международный Косыгинский Форум «Проблемы инженерных наук: формирование технологического суверенитета». Сборник научных трудов Международного научно-технического симпозиума «Современные инженерные проблемы ключевых отраслей экономики страны» (20-22 февраля 2024г). Том 2. – М.: РГУ им. А.Н. Косыгина, 2024. –С.34-37.

[49-A]. **Ходжиев, С.К.** Исследование качества питьевой воды и деятельность сообщества COP4WASH in Central Asia / З.А. Разыков, М. Абдуллоева, Д.Д. Ходжибаев, **С.К. Ходжиев** // Изменение климата и его влияние на экономическое и социальное развитие стран. Международная научно-теоретическая конференция. 12 марта 2024г. -С85-94.

[50-A]. **Хочиев, С.Қ.** Таҳқиқи сифати оби нӯшоқӣ дар ноҳияҳои Ҷ.Расулов ва Конибодом / **Ҳочиев С.Қ.**, Ашӯров Х.Ё., Муродов Ш.С. // Материалы Республиканской научно-практической конференции “Внутренняя и внешняя политика Республики Таджикистан в процессе реализации программы защиты ледников и гидроэнергетических ресурсов” р-н Матча, 25 мая 2024. -С.65-67.

[51-A]. **Hojiev, S.** The impact of the oil and gas production industry on the natural environment / Olimov A., Wenbin Sun, **Hojiev S.** // Материалы Международной научно-практической конференции «Применение современных технологий в учебных процессах естественных, точных и математических наук» г.Бустон, 19 июня 2024. -p230-231.

[52-A]. **Ходжиев, С.К.** Малый патент Республики Таджикистан №ТJ 1173, МПК C02F 103/10. Способ очистки шахтных вод / **С.К. Ходжиев**, З.З. Насриддинов, З.В. Кобулиев, О.Х. Амирзода, Х.Ё. Ашуров, Д.С. Давлатов // №2101531; заявл. 13.04.2021г.; опубл. 23.06.2021г.

[53-A]. **Ходжиев, С.К.** Малый патент Республики Таджикистан №ТJ 1247, МПК C02F 103/16. Способ очистки сточных вод от ионов металлов / **С.К. Ходжиев**, З.В. Кобулиев, З.З. Насриддинов, Д.З. Бокизода, Х.Ё. Ашуров, Д.С. Давлатов // №2101594; заявл. 28.09.2021г.; опубл. 18.03.2022г.

[54-A]. **Ходжиев, С.К.** Особенности выделения урановых концентратов из руд и урансодержащих вод Таджикистана / У.М. Мирсаидов, Х.М. Назаров, **С.К. Ходжиев**, Н.Н. Рахматов // Под редакцией кандидата технических наук Н.У. Хакимовой. Издательство «Дониш». -Душанбе, 2019. -190с.

Приложения:

Акты испытания

«УТВЕРЖДАЮ»

Директор ОАО Ленинабадский

комбинат редких металлов

Б. Сулаймонова

2021г.



АКТ ИСПЫТАНИЯ

Мы нижеподписавшиеся представители ОАО «Ленинабадский комбинат редких металлов» (ЛКРМ) главный инженер Машарипов Б.Д., начальник цеха Нарзуллоев Дж. и представители Горно-металлургического института Таджикистана (ГМИТ) проректор по науке и инновациям Насриддинов З.З., заведующий лабораторией анализа воды Ходжиев С.К. составили настоящий акт о том, что разработанный в ГМИТ-е принципиальная технологическая схемы использовалась для очистки воды шахты «Восточная» от тяжелых металлов.

Установлены оптимальные значения факторов, влияющих на процесс коагуляции воды. Наибольшая степень очистки воды от тяжелых металлов достигается при дозе смешанного коагулянта (хлориды железа и алюминия в соотношении 2:1) 100 мг/л, количество замутнителя 100 мг/л, pH=6-6,5, продолжительности процесса 60 минут и температуре 30°C. При этих условиях степень очистки воды от тяжёлых металлов составила от 91% до 99%.

Полученные результаты удовлетворяют санитарным нормам для питьевой воды.

Представители:

от ОАО «ЛКРМ»

Машарипов Б.Д.

Нарзуллоев Дж.

Представители:

от ОАО «ГМИТ»

Насриддинов З.З.

Ходжиев С.К.

«УТВЕРЖДАЮ»

Директор ОАО Ленинабадский



Б. Сулаймонова

2021г.

АКТ ИСПЫТАНИЯ

Мы нижеподписавшиеся представители ОАО «Ленинабадский комбинат редких металлов» (ЛКРМ) главный инженер Машарипов Б.Д., начальник цеха Нарзуллоев Дж. и представители Горно-металлургического института Таджикистана (ГМИТ) проректор по науке и инновациям Насриддинов З.З., заведующий лабораторией анализа воды Ходжиев С.К. составили настоящий акт о том, что разработанный в ГМИТ-е принципиальная технологическая схемы использовалась для очистки воды шахты «Капитальная» от тяжелых металлов.

Установлены оптимальные значения факторов, влияющих на процесс коагуляции воды. Наибольшая степень очистки воды от тяжелых металлов достигается при дозе хлорида железа (III) 200 мг/л, температуре 25°C, pH=6-6,6 и продолжительности процесса 50 минут. При этих условиях степень очистки воды от тяжёлых металлов составила от 90% до 99%.

Полученные результаты удовлетворяют санитарным нормам для питьевой воды.

Представители:

от ОАО «ЛКРМ»

Машарипов Б.Д. 

Нарзуллоев Дж. 

Представители:

от ОАО «ГМИТ»

Насриддинов З.З. 

Ходжиев С.К. 

«Утверждаю»

Ректор Горно-металлургического
института Таджикистана

_____, к.ф.н., доцент,
Махмудали Бахтиёр Наби
«30» 09 2021г.



АКТ ИСПЫТАНИЯ

Мы, нижеподписавшиеся сотрудники Горно-металлургического института Таджикистана, проректор по учебной части Насриддинов З.З., заведующий лабораторией анализа воды Ходжиев С.К., сотрудник центра регистрации, тестирования и дистанционного обучения Ашуров Х.Ё. и соискатель Бокизода Д.З., составили настоящий акт о результатах работы, проведенной в рамках разработки принципиальной технологической схемы очистки отработанных растворов. Эта схема была успешно применена для очистки отработанных растворов производства крепежа ООО "Точфилиз" от цинка, железа и меди.

В ходе проведенных исследований были установлены оптимальные параметры, влияющие на эффективность процесса коагуляции для отработанных растворов. Оказалось, что наибольшая степень очистки растворов от указанных металлов достигается при следующих условиях: доза сульфата алюминия - 10 г/л; доза полиакриламида - 5 г/л; температура раствора в пределах 15-30°C; время перемешивания - 54 минуты; количество замутнителя - 4 г/л; добавление оксида кальция до достижения pH 6-6,5.

При соблюдении этих условий степень очистки раствора от цинка, железа и меди составила 98-99%, что значительно улучшает качество воды и соответствует санитарным нормам для технической воды.

Полученные результаты имеют важное практическое значение для применения в сфере очистки промышленных сточных вод, что способствует не только улучшению экологической ситуации, но и снижению воздействия загрязняющих веществ на окружающую среду.

Насриддинов З.З.

Ходжиев С.К.

Ашуров Х.Ё.

Бокизода Д.З.

ҶУМҲУРИИ
ТОҶИКИСТОН



ИДОРАИ
ПАТЕНТӢ

ШАҲОДАТНОМА

Шахрванд Ҳоҷиев С.Қ.

муаллифи ихтирои *Тарзи тозакунии обҳои шахтавӣ*

Ба ихтироъ
нахустпатенти № ТҶ 1173 дода шудааст.

Дорандаи
нахустпатент Донишқадаи кӯҳию металлургии Тоҷикистон

Сарзамин Ҷумҳурии Тоҷикистон

Ҳаммуаллиф(он) Насриддинов З.З., Кобулиев З.В., Амирзода О.Ҳ.,
Ашӯров Х.Ё., Давлатов Д.С.

Аввалияти ихтироъ 13.04.2021

Таърихи рӯзи пешниҳоди ариза 13.04.2021

Аризаи № 2101531

Дар Феҳристи давлатии ихтироъҳои Ҷумҳурии Тоҷикистон

23 июни с. 2021 ба қайд гирифта шуд

Нахустпатент
этибор дорад аз 13 апрели с. 2021 то 13 апрели с. 2031

Ин шаҳодатнома ҳангоми амали гардонидани ҳукуку
имтиёзхое, ки барои муаллифони ихтироот бо қонунгузории
ҷорӣ муқаррар гардидаанд, нишон дода мешавад

ДИРЕКТОР

Исмоилзода М.

ҶУМҲУРИИ
ТОҶИКИСТОН



ИДОРАИ
ПАТЕНТӢ

ШАҲОДАТНОМА

Шаҳрванд Ҳочиев С.Қ.

муаллифи ихтирои *Тарзи тоза намудани обҳои ҷоришаванда аз ионҳои металлҳо*

Ба ихтироӣ
нахустпатенти № ТҶ 1247 дода шудааст.

Дорандаи Донишқадаи кӯхию металлургии Тоҷикистон
нахустпатент

Сарзамин Ҷумҳурии Тоҷикистон

Ҳаммуаллиф(он) Кобулиев З.В., Насриддинов З.З., Давлатов Д.С.,
Боқизода Д.З., Ашӯров Х.Ё.

Аввалияти ихтироӣ 28.09.2021

Таърихи рузи пешниҳоди ариза 28.09.2021

Аризаи № 2101594

Дар Феҳристи давлатии ихтироӣҳои Ҷумҳурии Тоҷикистон

18 март с. 2022 ба қайд гирифта шуд

Нахустпатент
этибор дорад аз 28 сентябри с. 2021 то 28 сентябри с. 2031

Ин шаҳодатнома хангоми амали гардонидани ҳукуку
имтиёзҳое, ки барои муаллифони ихтироот бо конунгузории
ҷорӣ муқаррар гардидаанд, нишон дода мешавад

ДИРЕКТОР

Исмоилзода М.

