

НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК ТАДЖИКИСТАНА
АГЕНТСТВО ПО ХИМИЧЕСКОЙ, БИОЛОГИЧЕСКОЙ, РАДИАЦИОННОЙ
И ЯДЕРНОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

На правах рукописи

УДК: 546.01: 504.75, 504.064, 504.05.06, 504/03 (575.3)

ББК: 24.13: 20.18

Т-26



ТИЛЛОЗОДА ХАКИМ ИБРОГИМ

**РОЛЬ ХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ В МИГРАЦИИ
РАДИОНУКЛИДОВ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ЭКОСИСТЕМАХ
(В УСЛОВИЯХ ТАДЖИКИСТАНА)**

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание учёной степени доктора технических наук
по специальностям 02.00.00 – Химия (02.00.01 – неорганическая химия) и
03.02.08 – Экология (03.02.08.04 – технические науки)

Научный консультант:

доктор технических наук, профессор

Назаров Холмурод Марипович

Душанбе-2025

ОГЛАВЛЕНИЕ

	стр.
ПЕРЕЧЕНЬ СОКРАЩЕНИЙ И УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ ...	5
ВВЕДЕНИЕ.....	6
ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ.....	8
ГЛАВА 1. ОСОБЕННОСТИ ПРОТЕКАНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ И ФОРМИРОВАНИЕ АРЕАЛОВ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ В ЭКОСИСТЕМЕ (обзор литературы)	19
1.1. Теоретическое обоснование протекания химических процессов в экосистеме	19
1.2. Ионнообменные переходы тяжелых металлов в системах «почва-вода» и «вода – донные отложения»	31
1.3. Физико-химическая характеристика источников поступающих естественных радионуклидов в биосфере	41
1.4. Факторы, влияющие на формы нахождения природных радионуклидов в воде	45
1.5. Современные принципы определения границ техногенных биогеохимических территорий	53
1.6. Техническое обеспечение радиозэкологической безопасности хвостохранилища	56
1.7. Заключение по литературному обзору.....	70
ГЛАВА 2. ХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ МИГРАЦИИ НЕОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В ЭКОСИСТЕМЕ...	73
2.1. Методика проведения исследований.....	73
2.2. Химическое протекание миграции радионуклидов и тяжелых металлов в объектах окружающей среды.....	74
2.3. Содержание катионов в листьях полыни на нейтральной почве...	79

2.4. Гидрохимические исследования водных объектов Согдийской области	81
2.5. Выводы по второй главе.....	88

ГЛАВА 3. ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ И РАСТЕНИЙ НА ТЕРРИТОРИИ РАЗМЕЩЕНИЕ ХВОСТОХРАНИЛИЩ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ С РАДИОНУКЛИДАМИ ...

3.1. Методика отбора проб почв и методы исследования	91
3.2. Загрязнение почв на различных периодах существования хвостохранилищ радиоактивных отходов	93
3.3. Миграция радионуклидов и тяжелых металлов в системе «хвостохранилище-почва-растение»	103
3.4. Биогеохимические исследования техногенных объектов Таджикистана.....	121
3.5. Выводы по третьей главе.....	179

ГЛАВА 4. МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ НА ТЕРРИТОРИИ ТАДЖИКИСТАНА

4.1. Методика отбора проб вод и методы исследования	181
4.2. Динамика загрязнения поверхностных и подземных вод вокруг Дигмайского хвостохранилища.....	184
4.3. Динамика загрязнения поверхностных и подземных вод вокруг хвостохранилища г.Истиклола	196
4.4. Изучение качества родниковых вод вокруг горного массива Моголтау.....	208
4.5. Исследование качества воды реки Сырдарьи в пределах Таджикистана	214
4.6. Выводы по четвёртой главе.....	226

ГЛАВА 5. РАДИОЛОГИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ РАДОНА В РАЗЛИЧНЫХ СРЕДАХ	230
5.1. Методы измерения радона и дочерних продуктов распада радона в объектах окружающей среды	230
5.2. Исследование дочерних продуктов распада радона в различных средах	235
5.3. Радиационная ситуация на территории Дигмайского хвостохранилища	239
5.4. Управление экологической безопасностью и оценка качества жизни населения.....	251
5.5. Выводы по пятой главе	258
ГЛАВА 6. МЕТОДЫ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ И МОДЕЛИ УПРАВЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТЬЮ	261
6.1. Моделирование радона в различных экологических средах	261
6.2. Модели распределения радона на Дигмайском хвостохранилище	268
6.3. Математическое моделирование фильтрации воды и миграция элементов загрязнителей в Дигмайском хвостохранилище	277
6.4. Нормативная модель распространения радиоактивного загрязнения в атмосфере	287
6.5. Выводы по шестой главе	291
ГЛАВА 7. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ	294
ВЫВОДЫ	299
1. <i>Основные научные результаты диссертации</i>	<i>299</i>
2. <i>Рекомендации по практическому использованию результатов исследования</i>	<i>301</i>
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	303
<i>Список использованных источников</i>	<i>303</i>
<i>Список публикаций соискателя по теме диссертации</i>	<i>342</i>
ПРИЛОЖЕНИЕ	362

ПЕРЕЧЕНЬ СОКРАЩЕНИЙ И УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ

ПАС	Почвенноагсорбционной системы
САА	Спектрофотометрия атомной абсорбции
ЕРН	Естественные радионуклиды
ТМ	Тяжёлые металлы
ДО	Донные отложения
БФК	Большой Ферганский канал
ПДК	Предельно-допустимые концентрации
ИК	Инфракрасная
ОЖ	Общая жёсткость
НРБ	Нормы радиационной безопасности
СП	Санитарные правила
МОРС	Многоканальная оптически регистрирующая система
ЯТЦ	Ядерно-топливной цикл
ОА	Объёмная активность
ЭРОА	Эквивалентная равновесная объёмная активность
ППР	Плотность потока радона
RSD	Общая концентрация радионуклидов
МКРЗ	Международная комиссия по радиационной защите
ДПР	Дочерние продукты распада
МЭД	Мощность эквивалентной дозы
РБ	Радиационная безопасность
УЭБ	Управление экологической безопасности
СЗЗ	Санитарно-защитная зона
ОВР	Окислительно-восстановительная реакция
ОВП	Окислительно-восстановительный потенциал

ВВЕДЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследования. Современная экология подразумевает процесс изучения и понимания состояние окружающей среды и поиск путей решения экологических проблем – связанные с охраной окружающей среды от воздействия антропогенных факторов, которая стала крупнейшей междисциплинарной областью знаний, охватывающей естественные, технические и общественные явления.

Одним из направлений, связанных с социальной экологией, является прикладная экология, разрабатывающая нормы использования природных ресурсов и среды жизни, устанавливающая допустимые нагрузки на них и определяющая формы управления экосистемами. К прикладным видам экологии отнесены, в том числе промышленная (инженерная) экология, химическая экология, сельскохозяйственная экология, рекреационная экология, медицинская экология, природопользование и охрана природы. Экология как наука, охватывающая круг явлений в биосфере, тесно связана в том числе с химией, химической технологией, оказывающие отрицательное воздействие на окружающую среду, но вместе с тем, использование химических методов позволяет предотвратить или снизить уровень деградации природы.

Серьёзной проблемой регионального и глобального значения ведущая, к загрязнению окружающей среды промышленными радиоактивными отходами, сопровождается с обязательной их переработкой и хранением, является ускоренное развитие ядерной энергетики в мире, требующее комплексного изучения постоянного экологического мониторинга этих объектов. При этом добыча и переработка урановых руд сопровождается образованием большого количества жидких, твёрдых и пылегазовых отходов, применяемые как на самих предприятиях, так и в других секторах экономики в качестве вторичного сырья. Вместе с тем, основная масса техногенных источников загрязнения сбрасывается непосредственно в природную среду, в

частности на поверхность земли, ведущая к механической миграции загрязненного мелкодисперсного хвостового материала, а также в приземный слой атмосферы и поверхностные воды. Реализация комплекса научных и практических мер мониторинга и выявления радиоактивного загрязнения, на каждом объекте, приобретает все большую актуальность.

Степень научной разработанности изучаемой проблемы. Отдельные территории Таджикистана, расположенные вблизи радиоактивных хвостохранилищ и отвалов уранодобывающих предприятий, характерны повышенным радиационным фоном. Исследования, реализованные Крицким С.Н. (1952 г.), Дробковым А.А. (1958 г.), Перельманом А.И. (1965 г.), Вольфсоном Ф.И. (1965 г.), Тютюновой Ф.И. (1976 г.), Журавлевым В.Г. (1978 г.), Мосинцом В.Н. (1978 г.), Голубевым, В.С. (1981 г.), Ильиным В.Б. (1991 г.), Кобулиевым З.В. (2000-2020 гг.), Исаевым Р.С. (2004 г.), Мирсаидовым У.М. (2004-2024 гг.), Новиковым А.П. (2005 г.), Назаровым Х.М. (2005-2024 гг.), Разыковым З.А. (2005-2020 гг.), Муртазаевым У.И. (2006 г.), Беззубовым Н.И. (2007-2017 гг.), Хакимовым Н. (2007-2018 гг.), Юнусовым М.М. (2007-2012 гг.), Бобоевым Б.Д. (2012 г.), Ахмедовым М.З. (2012 г.), Ходжибоевым Д.Д. (2017 г.) и др. были посвящены различным аспектам мониторинга экологической среды использования и охраны земель, а также водных ресурсов. Но следует отметить, что изученные проблемы со стороны учёных не полностью затрагивают специфические проблемы техногенных радиоактивных ареалов, связанные с деятельностью уранового производства и реализацией управления радиоэкологического мониторинга на территории Таджикистана.

Связь работы с научными программами (проектами), темами. Диссертационная работа выполнена на базе «Лаборатории технических услуг» Научно-исследовательского отдела Агентства по химической, биологической, радиационной и ядерной безопасности НАН Таджикистана по теме: “Радиоэкологические исследования на объектах, содержащих радионуклиды в 2020-2024 гг.” (ГР №0120 TJ01031).

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Целью исследования является выявление особенностей химической экологии в миграции радионуклидов и тяжелых металлов в экосистемах (в условиях Таджикистана), а также развитие научно-практических основ обеспечения радиоэкологической безопасности.

Задачи исследования:

1. Осуществить анализ и оценку взаимосвязи химии и химических процессов с экологией;
2. Исследовать степень негативного влияния химических загрязнений на окружающую среду;
3. Провести теоретические и экспериментальные исследования, на основе комплексного радиоэкологического мониторинга загрязнения почв и растений на различных периодах существования хвостохранилищ радиоактивных отходов;
4. Исследовать и установить особенности механизма процесса миграции радионуклидов и тяжелых металлов в системе «хвостохранилища-почва-растение», для исследуемого объекта;
5. Выполнить теоретические и экспериментальные исследования динамики загрязнения поверхностных и подземных вод вокруг хвостохранилищ радиоактивных отходов, размещённых на территории Таджикистана с радионуклидами и тяжёлыми металлами;
6. Теоретически обосновать и создать концептуальную модель управления радиоэкологической безопасности техногенных территорий;
7. Разработать рекомендации по обеспечению радиоэкологической безопасности окружающей среды вокруг радиоактивных объектов на территории Таджикистана с учётом принципов техносферной совместимости.

Объект исследования – биосфера Таджикистана и химические факторы, влияющие на их радиоэкологическую безопасность.

Предмет исследования— взаимосвязь двух наук (неорганическая химия и экология) осуществляемое и возможное управление радиоэкологической безопасностью, снижающие техногенные риски.

Диссертантом проведена значительная по объёму работа, которая имеет как научную, так и практическую значимость.

Методы исследования: Отбор проб, пробоподготовка осуществлялись по стандартизованным методикам. Использовались методы спектрофотометрии атомной абсорбции для определения катионов металла и ионная хроматография для определения основных анионов Cl^- , SO_4^{2-} . Произведена водная вытяжка для определения подвижных форм элементов. Для выявления биогенных металлов загрязнителей в ландшафтно-геохимических участков был использован биогеохимический метод.

Основная информационная и экспериментальная база. В ходе экспериментов применяли аналитические весы SartoriusLA 230P и pH-метр multi-parameter analyser Eijkelkamp 18.28 со стеклянным электродом. Калибровка pH-метра проводилась при помощи буферных растворов Mettler Toledo.

В работе использовали следующие методы анализа:

-атомно-абсорбционный анализ для определения качества воды с использованием спектрометра AAnalyst 800 (PerkinElmer, США);

-измерение радиационного фона осуществлялось приборами: ДКС-1123АТ (Атомтех, Белорус), ДКС-96 (Доза, РФ), МКС-АТ6130 (Атомтех, Белорус), inspector 1000 (Canberra, США);

-определение активностей естественных радионуклидов (ЕРН) производилось методом суммирования в энергетических интервалах на спектрометре СЕ-БГ-01-«АКП»-70-63;

-определение составы почв, растений и донных отложений проводилось также с помощью спектрометра Спектроскан МАКС-GF2Е с программным обеспечением «QAV» (Спектрон, РФ).

Этапы исследования включают отбор проб, пробоподготовку анализ и обсуждение полученных данных.

Научная новизна исследования:

1. Впервые на основе всесторонних научно-практических изысканий, исследованы химическая миграция радионуклидов и ионов тяжелых металлов в экосистеме зафиксированы коэффициенты биологического поглощения в системе «хвостохранилище-почва-растение» для мониторинговых объектов.

2. С использованием интегрированной функции загрязнения, получена достоверная информация о степени химического загрязнения участков почвы и растительности в районе хранилищ радиоактивных отходов.

3. На основе принципов осуществляемого и возможного управления радиозэкологического мониторинга, определён перечень основных загрязняющих химических элементов и их поведение.

4. Впервые для исследуемых объектов выявлены факторы физиологического действия, составляющие процессы жизнеобеспечения растительности и концентрации химических элементов, происходящее избирательно во внутривидовом сообществе.

5. На основе результатов исследований определены контуры границ со степенью загрязнения поверхностных и подземных вод, с определением фактических уровней химических процессов загрязнения техногенных ареалов.

6. Исследованы и получены данные о процессах диффузии радона в нескольких примерах с различным гранулометрическим составом и конкретным гранулометрическим содержанием частиц с использованием нейтральной почвы.

7. На основе проведенных исследований получены сведения о степени загрязнения водных систем как с химической, так и экологической точек зрения, позволившие установить, что источником радиоактивного

загрязнения прилегающих территорий и сети водотоков являются отходы уранодобывающих предприятий, в особенности незахороненные.

8. Разработаны концептуальные основы модели и предложены способы безопасного управления радиоактивными отходами уранового производства на территории Таджикистана.

Теоретическая ценность диссертационной работы заключается в выявлении механизмов протекания химических процессов миграции радионуклидов и тяжелых металлов в экосистеме; создании эталонной сети для радиационно-экологического мониторинга загрязненных территорий; получения новых данных, рекомендуемые для применения по разработке и реализации проектов, использования хвостохранилищ и восстановления загрязненных территорий.

Практическая значимость заключается во внедрение современных технологий покрытия поверхности радиоактивных отходов уранового производства для снижения радиационного фона. Разработанная методика радиоэкологического мониторинга окружающей среды может быть использована для проектирования, управления хвостохранилищем и восстановления загрязненных территорий хозяйственными органами водопользования, Агентством по мелиорации и ирригации при Правительстве Республики Таджикистан и в учебном процессе ВУЗов по подготовки кадров в области химии и экологии.

Положения, выносимые на защиту:

1. Ключевые химические реакции процесса миграции радионуклидов и тяжёлых металлов в почвах, водоемах и атмосфере.

2. Механизмы химических процессов растворения и ионообмена загрязняющих веществ в окружающей среде и их негативное влияние на экосистемы.

3. Результаты теоретических и экспериментальных исследований, радиоэкологического мониторинга загрязнения на различных периодах существования хвостохранилищ радиоактивных отходов;

4.Результаты изучения механизма протекания химических процессов миграции радионуклидов и тяжелых металлов в системе «хвостохранилища-почва-растение».

5.Результаты теоретических и экспериментальных исследований динамики загрязнения поверхностных и подземных вод территории хвостохранилищ с радионуклидами и тяжёлыми металлами Таджикистана;

6.Теоретически основы создания концептуальной модели управления радиозэкологической безопасностью техногенных территорий. Прогнозирование и управление радиозэкологической безопасностью с применением современных моделей: «Ecolego», «ОНД-86», «Модель Гаусса» «Баковая модель».

7.Осуществляемое и возможное управление радиозэкологическим мониторингом по формированию ареала радиоактивного загрязнения и их поведения в экосистеме.

8.Рекомендации по обеспечению радиозэкологической безопасности окружающей среды вокруг радиоактивных объектов на территории Таджикистана с учётом принципов техносферной совместимости.

Степень достоверности результатов определяется и подтверждается использованием современного оборудования и стандартизированных отраслевых методик; достаточным объёмом проведённых экспериментальных исследований, их представительностью и сходимостью, оценкой полученных данных методами математической статистики.

Соответствие диссертации паспорту научной специальности:

1.Область исследования соответствует паспорту специальности
02.00.00 – Химия (02.00.01 – неорганическая химия) по следующим пунктам:

п.4.Реакционная способность неорганических соединений в различных агрегатных состояниях и экстремальных условиях (в открытых системах реализуется динамическое равновесие, которое поддерживается непрерывным притоком вещества и их оттоком за пределы системы).

Основной вклад создается процессами растворения легкорастворимых солей, и в этом случае зависимость концентрации соответствующих компонентов от влажности почвы чаще всего линейная. Концентрация элементов, входящих в состав труднорастворимых соединений, на определенном уровне, зависящий от величины произведения растворимости веществ);

п.5.Взаимосвязь между составом, строением и свойствами неорганических соединений (Поглощение ионов избирательно и зависит как от свойств самих ионов, поверхности, степень кислотности, способность к образованию координационных связей, вещественный состав, стереометрические факторы и т.п. Ионный обмен и адсорбция (десорбция) являются основой буферности почв, поглощая элемент из раствора, или отдавая его, почва поддерживает постоянной концентрацию данного элемента в почвенном растворе);

п.10. Моделирование процессов, протекающих в окружающей среде, растениях и живых организмах, с участием объектов исследования неорганической химии (Предсказания миграции радионуклидов и тяжелых металлов применяют различные химические и физико-химические модели. Физико-химические формы миграции радионуклидов и тяжелых металлов в природной среде зависят, прежде всего, от природы источника и путей поступления процессов, происходящих в ходе функционирования и физико-химических условий. Одним из важнейших процессов, регулирующих как состав почвенного воздуха, так и раствора, является растворение газов в жидкости, почвенном растворе. Этот процесс зависит от биоусвояемости элементов, которая определяется их химической формой и состоянием почвы).

2.Область исследования соответствует паспорту специальности 03.02.08 – Экология (03.02.08.04 – технические науки) по пунктам:

п.1. Общие закономерности функционирования биологических систем в пространстве и во времени в зависимости от естественных и антропогенных факторов (Проведенные биогеохимические исследования представляют основу для получения информации о негативном влиянии радиоактивных отходов уранового производства на окружающую среду. Определены различные токсичные и тяжёлые металлы в почве и растений, а также их коэффициенты биологического поглощения);

п.7. Раскрытие механизмов этих взаимодействий с целью совершенствования методов их использования в народном хозяйстве, снижения отрицательных последствий межвидовых взаимодействий для человека и биоты (При планировании работ по консервации и захоронению хвостохранилищ радиоактивных отходов следует учитывать гранулометрический состав нейтральных почв, используемых для этих целей);

п.11. Теоретические основы, модели и методы рационального и экологически безопасного природопользования, а также экологическое обоснование норм воздействия человека на живую природу (Отмечена удовлетворительная сходимость экспериментальных данных и результаты математического моделирования с использованием комбинированной программы «Эколого», в дальнейшем исходные данные можно использовать для проектирования хранилищ и захоронений радиоактивных отходов могут быть получены расчётным путём);

п.13. Методы биологического мониторинга изменений состояния популяций, сообществ, экосистем под воздействием факторов среды различной природы, обоснование выбора видов-индикаторов негативного воздействия факторов среды и тест-критериев его оценки на разных уровнях биологической организации (Выявлен фактор физиологического действия составляющий процесс жизнеобеспечения растений и концентрации химических элементов, происходящее избирательно в видовом сообществе. Фактор экологического действия, связан с условиями окружающей среды.

Учитывая повсеместное зарастание эфемероидово-полынные сообщества, индикатора загрязнения тяжелых металлов была выбрана полынь Согдийская).

п.15.Методы восстановления природно-территориальных комплексов, очистка загрязненных территорий и водной среды на основе биоремедиации (Определены неэффективная работа очистных станций, что связана с системой транспортировки и сброса городских сточных вод, которые построенные в 50-80-е годы прошлого века. Необходимо использование и внедрение инновационных технологий очистки воды);

п.19.Рекомендации по применению методов анализа и технологических решений, обеспечивающих предотвращение загрязнения природной среды и минимизацию воздействия на окружающую экосистему (Безопасное обращение с радиоактивными отходами в районе исследования указывает на необходимость проведения рекультивационных работ и покрытия поверхности хвостохранилища нейтральными грунтами местного происхождения).

Личный вклад соискателя учёной степени Диссертация является результатом исследований автора, в научно-исследовательском отделе Агентства по химической, биологической, радиационной и ядерной безопасности Национальной Академии наук Таджикистана и состоит в выборе задач исследований и путей их решения, проведения полевых и экспедиционных работ, подготовке в лабораторных условиях экспериментальных исследований, оценке полученных результатов и формулировке основных положений и диссертационных выводов, а также в разработке рекомендаций и их внедрении в научно-исследовательские и мониторинговые работы.

Апробация и реализация результатов диссертации. Основные положения диссертации обсуждались на следующих научных конференциях, симпозиумах и семинарах:

-на международных: научно-практической конференции «Актуальные

проблемы урановой промышленности» (г.Алматы, Казахстан. 2004); конференции «Ферганская долина: основные проблемы техногенных наследий, урановое наследие в Таджикистане» (г.Кайраккум, Таджикистан. 2006); практической конференции «Инжиниринговая система 2009» (г.Москва, Россия. 2009); IV-й Международной конференции «Экология и биоразнообразие» (г.Куляб, Таджикистан. 2011); VII-й Международной конференции «Перспективные разработки науки и техники» (Польша. 2011); VIII-й Международной конференции «Модели и новейшие разработки техники» (Болгария. 2012); научно-практической конференции «Физика, химия, биология: актуальные проблемы» (г.Новосибирск, Россия. 2012); V-й Студенческой Международной научно-практической конференции «Научное сообщество студентов XXI столетия» (г.Новосибирск, Россия. 2012); II-го Международного Симпозиума «Возобновляемая энергия и энергосберегающие технологии» (г.Худжанд, Таджикистан. 2012); V-й Международной научно-практической конференции «Экологические проблемы природных и урбанизированных территорий» (г.Астрахань, Россия. 2012); XI-й Международной конференции «Проблемы урбанизированных территории» (Чехия. 2012); V-й Международной научно-практической конференции «Экологические особенности биоразнообразия» (г.Худжанд, Таджикистан. 2013); I-й Международной научно-практической конференции «Развитие естественных наук в Европе» (г.Штутгарт, Германия. 2013); научно-практической конференции «Фундаментальные и прикладные исследования, новое слово в науке» (г.Москва, Россия. 2013); IX-й Международной практической конференции «Современные достижения науки» (Чехия. 2013); научно-практической конференции «Тенденция развития естественных и математических наук» (г.Новосибирск, Россия. 2013); IX-й Международной научно-практической конференции «Фундаментальные и прикладные исследования: проблемы и результаты» (г.Новосибирск, Россия. 2013); научно-практической конференции «Инновация в науке и технике вопросы медицины, биологии и тех. наук»

(г.Москва, Россия. 2014); научно-практической конференции «1150-летию персидско-таджикского алхимика и философа Абубакра Мухаммад ибн Закария Рази (г.Душанбе, Таджикистан. 2015); научно-практической конференции «Десятилетию действий вода для жизни» (г.Чкаловск, Таджикистан. 2015); научно-практической конференции, посвящённой «25-летию независимости Республики Таджикистан» (г.Чкаловск, Таджикистан, 2016); International Symposium KSCMBS-2016 Khujand Symposium on Compututational Meterals Biological Scienes (г.Худжанд, Таджикистан. 2016); научно-практической конференции «Проблемы опустынивания: динамика, оценка, решения» (г.Самарканд, Узбекистан. 2019); научно-практической конференции «Логистика и мульти модальные перевозки: проблемы и пути их решения» (г.Бустон, Таджикистан. 2019); VII-й Международной научно-практической конференции «Наука и образование в современном мире: Вызовы XXI века» (г.Астана, Казахстан. 2020); X-ой Международной научно-практической конференции «Ломоносовские чтения» (г.Душанбе, Таджикистан. 2020); III Международной научно-практической конференции «Scientific community: interdisciplinary research» (г.Гамбург, Германия. 2021); I-й Международной научно-практической конференции «Перспективы развития исследований в области химии координационных соединений и аспекты их применения» (г.Душанбе, Таджикистан. 2022); конференции, посвящённой к 100-летию КУБГАУ (Краснодар. Кубань. 2022); научно-практической конференции «Химическая, биологическая, радиационная и ядерная безопасность: достижения, проблемы и будущие перспективы» (г.Душанбе, Таджикистан. 2023); научно-практической конференции «Цифровая индустрия и энергетическое развитие глазами ученых и исследователей» (г.Душанбе, Таджикистан. 2024).

-на республиканских: конференции учёных и молодых специалистов (г.Худжанд, Таджикистан. 1999); научно-практической конференции молодых учёных (г.Душанбе, Таджикистан. 2000); научно-практической конференции «Использование современных технологий в переработке

горных минералов и металлургии» (г.Чкаловск, Таджикистан. 2008); VI-XIX-ые Нумановские чтения (г.Душанбе, Таджикистан. 2009, 2019, 2021, 2023, 2024 гг.); научной конференции «Актуальные проблемы преподавания естественных и технических наук в средних и высших школах» (г.Худжанд, Таджикистан. 2010); научно-практической конференции «Защита окружающей среды долг каждого гражданина» (г.Худжанд, Таджикистан. 2012); научной конференции «Химия технология и экология воды» (г.Душанбе, Таджикистан. 2013); научной конференции «Вода основной источник энергии» (г.Душанбе, Таджикистан. 2013); научно-практической конференции «Вода для жизни» (г.Душанбе, Таджикистан. 2015); научно-практической конференции «Современные проблемы физики конденсированного состояния и ядерной физики» (г.Душанбе, Таджикистан. 2020); научно-теоретической конференции «Основы развития и перспективы химической науки в РТ» (г.Душанбе, Таджикистан. 2020); научной конференции «Фундаментальная наука – основа совершенствования технологий и материалов» (г.Душанбе, Таджикистан. 2022).

Публикации по теме диссертации. По результатам проведённых исследований опубликованы 3 монографии, 29 статьи в рецензируемых научных журналах из перечня ВАК при Президенте Республики Таджикистан, 4 статьи индексируемый SCOPUS, 82статьей и тезисов в публикациях представлены на республиканских и международных конференциях. Получено 5 малых патента Республики Таджикистан на изобретения и акта испытания и внедрения.

Структура диссертации и объем. Диссертация изложена на 370 страницах, содержит 85 таблиц и 84 рисунка. Состоит из введения, семи глав, выводов и списка использованных источников (457 наименований).

ГЛАВА 1. ОСОБЕННОСТИ ПРОТЕКАНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ И ФОРМИРОВАНИЕ АРЕАЛОВ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ В ЭКОСИСТЕМЕ (обзор литературы)

1.1. Теоретическое обоснование протекание химических процессов в экосистеме

Исследование миграции радионуклидов и тяжелых металлов в экосистемах позволяет не только выявить потенциальные угрозы для биоты и человека, но и разработать стратегии по их снижению и устранению. Основное внимание уделяется пониманию механизмов переноса этих загрязняющих веществ в окружающей среде и их воздействию на экосистемы. Радионуклиды и тяжёлые металлы могут связываться с частицами почвы или растворяться в почвенной влаге. Их движение может происходить посредством процессов диффузии, фильтрации, или через перенос с водой. Ионы радионуклидов и тяжёлых металлов могут перемещаться с течением воды, адсорбироваться на осадках и переноситься водными организмами [1-3].

Сокращение эффективности данного развития можно повысить, повысив pH концентрацию почвенной жидкости, применяя известкование или добавляя достаточного количество продуктов жизнедеятельности организмов. При этом протоны, поступающие в почву, добавляются катионы (K^+ , Na^+), которые связаны с коллоидными частицами почвы и перемещаются в более глубокие слои почвы (рисунок 1.1 а). Вытесняя катионов Na^+ , K^+ , Ca^{2+} в почвенный раствор, катионы тяжелых металлов имеют склонность к выборочной сорбции на алюмосиликатах и других минеральных веществ (рисунок 1.1 б). В случае фосфатов возможно замещение их кислотных остатков на OH-группы, находящиеся на области соприкосновения коллоидных частиц. Это приводит к связыванию фосфатных остатков, что

затрудняет дальнейшее усвоение фосфора со стороны растениями (рисунок 1.1 в).

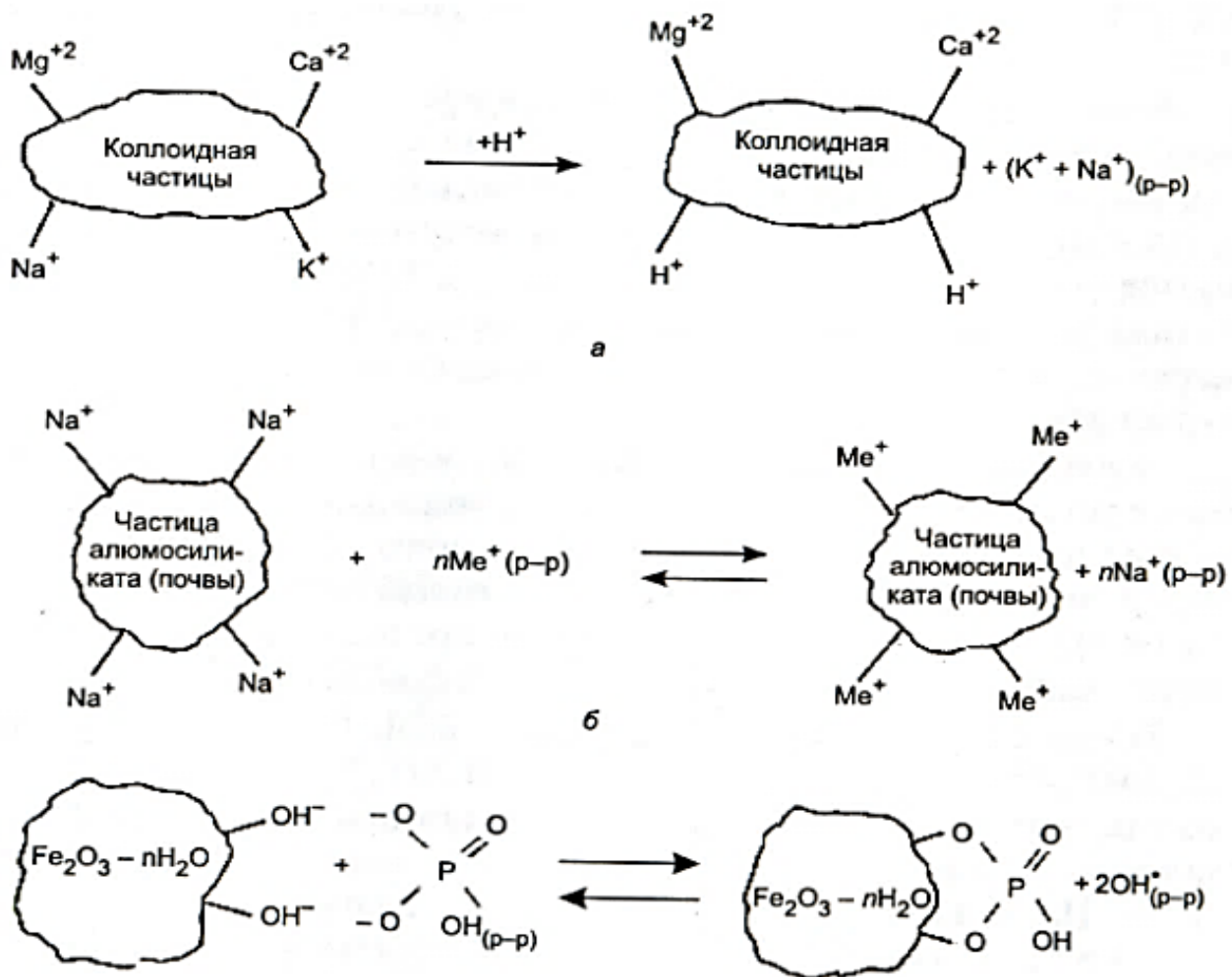


Рисунок 1.1. – Процесс ионного обмена происходящее в почве с коллоидными частицами: а) результат адсорбции катионов, в почве с коллоидными частицами, которые выдавливают излишек водород иона; б) сорбирование катионов тяжелых металлов на минеральной основе почвы и выталкивание натрия катиона в почвенной жидкости; в) способность железосодержащих коллоидные вещества к прилипанию ионы фосфатов

Процес адсорбции на почвах содержащие глины, происходит накопление свинца в результате формирования малорастворимых ионов. Вследствие чего, мобильность активных ионов не изменяется несмотря на низкий уровень рН. Химические реакции, такие как адсорбция, комплексообразование и ионный обмен, играют ключевую роль в понимании

поведения этих веществ в грунтах, водоемах и атмосфере. При этом, точные модели позволяют предсказать скорость и направление миграции загрязнителей, а также разработать эффективные методы их управления и нейтрализации. Тяжелые металлы, такие как свинец, ртуть, кадмий и никель, попадают в экосистемы в результате промышленной деятельности, сельскохозяйственного производства и других антропогенных факторов. В окружающей среде эти металлы могут вступать в различные химические реакции, приводящие к их преобразованию и переноске на большие расстояния [4].

На горно-обогатительном предприятии при переработке одной тонны руды образуется приблизительно три тонны технологической воды. Специфический химический состав жидких отходов, зависит от используемого метода переработки и может значительно различаться. Например, при кислотном выщелачивании серной кислотой многие сопутствующие элементы руды переходят в раствор.

К информации о жидкой фракции пульпы гидрометаллургического завода (ГМЗ), представленной в таблице 1.1, необходимо добавить следующие характеристики. Концентрация SO_4^{2-} ионов колеблется в пределах 2,0-3,5 г/л, NO_3^- ионов – от 0,5 до 3,0 г/л. Содержание Na^+ и K^+ оценивается диапазоном 0,2-0,4 г/л. Показатель pH варьируется от 7,5 и 8,0.

Учитывая уровень pH, при котором металл осаждается из водных растворов в форме гидроксида, можно предсказать его изменение при поступлении в водную среду (табл. 1.2).

На процессы миграции, способствующие разделению и аккумуляции тяжелых металлов в системе вода – донные отложения, оказывает воздействие несколько факторы, среди которых важными являются водородный показатель (pH) среды, электропроводность и ОВП (Eh) и минерализация воды.

Таблица 1.1- Эффективность растворения основных компонентов руды в серной кислоте

Реакция	Извлечение в раствор, %	Концентрация компонента в растворе, г/л
$n\text{SiO}_2 + n\text{H}_2\text{O} \xrightarrow{\text{H}_2\text{SO}_4} (\text{H}_2\text{SiO}_3)_n$	1	0,1-0,5(SiO_2)
$\text{CaSiO}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{CaSO}_4 + \text{H}_2\text{SiO}_3$	3-5	1-12 (Al_2O_3)
$\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{Al}_2\text{SO}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$		
$\text{Fe}_2\text{O}_3 + 3\text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + 3\text{H}_2\text{O}$	5-8	1-2 (Fe_2O_3)
$\text{FeO} + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{FeSO}_4 + \text{H}_2\text{O}$	40-50	0,5-3,0 (FeO)
$\text{FeCO}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{FeSO}_4 + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$	80-90	0,2-0,7 (FeO)
$\text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{CaSO}_4 + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$	80-90	1,5-2,0 (CaO)
$\text{MgCO}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{MgSO}_4 + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$	88-90	0,5-3,0 (MgO)
$\text{MoO}_3 + \text{H}_2\text{O} \xrightarrow{\text{H}_2\text{SO}_4} \text{H}_2\text{MoO}_4$	60-90	0,05-1,0 (Mo)
$\text{K}_2\text{O} \cdot \text{V}_2\text{O}_5 \cdot \text{UO}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O} + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow (\text{VO}_2)_2\text{SO}_4 + \text{K}_2\text{SO}_4 + (n+3) \text{H}_2\text{O} + \text{UO}_2\text{SO}_4$	92-95	0,5-5,0 (V_2O_5)
$\text{CuO} + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{CuSO}_4 + \text{H}_2\text{O}$	30-70	0,1-1,0 (Cu)
$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 + 3\text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow 3\text{CaSO}_4 + 2\text{H}_3\text{PO}_4$	70-90	0,2-1,4 (Cu)
$\text{CaF}(\text{PO}_4)_3 + 5\text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow 5\text{CaSO}_4 + 3\text{H}_3\text{PO}_4 + \text{HF}$	-	0,2-1,4 (P_2O_5)

Таблица 1.2. -Изменения вида и очертания тяжелых металлов к корреляции pH [4]

Металлы	Шаблоны изменения металлов и соединений
Zn	Zn^{2+} (pH < 7); $[\text{Zn}(\text{OH})]^+$ (pH = 7-8); $\text{Zn}(\text{OH})_2$ (pH > 8)
Cu	CuL (pH < 7); Cu^{2+} (pH < 7); CuHPO_4 (pH < 4); $\text{Cu}(\text{OH})_2$ $[\text{Cu}(\text{OH})_3]^-$ (pH > 8); CuCO_3 (pH > 5)
Ni	Ni^{2+} (pH < 7); NiL (pH < 9); NiCO_3 $[\text{Ni}(\text{OH})]^+$ $\text{Ni}(\text{OH})_2$ (pH = 6-9)
Pb	Pb^{2+} (pH < 4); PbL (pH = 5-7); $[\text{Pb}(\text{OH})]^+$ (pH = 6-10) $\text{Pb}(\text{OH})_2$ (pH > 8); PbCO_3 (pH = 5-7)
Cd	Cd^{2+} (pH < 7); CdL (pH = 5-7); $\text{Cd}(\text{OH})_2$; $[\text{Cd}(\text{OH})]^+$ $[\text{Cd}(\text{OH})_3]^-$ (pH = 6-10); CdCO_3 (pH > 8);
Fe (III)	FeL Fe^{3+} (pH < 3); $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$, $[\text{Fe}(\text{OH})_2]^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (pH > 6)

Влияние водородного показателя рН среды и электропроводности ОВП (Eh) на перемещение веществ в воде объясняется тем, что эти аспекты могут управлять процесс образования осадка тяжелых металлов из жидкости, в котором происходит коагуляция и повышается активность металлов.

Адсорбция тяжелых металлов на поверхности минералов и органических частиц является одним из ключевых процессов, регулирующих их распределение и транспорт в водных и почвенных экосистемах. Механизмы адсорбции могут варьироваться от простого физического удержания до сложных химических взаимодействий, таких как образование координационных связей между ионами металлов и функциональными группами адсорбента. Эффективность адсорбции зависит от множества факторов, включая рН среды, ионную силу раствора, концентрацию металлов и присутствие разных ионов [5].

Комплексообразование и ионный обмен также играют важную роль в химии тяжелых металлов в природных средах. Комплексы, образующиеся между ионами металлов и лигандами, такими как гуминовые кислоты или другие органические молекулы, могут существенно изменять растворимость и подвижность металлов. Ионный обмен, в свою очередь, обеспечивает перераспределение металлов между твердыми и жидкими фазами, влияя на их доступность для биологических организмов. Исследования этих процессов способствуют разработке эффективных методов очистки и восстановления загрязненных экосистем, а также помогают предсказать поведение тяжелых металлов в различных природных условиях [6].

Роль почвенных жидкостей в окружающей среде. Почвенная влага является важнейшим фактором в процессе почвообразования, так как главные химические и биологические реакции, преобразующие органические и минеральные вещества, осуществляются в водной среде. Это влияние почвенных растворов целесообразно называть преобразовательным процессом. Вода служит главным агентом, способствующим химической деградации минералов [7].

Единичным из главных процессов данного разложения выступает проявление стремлению некоторых ионов из твёрдого состояния к трансформации в жидкость. Энергия движения этого процесса желание группы ионов уменьшить свободную энергию G, P, T (где индекс указывает на неизменность температуры и давления) [2]:

$$\Delta G = \Delta G_{P,T \text{ прод.}} - \Delta G_{P,T \text{ исх.}} < 0$$

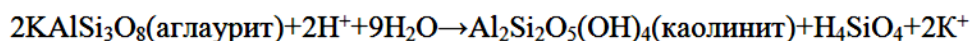
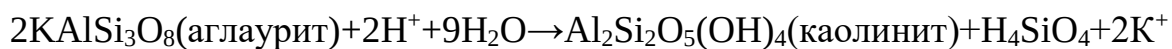
Естественно все вещества имеют определенный запас внутренней энергии, величину энтальпии, энтропии и меру беспорядка ($H_{P,T}, S$). Появление жидкости фиксируется энергией Гиббса, которое связано с преобразованием H и S обозначается по формуле $\Delta G = \Delta H - T \Delta S$. Структура кристаллов растворимого вещества в результате диссоциации разрушается, а сумму теплоты фазового перехода $\Delta H_{\text{ф.п.}}$ теплоту растворения приемлемо оценивать на подобии процесса энергии сольватации $\Delta H_{\text{сол.}}$:

Безусловно, отражающей уровень хаоса (H, P, T, S) каждый элемент характеризуется внутренним энергетическим потенциалом, значением энтальпии и энтропии. Фазовый переход в жидкое состояние определяется энергией Гиббса, которая связана с изменениями энтальпии и энтропии, и описывается уравнением $\Delta G = \Delta H - T \Delta S$. Тепловой эффект фазового перехода $\Delta H_{\text{ф.п.}}$, аналогично энергии сольватации $\Delta H_{\text{сол.}}$, кристаллическая решетка растворимого соединения разрушается при диссоциации, это может служить для оценки теплоты растворения.

$$\Delta H_{\text{раств.}} = \Delta H_{\text{ф.п.}} + \Delta H_{\text{сол.}}$$

Диссоциация кристаллических веществ в растворах $\Delta H_{\text{ф.п.}} > 0$ операция происходит с выделением энергии), однако в результате сольватаций сопровождается обмен определенной порции энергии ($\Delta H_{\text{сол.}} < 0$) следовательно, энергия диссоциации по величине может быть как катионной или анионной. Процесс энтальпии при диссоциации по знаку естественно автономно $\Delta G = \Delta H - T \cdot \Delta S < 0$, т.к. в результате растворения веществ происходит увеличения величины энтропии, в конечном счете это приведет к структурированию следовательно, процесс диссоциации является выгодным

с точки зрения термодинамики [9, 10]. Обозцом для диссоциации можно продемонстрировать минерала аглаурита, в составе этого вещества присутствует калий, который находится в растворе, однако элемент алюминий как в составе каолинита формирует новую стадию:



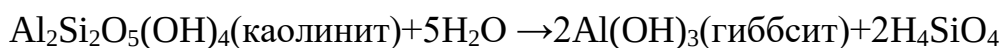
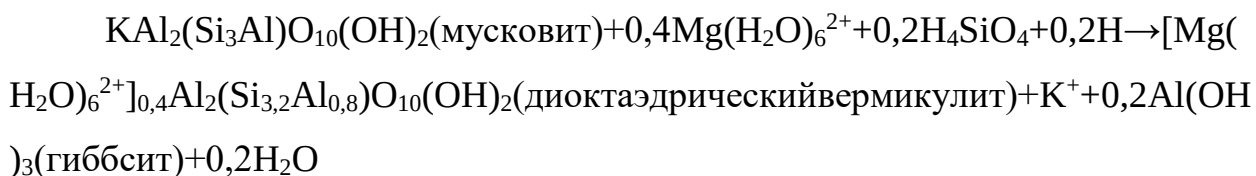
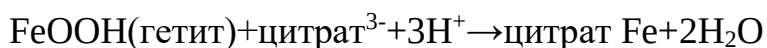
Например, естественная реакция образования минерала кальцита в водес взаимодействием с оксидом углерода (IV), которая происходит в водной среде:



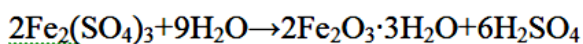
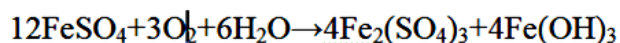
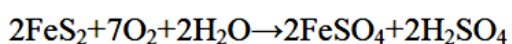
Посредством формирования кристаллогидратов процесс диссоциации ряд солей в присутствии воды возрастает:



Катионы и анионы разного рода соединений, который содержат почвенной жидкости диссоциируются и превращаются в соединения алюмосиликов и гидрат окислов, это явление происходит в результате процесса гидролиза и комплексообразования с ионным замещением:



Знаменательным процессом образования конкретных неорганических соединений является механизм окисления и гидратация, которые составляют вещества с закисью железа:



В жидкой среде почвы происходят специфические физико-химические процессы, которые формируют основные процедуры образования почвенной среды. Таким образом, ее составом и строением неотъемлемо показывают ключевые особенности текущего процесса образования почвы. Почвенные жидкости играют важную роль в перенесении миграционных течений соединения в почве и ландшафтах, выполняя функцию транспортировки. Через эти растворы происходит движение веществ растворения, выщелачивания, обмена и гидролиза, которые возникают при контакте твердых и растворенных состояний в почве. Перенос влаги из почв водосборного района в ручьи и реки происходит в результате формирования состава гравитационного стока.

В размышление миграционных потоков соединений внутри почвы и по территории растворы в почве играют ключевую роль, действуя как передвижение. Именно возникающих в процессах растворения, выщелачивания, обмена и гидролиза посредством этих жидкостей осуществляется перемещение веществ, которые происходят при взаимодействии твердых и жидких фаз почвы. Формирование гравитационного стока обеспечивает размещение воды из почвенного покрова водосборной площади в малые и большие водотоки.

Почвенная жидкость не может существовать в изоляции, а постоянно взаимодействует с твердыми и газообразными формами веществ. Следовательно, его содержание показывает многообразие и воздействие в гетерогенной системе и управляет реакциями образования осадка и процессов ионного обмена, растворения, сорбции и другими процессами (рисунок 1.2).



Рисунок 1.2. – Почвенный раствор как компонент открытой многофазной системы

Почва как открытая система формируется специальный вид равновесия, известный как устойчивое состояние или динамический баланс. Это состояние обеспечивает постоянный обмен веществом и энергией между системой и внешней средой. Состав твердых частиц, с которыми сталкивается почвенный жидкость, фиксирует количество растворенных веществ, поступающих в раствор. Важное значение имеют процессы растворения легкостворимых соединений, где зависимость концентрации веществ от уровня влажности часто оказывается корреляционную связь.

В этом случае концентрация компонентов мало растворимых соединений сбалансирована на должном уровне благодаря произведению их растворимости. Так, концентрация алюминиевых ионов в жидкости, находящемся в равновесии с кристаллическим гиббситом $\text{Al}(\text{OH})_3$ устанавливается уровень pH и произведением растворимости данного вещества равным $\text{PP}_{\text{Al}(\text{OH})_3} = 10^{-34.6}$. Процесс растворения гиббсита описывается

следующим реакцией: $\text{Al}(\text{OH})_3 = \text{Al}^{3+} + 3\text{OH}^-$, где произведение растворимости равно $\text{ПР} = (\text{Al}^{3+}) \cdot (\text{OH}^-)^3$, а концентрация (Al^{3+}) вычисляется через выражение $(\text{Al}^{3+}) = \text{ПР}_{\text{Al}(\text{OH})_3} / (\text{OH}^-)^3$, где в скобки обозначают активность катионов и анионов. Для вычисления требуется учитывать, какие компоненты раствора содержат алюминий, а также иметь доступ к термодинамическим параметрам проходящих уравнений. Несмотря на это, основная проблема в том, что эта информация не всегда в наличии, например, требуется полная информация о ионах, с которыми алюминий генерирует соединения в равновесии [11].

Формирование ионной оболочки около поверхности почвенных элементов - это результат включения ионов в кристаллическую решетку или их поглощения из жидкости. Эти ионы, известные как потенциал определяющие, задают электрический заряд поверхности. Их воздействие компенсируется обратным притягиванием и положительно заряженных ионов из окружающей жидкости, создавая двойной электрический слой (ДЭС) вокруг частиц. В ДЭС ионы проявляют подвижность, вовлекаясь в реакции обмена с другими катионами и анионами, присутствующими в растворе. Адсорбирование ионов происходит избирательно, определяясь их индивидуальными параметрами (такими как заряд, габариты и потенциал), а также характеристиками поверхности, включая ионогенные группы, структуру и пространственное строение. Ионный обмен и процессы адсорбции (или десорбции) играют важнейшую роль в поддержании стабильности почвенного раствора, выполняя функцию буфера [12].

Для изложения процесса обмена катионами между твердой фазой и раствором применяют соотношения Гапона, Гейнса-Томаса и Венслоу. Тем не менее, эти модели предполагают константу заряда почвенного адсорбционной системы (ПАС), что влечет за собой некоторые сдерживания. Развивающейся являются модели, рассматривающие ПАС как динамично изменяющийся изменения для прогнозирования состава почвенного раствора. Кроме соотношений катионного обмена, баланс между твердыми и жидкими фазами также моделируется изотермами адсорбции, такими как

изотермы Фрейндлиха и Ленгмюра [13], которые подходят для анализа деления веществ в разных средах. Кроме того, выбор конкретного соотношения не всегда позволяет точно раскрыть направления перемещения процессов.

Трансформация ионов тяжелых металлов из воздуха в почву. В составе почвы присутствуют обильные содержание газов в т.ч. ($N_2, O_2, CO_2, CO, CH_4, H_2S, H_2$ и др.) кроме того, вода находится в газообразной форме, вместе с тем, твердые вещества в виде аэрозолей (Hg, I_2). Газообразные вещества на подобие азот, N_2, O_2, CO_2, CH_4 и H_2O , являются главными составляющими ступени преобразования. В условиях периодически возникающего анаэробнозиса в структурированной почве, которое содержат кислород способствует образовать и впитывать CH_4, H_2S и H_2 . В процессе эффузии CO_2 и адсорбции O_2 определяется тенденция абсорбции кислорода, в том числе сольватация с жидкой и твердой стадиями. Процесс диссоциации газов в растворе почвы, является значительным процедуром в воздушном и в жидком пространстве. Текущее явление следует решать по закону Генри: $C_i = K_H P_i$, где C_i – концентрация растворенного газообразного компонента i , P_i – парциальное давление пара i -компонента над раствором, K_H – константа Генри. Так, для углекислого газа, который растворяется в воде с образованием угольной кислоты (H_2CO_3), закон Генри [14] имеет вид: $[CO_2]_{\text{раств}} = [H_2CO_3] = K_H P_{CO_2}$, где $K_{H, CO_2} = 0,0344$ (при $25^\circ C$).

Изменение количества кислотности почвенной жидкости особо зависит от содержания углекислого газа. Угольная кислота H_2CO_3 двухосновная, основная часть протонов образуется при диссоциации по первой ступени, причем истинная константа ионизации довольно велика: $pK_1 = 3,3$ (больше, чем у уксусной кислоты). В почвенной литературе используется кажущаяся константа ионизации, $pK_k = 6,4$, при расчете которой в знаменатель подставляется суммарное содержание собственно угольной кислоты и растворенного в воде CO_2 :

$$K_k = \frac{[H^+] \cdot [HCO_3^-]}{[CO_2] \cdot [H_2CO_3]}$$

В условиях высокого содержания углекислого газа, которое содержится в почве (0,3%, а в заболоченных грунтах – до 20%), сольватация CO_2 приводит к заметному снижению pH почвенной жидкости. Например, при парциальном давлении CO_2 равном 0,03 значение pH водной фазы составляет 5,64, тогда как при $P_{CO_2}=3$ этот показатель уменьшается до 4,64. Парциального давления CO_2 преобразуется в почвенном воздухе, которое способствует на диссоциацию карбонат-ионов, так как растворимость минерала кальцита определяется от концентрации карбонатов в почвенной жидкости, образующихся в результате диссоциации угольной кислоты. В почвах с наличием карбонатов содержание кальция в жидкости управляется через процесс сольватации кальцита [15]:

$$IPCaCO_3[Ca^{2+}] \cdot [CO_3^{2-}]$$

$$[CO_3^{2-}] = \frac{K_1 K_2 [H_2CO_3]}{[H^+]^2}$$

где K_1 и K_2 – константы диссоциации угольной кислоты по 1 и 2 ступени, а концентрация угольной кислоты в растворе определяется законом Генри.

Когда тяжелые металлы выбрасываются в атмосферу в виде частиц или газообразных соединений, они могут оседать на поверхность почвы. Это часто происходит через:

Сухое осаждение: При этом частицы напрямую оседают на поверхность.

Влажное осаждение: Металлы выпадают вместе с дождем, снегом или туманом.

$$\text{Формула для влажного осаждения: } C_a = \frac{C_w \times P}{H}$$

где: C_a – концентрация металла в почве; C_w – концентрация металла в воде осадков; P – количество осадков; H – высота слоя почвы, вовлеченного в процесс.

Переход ионов из почвы в растения. Этот процесс зависит от биоусвояемости элементов, которая определяется их химической формой и состоянием почвы.

Ключевые факторы: рН почвы: Низкий рН может способствовать большей доступности ионов.

Органическое вещество: Влияет на комплексообразование с металлами.

Катионный обмен: Ионы металлов могут обмениваться с катионами в почвенном растворе.

$$\text{Формула для катионного обмена: } C_r = \frac{K_d \times C_s}{1 + K_d \times C_s}$$

где: C_r – концентрация металла в растении; K_d – коэффициент распределения; C_s – концентрация металла в почве.

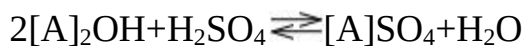
1.2. Ионнообменные переходы тяжелых металлов в системах «почва-вода» и «вода-донные отложения»

Ионообменный метод основан на последовательном фильтровании воды через H^+ –катионовый, а затем CO_3^{2-} или HCO_3^- –анионитовый фильтр.

В H^+ –катионовых фильтре содержащиеся в воде катионы, главным образом Ca^{2+} , Mg^{2+} и Na^+ , обмениваются на H^+ –катионы:



При пропускании воды после фильтров H^+ – катионирования через OH^- анионные фильтры анионы образовавшихся кислот обмениваются на ионы OH^- :

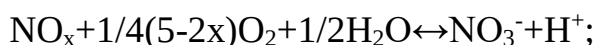
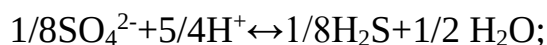
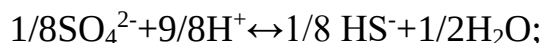
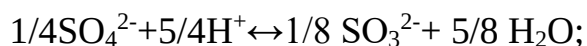
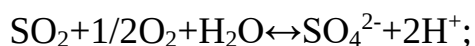


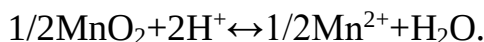
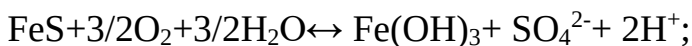
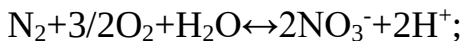
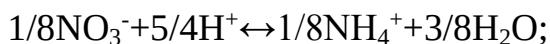
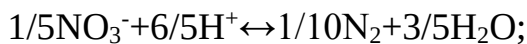
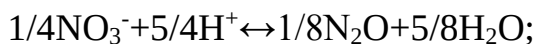
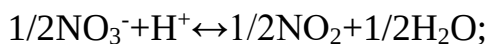
Таким образом с помощью ионного обмена можно очистить воду от:

- Ионов жесткости: Ca^{2+} и Mg^{2+} ;
- Ионов тяжелых металлов: Zn, Cr, Hg, Cu, Ni и др.;
- Аммиака и аммонийных солей;
- Анионов: Cl^- , SO_4^{2-} , CH_3S^- , CN^- и т.д.;
- Радиоактивных загрязнений.

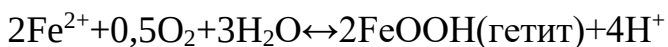
Комплексообразование: Тяжелые металлы могут связываться с органическими молекулами, тем самым изменяя их доступность. Образование комплексных соединений с группами гумусовых кислот, растворимых в воде, щелочах и кислотах имеют существенное значение в почвенной жидкости. Эти преобразования в основном происходят благодаря гетерофункциональные соединения содержащих кислород [16].

В результате окислительно-восстановительных уравнений в системе растворов почв образуется активное окружение. Большинство биохимические явления, кроме процесса окисления на пределе засушливого грунта и воздушной среды почвы, переносятся в водную область. Для транспортировки электронов от регенератора до окисляющего реагента взаимодействие зачастую происходит в водной среде. В данном случае, вода реагирует с регенератором и окисляющим реагентом. Схема окисления воды выглядит так: $2\text{H}_2\text{O}-4\text{e}^- \leftrightarrow \text{O}_2+4\text{H}^+$, а регенирование - так: $2\text{H}_2\text{O}+2\text{e}^- \leftrightarrow \text{H}_2+2\text{OH}^-$. Основные окислительно-регенерирующие уравнения, такие как окисление S и восстановление SO_4 , протекающий в почвенных жидкостях, при котором аммиак (NH_3) превращается в нитрат (NO_3^-) через промежуточный продукт и обратно, следовательно, на пороге системы: раствор-воздух, раствор-твердая фаза [17].

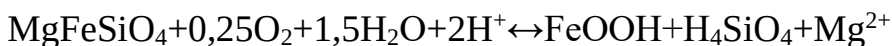




Такие явления как осаднения и диссоциация многократно и комбинированно происходит с процессами ОВР. Так, при диссоциации минералов в процессе гидролиза в воде способствуют образования ионов железа и марганца с низким степенем окисления. Реакция окисления и с последующим гидролиза происходит в результате трансформации ионов металлов в жидкости:



Подобным же образом, процессы гидролиза и окисления ионов железа вытесняют из структуры оливина:



В результате ОПР некоторые вещества переходят в малорастворимую форму (табл. 1.3 и 1.4). Для оценки состояния химических процессов в почве необходимо учитывать изменения валентности некоторых элементов в процессе ОВП. Некоторые явления происходят в процесс изменения амплитуды конденсации почв.

Миграция радионуклидов и тяжелых металлов в природной среде играет важную роль в экосистемах, оказывая влияния, как на окружающую среду, так и на здоровье человека. Химические процессы, участвующие в этой миграции, охватывают сложные взаимодействия между различными компонентами экосистем, такими как горные породы, вода, донные осадки и живые организмы. Рассмотрим некоторые ключевые аспекты этого процесса.

Таблица 1.3.- Сезонная динамика состава (ммоль/л) лизиметрических вод дерново-сильно подзолистой почвы [18]

Сезон	pH	C _{орг}	N	Ca	Mg	K	Na	Fe	Al	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
Горизонт А												
Весна	4,23	8,9	0,15	0,42	0,20	0,24	0,09	0,02	0,07	0,48	0,58	0,18
Лето	4,0	11,6	0,25	0,42	0,40	0,33	0,11	0,05	0,08	0,27	0,66	0,16
Осень	3,95	13,7	0,19	0,95	0,39	0,39	0,11	0,03	0,09	0,01	0,75	0,25
Зима	4,15	4,8	0,15	0,48	0,24	0,42	0,13	0,20	0,04	0,12	0,77	0,20
Горизонт Б												
Весна	4,77	3,3	0,08	0,36	0,15	0,09	0,16	0,04	0,03	0,76	0,25	0,20
Лето	4,70	5,0	0,17	0,18	0,39	0,10	0,09	0,03	0,04	0,11	0,32	0,13
Осень	4,45	5,0	0,17	0,20	0,20	0,07	0,07	0,03	0,03	0,18	0,40	0,19
Зима	4,85	3,9	0,11	0,19	0,18	0,09	0,11	0,13	0,13	0,19	0,19	0,26

Таблица 1.4.- Состав почвенных растворов (ммоль/л, Cu и Ni – мкмоль/л) горизонта подзолов Кольского полуострова [19]

pH	C _{орг}	Ca	Mg	K	Na	Al	Fe	Mn	Ni	Cu	SO ₄	NO ₃	Cl
Условнофоновая почва													
3,5	150	0,23	0,10	0,24	0,20	0,05	0,008	0,016	1,8	0,81	0,20	0,33	0,25
Загрязненная почва													
4,1	61	0,47	0,47	0,09	0,19	0,018	0,002	0,003	54,2	10,0	1,22	0,08	0,02

Переход ионов тяжелых металлов из горных пород в водную среду.

Выветривание: Одним из основных процессов является химическое выветривание горных пород, при котором минералы, содержащие тяжелые металлы, разрушаются под действием воды, кислорода и других химических веществ. Это приводит к высвобождению ионов металлов в водную среду.

Растворимость и сорбция: Характеристики растворимости и способность к адсорбции металлов определяют их поведение в воде. Металлы могут связываться с органическими и неорганическими частицами, влияя на их доступность и подвижность.

Переход ионов металлов из воды в донные осадки.

Сорбция и осаждение: Ионы тяжелых металлов могут сорбироваться на поверхности частиц или осаждаться в виде нерастворимых соединений на дне водоемов.

Комплексообразование: Металлы могут образовывать комплексы с органическими веществами или анионами, что влияет на их транспорт и закрепление в осадках. Комплексные соединения железа, титана, алюминия, ванадия, меди, молибдена и др. тяжелых металлов в нейтральных и слабощелочных средах растворимы в воде. На основании литературных данных предложена схема образования комплексов Co(II), Ni(II), Sr (II) (рисунок 1.3).

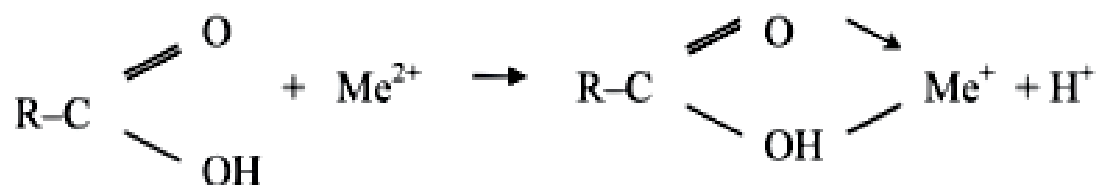


Рисунок 1.3. - Схема образования комплексных соединений металлов с гумусовыми кислотами

Значения условных констант устойчивости подтверждают образование прочных комплексных соединений гумусовых кислот с ионами металлов.

В работах последних лет можно проследить два направления по изучению ГВ: состав, структура, фракции ГВ;Σ закономерности взаимодействий гуминовых веществ с металлами, в особенности,Σ токсичными и радиоактивными. Комплексообразованием и сорбцией ионов металлов с ФК и ГК обусловлены своеобразие форм состояния ионов свинца в природных водах, повышение растворимости элементной ртути в природной воде в присутствии ГК, снижение сорбцию урана, цезия и стронция природными сорбентами в присутствии гуминовых веществ и т.п.

Для моделирования и предсказания миграции радионуклидов и тяжелых металлов применяют различные химические и физико-химические модели. Константы равновесия реакций:

$$K = \frac{[C]c[D]d}{[A]a[B]b}$$

где: А и В – реагенты, С и D- продукты, а, b, c, d – стехиометрические коэффициенты.

Сорбционные изотермы: Изотерма Лэнгмюра, описывающая адсорбционные процессы:

$$q_e = \frac{q_{\max} \times K_L \times c_e}{1 + K_L \times C_e}$$

где: q_e – количество адсорбированного вещества, $q_{\max}$ – максимальная адсорбционная способность, K_L – константа Лэнгмюра, а C_e – равновесная концентрация в растворе.

При меньшей эффективности отделения тяжелых металлов из почвы при преобразование солянокислым гидроксиламином по сравнению с реактивом Тамма с ультрафиолетом, вероятно, причина кроется в повторном усваивании металлы излишне в почве алюмосиликатами. В случае с реактивом Тамма повторное поглощение сокращаются с образованием стабильных оксалатных комплексов из-за отсутствия в системе мощных комплексообразующих соединений.

Как показано на рисунке 1.4, повторное усвоение тяжелых металлов из смеси гидроксилamina (А) чрезмерно увеличивает аналогичный процесс в оксалатных растворах (Б). При удалении тяжелых металлов и перемещения высокого выбора разных фракций, в случае процесс связан с органическими соединениями то используется H_2O_2 , то извлечение металлов, связанных с образование оксидов и гидроксидов железа и марганца, то должно предшествовать этому шагу. Если же производится удаление с помощью пирофосфата, то экстракция металлов должна следовать за ним [20]. Такой порядок действий снижает влияние вторичного поглощения.

Растения могут активно поглощать определенные ионы с использованием энергоемких мембранных переносчиков.

Константа распределения (K_d): Используется для описания распределения радионуклидов между твердыми и жидкими фазами в почве.

$$K_d = \frac{C_s}{C_l}$$

где: C_s – концентрация металла в твердой фазе (мг/кг), а C_l – концентрация металла в почвенном растворе (мг/л).

Фактор переноса (TF): Показатель способности радионуклида или тяжелого металла переходить из почвы в растение.

$$TF = \frac{C_{\text{plant}}}{C_{\text{soil}}}$$

где: C_{plant} – концентрация металла в растении (мг/кг), а C_{soil} – концентрация металла в почве (мг/кг).

Ионное равновесие и pH: Методики по расчету движения ионов в зависимости от pH среды. Уравнения Нернста или Дебая-Хюккеля могут применяться для определения активности ионов в растворе. Для расчета движения ионов в зависимости от pH среды можно использовать как уравнение Нернста, так и теорию Дебая-Хюккеля. Каждое из этих уравнений и методов служит своей цели и применяется в разных контекстах.

Уравнение Нернста используется для расчета равновесного потенциала через полупроницаемую мембрану, который создается за счет разности концентраций ионов по обе стороны мембраны. Оно позволяет определить потенциал, при котором нет чистого потока ионов через мембрану. Уравнение имеет вид:

$$E = \frac{RT}{zF} \ln \frac{[C_{\text{outside}}]}{[C_{\text{inside}}]}$$

где: E – равновесный потенциал; R – универсальная газовая постоянная; T – абсолютная температура в кельвинах; z – заряд иона; F – постоянная Фарадея; $[C_{\text{outside}}]$ и $[C_{\text{inside}}]$ – концентрации ионов снаружи и внутри клетки.

Изменение рН может повлиять на концентрацию ионов, что, в свою очередь, изменяет равновесный потенциал по уравнению Нернста.

Теория Дебая-Хюккеля используется для учета влияния ионной силы раствора на активность ионов. Она позволяет скорректировать расчеты равновесия в электролитах путем введения коэффициента активности. Основное уравнение Дебая-Хюккеля в предельном случае имеет вид:

$$\log \gamma = - \frac{Az^2\sqrt{I}}{1 + Ba\sqrt{I}}$$

где: γ – коэффициент активности; A и B – эмпирические константы, зависящие от растворителя и температуры; z – заряд иона; I – ионная сила раствора; a – эффективный диаметр иона.

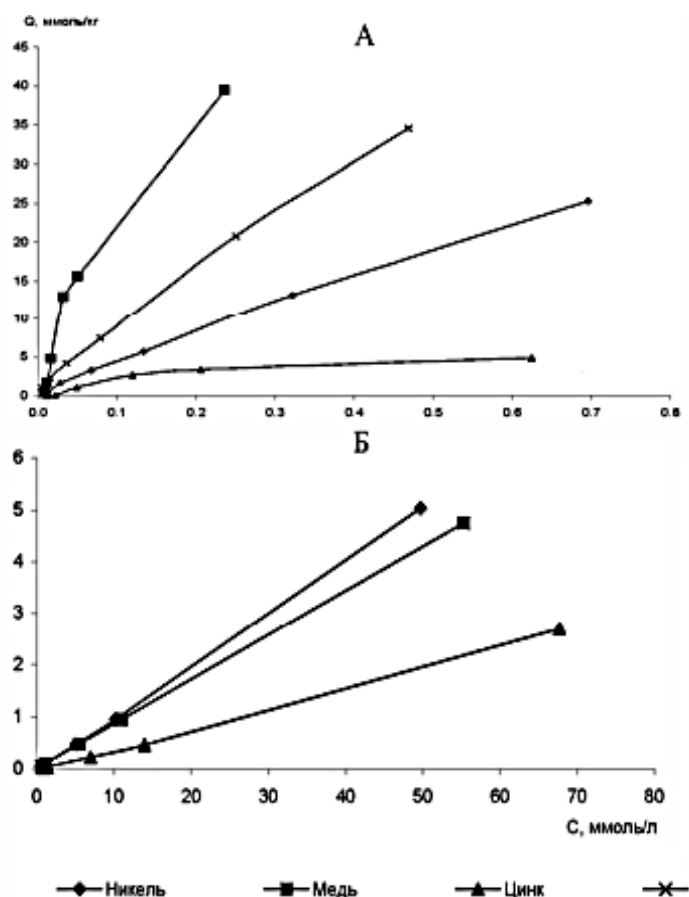


Рисунок 1.4. – Зависимость количества, адсорбированного веществатяжелых металлов при распределении фракции тяжелых металлов, связанной с оксидами/гидроксидами Fe иMn. В подзолистой почве: А-абсорбция из раствора гидроксилamina солянокислого; Б-абсорбция из раствора Тамма

Ионная сила определяется как:

$$I = \frac{1}{2} \sum c_i z_i^2$$

где: c_i и z_i - концентрация иона и его заряд, соответственно.

Теория Дебая-Хюккеля важна для понимания взаимодействий ионов в растворе и может помочь скорректировать расчеты с учетом влияния pH на активность ионов. Изменение pH среды может влиять на ионную силу и коэффициенты активности, учитываемые в уравнениях Дебая-Хюккеля, а также на концентрации ионов, которые используются в уравнении Нернста для расчета потенциалов. Для комплексных ситуаций во многих биологических и химических системах желательно использование обоих подходов для получения более детальных и точных результатов. Эффективность процессов миграции может регулироваться с помощью технических практик, таких как известкование почвы для изменения pH, что может уменьшать подвижность некоторых тяжелых металлов.

Процесс гидролиза на катионитов и анионитов сопровождаются диссоциации солей и формирования катионов слабого основания и анионов слабой кислоты, а величина pH будет зависит от интенсивности гидролиза и выделения ионов.

В табл. 1.5 приведены некоторые типичные реакции гидролиза ионов, в результате которых образуются гидроксокомплексы и происходит подкисление раствора. Заметим, что для подавляющих поливалентных катионов (в особенности Fe^{3+} , Al^{3+}) специфичен моностадийный гидролиз, то есть завышения образования гидроскилов с последующим гидроксокомплексов:

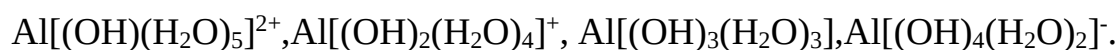


Таблица 1.5. - Гидролиз ионов в растворе и константы равновесия этих реакций [20]

Уравнение реакции	lgK	Уравнение реакции	lgK
$Al^{3+} + H_2O = Al(OH)^{2+} + H^+$	-5	$Fe^{3+} + H_2O = Fe(OH)^{2+} + H^+$	-2,19

$\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Al}(\text{OH})_2 + 2\text{H}^+$	-10,1	$\text{Fe}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})_2 + 2\text{H}^+$	-5,67
$\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$	-16,8	$\text{Fe}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})^0 + 3\text{H}^+$	-12
$\text{Al}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} = \text{Al}(\text{OH})_4^- + 4\text{H}^+$	-22,7	$\text{Fe}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})_4^- + 4\text{H}^+$	-21,6
$\text{Cr}^{3+} + \text{H}_2\text{O} = \text{Cr}(\text{OH})^{2+} + \text{H}^+$	-4	$\text{Si}(\text{OH})_4 = \text{SiO}(\text{OH})_3^- + \text{H}^+$	-9,86
$\text{Cr}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Cr}(\text{OH})_2 + 2\text{H}^+$	-9,7	$\text{Si}(\text{OH})_4 = \text{SiO}_2(\text{OH})_2^{2-} + 2\text{H}^+$	-22,9
$\text{Mn}^{2+} + \text{H}_2\text{O} = \text{Mn}(\text{OH})^+ + \text{H}^+$	-10,6	$\text{Cu}^{2+} + \text{H}_2\text{O} = \text{Cu}(\text{OH})^+ + \text{H}^+$	-7,7
$\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})^+ + \text{H}^+$	9,5	$\text{Cu}^{2+} + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Cu}(\text{OH})^0 + 2\text{H}^+$	-13,8

1.3. Физико-химическая характеристика источников поступающих естественных радионуклидов в биосфере

В результате деятельности человека биогеохимический круговорот веществ, включает выбросы естественных и искусственных радионуклидов и тяжёлых металлов (ТМ) – природные и искусственные во внешней среде, причём их выбросы в первую очередь определяются свойствами окружающей среды [21-29].

Перенос ТМ в биосферу происходит в результате техногенного воздействия на окружающую среду или другими путями. В основном они составляют искусственные загрязнители металлургических производств в процессе термической упрочнения, плавки металла и сжигания энергоносителей. Кроме того, загрязнение происходит за счёт орошения земельных угодий, с отработанными стоками с насыщавшим большим количеством ТМ и канализационными сточными водами в качестве удобрений, а также могут быть источником загрязнения биологических сообществ. В то же время, наличие изотопов урана в верхней части земной коры и содержание урана в окружающей среде в определённой степени зависит от некоторых важных моментов. Преобладающая концентрация урана выявлена в верхней части литосферы [30].

В экологических исследованиях [31-34] выделяют формы миграции элементов – загрязнителей и радионуклидов, которые распределяются между компонентами окружающей среды:

- в растворённой форме;
- сорбируются и накапливаются фитопланктонами;
- закрепляются между компонентами донных отложений, седиментация;
- адсорбируется из воды на поверхности донных отложений (ДО);
- сорбируется во взвешенном состоянии (рисунок 1.5).



Рисунок 1.5. – Формы перемещения микроэлементов и радионуклидов в природных водах [31]

Взаимодействие токсичных металлов с гуминовыми веществами существенно влияет на их изменения в составе вод природного формирования элементов, о чем опубликованы в [35-41].

В природных и поверхностных водах основными неорганическими комплексообразователями загрязняющих веществ являются ионы: OH^- , HCO_3^- , Cl^- , CO_3^{2-} , а также ионы PO_4^{3-} и NH_4^+ , обнаруженные в городских сточных водах [42].

В гидроэкосистемах огромную роль играют сложные процессы генерации металлических загрязнителей, включая малорастворенные неорганические вещества антропогенного происхождения [43-46].

Деление природных вод на растворённые и взвешенные вещества весьма условно. При такой постепенной шкале форма по фракционным размерам очевидно, что к плавающим формам относят, также и крупные коллоиды. Несмотря на всю условность, такого разграничение оно общепринято и используется в мировой практике [47-51].

Такие процессы, как осаждение, комплексообразование, сорбция и образование коллоидов, обычно используются для исследования поведения металлов и искусственных радионуклидов в природных поверхностных и подземных водах [52, 53].

Дигмайское хвостохранилище действовал с 1963 по 1993 годов. Хвостохранилище было построено путём перекрытия естественной депрессии дамбы длиной 1800 м и покрытия её дна слоем битума толщиной 0,8 см. Высота дамбы составляет 40 м, а площадь хвостохранилища – более 90 га. Он заполнен на 83% своей мощности и содержит около 36 млн. тонн гидрометаллургических отходов, которые вывозились на ГУП «Таджредмет» (бывший ГП «Востокредмет») в г.Бустоне (бывший г.Чкаловск). Общая активность хвостохранилища оценивается примерно в 6540 Ки. В связи с упадком гидрометаллургической переработки ураносодержащих руд площадь хвостохранилища уменьшилась, и к 2000 году поверхность хвостохранилища была полностью осушена. Это привело к образованию многочисленных эрозионных трещин глубиной до 4 м и шириной 0,3-0,8 м, представляющих геологическую опасность для человека и животного мира [54-68].

Миграция урана и естественных радионуклидов в биосфере зависит от физико-химических свойств. В результате проникновения радионуклидов в окружающую среду происходит существенные изменения в биологическом сообществе, которые определяется поведением и миграционными

свойствами изотопов. Они связаны с местоположением рельефа, здешние условия климата и другими факторами природной среды. Определение основных физико-химических характеристик изотопов урана позволяет изучить пути их миграции и возможное влияние на биосферу. Физико-химические формы миграции радионуклидов в природной среде зависят, прежде всего, от природы источника и путей поступления процессов, происходящих в ходе функционирования и физико-химических условий. Следовательно, распределение форм появления радионуклидов и важнейшие характеристики их конкретных типов, таких как размеры радиоактивных частиц, изотопное соотношение и т.д. может указывать на источник поступления их выбросов. Однако в процессе существования в окружающей среде первоначальное распределение форм возникновения изотопов может меняться с течением времени вследствие взаимодействия с природными компонентами [69-72].

Радионуклиды попадают в атмосферу из естественных и искусственных источников радиации, как из наземных, так и из водных экосистем. Внешнее, а затем и внутреннее облучение живых организмов достигается за счёт выброса атмосферных радионуклидов, которые, спускаясь из воздуха в земную биосферу, попадают в биогеоценозы и водную среду, где участвуют в круговоротных процессах, происходящих в биосфере [73-75].

Естественный радиоактивный фон поддерживается в первую очередь космическими лучами, радиоактивными элементами в горных породах и радиоактивными газами в почве. Живые организмы защищены воздушным защитным слоем от ненужной радиации из космоса. В зависимости от высоты над уровнем моря, которая является высотой электромагнитного поля Земли, и расстояния от экватора до полюсов, на интенсивность космических лучей влияет высота Земли и ее электромагнитное поле [76].

Радиоактивные газы в воздухе образуются в результате присутствия и распада радионуклидов тория-232 и радия-226 в земной коре и почве.

Радиоактивное загрязнение окружающей среды происходит, прежде всего, в результате наземных испытаний ядерного оружия, деятельности предприятий ЯТЦ, тепловых электростанций, работающих на твёрдом топливе (золе), и в конечном итоге от значительного накопления техногенных и природных альфа-излучающих радионуклидов, которые выбрасывались от горнодобывающих предприятий [77].

В результате попадания техногенных альфа-излучающих радионуклидов в природную среду с стройматериалами и минеральными удобрениями их содержание постепенно увеличивается в элементах биосферы [78-80].

1.4. Факторы влияющие на формы нахождения природных радионуклидов в воде

Изучение поведения радиоактивных веществ в диссоциированном виде в поверхностных водах представляет собой ключевым элементом экологических и геохимических анализов естественных водных систем. Это позволяет непосредственно проводить анализ влияния на окружающую среду и изучение токсичности, а также биодоступности радионуклидов для организмов, обитающих в водной среде. Элементы или точечные источники могут обогащать определённые вещества, или могут быть преобразованы для получения водных растворов и удаления других радиоактивных элементов без воздействия на водный раствор, а также из рассеянных источников естественного и искусственного загрязнения за счёт вымывания с водосборной площади. Это обуславливает вероятность попадания в речные системы химических и физико-химических форм различных природных состояний. Изменения окислительно-восстановительных условий, таких как: комплексообразование, коагуляция, сорбция и десорбция, изменяют физико-химические формы веществ, вводимые в воду, и создают стабильные растворённые вещества, при взаимодействии которых с водой определяет уровень токсичности тяжёлых металлов и радиоизотопов [81].

Основными факторами, определяющими особенности миграции радионуклидов и других элементов в воде [82-85] путём транспортировки начиная с стабильно растворённых форм, необходимо учитывать следующее положение: первоисточное состояние воды; обеспечение гидрологического режима; химического состава воды; обнаружения взвешенных частиц, содержание ДО; физико-химическая характеристика и определения параметров источника загрязнения, из которого вода использовалась для получения жидкости или стабильной растворённой формы.

Формирование загрязняющих веществ, стекающих с водосбора и изменение режима питания речной системы, часто влияют на некоторые факторы, особенно метеорологические. Сток воды напрямую влияет на скорость и динамику распределения токсичных элементов, поступающих в реку по водотоку. В сущности, используются различные типы моделей для определения миграции токсичных элементов в воде. Оценки основываются на некоторых свойствах: скорость и направления распределения загрязнителей, турбулентная диффузия, расчётные уравнения и расчёт диффузии веществ в смешанных потоках. Существует множество моделей, которые в той или иной степени объясняют особенности распределения загрязняющих компонентов в водные объекты. Величины, которых используется, для расчёта распределения загрязняющих веществ позволяют определить некоторые факторы, устанавливающие процессы турбулентного перемешивания в вещества [86-97].

Широкий спектр радионуклидных соединений, встречающихся в водных потоках, определяется одновременной способностью к гидролизу, полимеризации и образованию комплексных соединений с веществами неорганического и органического происхождения. В зависимости от условий окружающей среды и физико-химического состояния растворённых форм радиоактивных элементов могут приводить к образованию различных соединений с изменением степени окисления после попадания в водную среду. Эти процессы регулируются значениями pH и Eh. Солёность воды

существенно влияет на распределение загрязняющих элементов в системе «взвешенные вещества-вода» [98].

При известных значениях pH, когда элемент осаждается в виде гидроксида из водного раствора, необходимо прогнозировать его отношение при поступлении в водную экологическую систему. Как известно, катионные формы металлов часто попадают в воду из водных экосистем в случае снижения pH, то есть при отрыве твёрдого вещества от поверхности фазы. При изменении значения pH в сторону увеличения до определённого уровня, металл находится в катионной форме, а диссоциированном виде вещества поглощаются или падают в осадок на область покрытия твёрдых частиц. Если же величина pH продолжает повышаться посредством гидроксидных комплексов, диссоциация металлов вновь возрастает. Это происходит и при высоких величинах pH, когда растворимость в катионитов снова начинает увеличиваться. Однако осуществить воздержанного загрязнения в водных экосистемах не представляется возможным. С нарастанием значения pH растворимость возрастает, и притом в кислой среде металлы, передвигающиеся в образовании анионитов, именно усваиваются или образуют осадок. В водной среде процессы комплексообразования конкурируют с гидролизом и осаждением элементов во взвешенном состоянии, которые являются претендующими процессами [99, 100].

В природных поверхностных водах возникновение многочисленных диссоциированных органических и минеральных соединений, усиливает способность к формированию химических соединений с металлами [101, 102].

Почвы являются основным источником гуминовых веществ в водосборе водной системы, и их свойства зависят от содержания почв, которые находятся на водосборе и можно управляет определённую специфику водного объекта [103, 104].

Как известно, одной из большой водной артерий протекающей по территории стран Центральной Азии является р. Сырдарья. На территории этих стран в результате естественного расположения некоторых берегов реки

к месторождениям радиоактивных и полезных ископаемых, как правило, река омывает достаточное количество источников загрязнения ТМ. Одним из основных источников радиоизотопного загрязнения реки Сырдарьи являются месторождения полезных ископаемых минералов и отходы горнодобывающих и перерабатывающих производств (рис. 1.6) [105-108].



Рисунок 1.6. – Схема расположения основных мест накопленных отходов бывших урановых производств на территориях стран Ферганской долины

Таблица 1.6 - Расположения отходов уранодобывающих предприятий находящегося вдоль р.Сырдарьи

Местоположение	Хвостохранилище радиоактивных отходов
Кыргызстан	Хвостохранилище Майлуу-Суу
Узбекистан	Рудники Чаркесар и Ташкент
Таджикистан	Истиклол, Адрасман, Гафуров и Дигмай, Бустонское хвостохранилища
Казахстан	Подземное выщелачивание урана из рудников

Данные радиационноопасные объекты находятся на расстоянии от 1,2 до 65 км от реки и друг от друга. Подземные воды расположенные в горах Могол-Тау значительно обогащены радиоактивными веществами, особенно ураном по всей горе, частности по южным склонам, обращенным в сторону р.Сырдарьи (таблица 1.6).

Известно, что часть урановых минералов, составляющих руду месторождений растворима в воде и природные воды, содержащие 4-40 мг урана, вырываются из остатков шахт урановых рудников, последним местом миграции, которых является река Сырдарья. Добыча в рудниках широкомасштабного производства в месторождениях урановых руд или вторичного сырья содержание урана в рудах или отходах при переработке, считается рентабельным свыше 10 мг. Непосредственно вблизи от радиоактивного хвостохранилища в г.Бустоне протекает Большой Ферганский канал (БФК), который с конца сливается в р.Сырдарья. В результате селевых потоков и орошение сельхозугодий, естественные радионуклиды от хвостохранилища попадают в реку.

Однако анализ данных авторов [109-118] свидетельствует о том, что в воде реки Сырдарьи не наблюдалось увеличения содержания урана по сравнению с ПДК и резких отклонений концентраций ТМ. Это можно объяснить тем, что процесс осаждения ТМ в воде происходит в ДО и наоборот, переход ТМ от ДО на воду.

Процессы осаждения и переход ТМ осуществляется в виде положительных и отрицательных ионов. Присутствие взвешенных частиц, которые адсорбируются и не провоцируют прохождения данного элемента и вышеперечисленные ионы на свою поверхность.

Как видно из таблицы 1.7 высокое содержание NO_3^- , SO_4^{2-} и сухого остатка в воде Кайраккумское водохранилище причина может быть кроме естественного использования воды, также для бытовых, оздоровительных и сельскохозяйственных нужд.

Таблица 1.7 - Результаты гидрохимических показателей проб воды в реке Сырдарьи

Точки пробоотбора						
Параметры анализа	ПДК	Кайраккумское водохранилище		Старый мост	Китай мост	Бекабад
		ВХОД	ВЫХОД			
NH ₃	350 мг/л	432	455	442	462	452
Cl ⁻	500 мг/л	65,6	82,0	85,5	63,1	83,2
SO ₄ ²⁻	400 мг/л	481,3	565,6	390,7	467,7	523,1
NO ₃ ⁻	25 мг/л	26,7	31,2	25,8	25,8	27,9
NO ₂ ⁻	7 мг экв/л	7,1	8,5	8,1	10,2	7,8
Общая жёсткость	7 мг экв	11,6	12,8	10,5	10,4	10,9
Щелочность	0,3 мг/л	3,2	4,2	4,4	4,1	3,7
Fe	0,05 мг/л	0,04	0,05	0,04	0,05	0,07
Сухой остаток	1000 мг/л	1149	1159	761	949	947
Mg ²⁺	50 мг/л	71,6	75,4	63,9	53,9	66,9
Ca ²⁺	100 мг/л	132,2	126,2	106,3	94,1	112,2
Гидрокарбонаты		182,2	265,2	253,5	243,1	236,6
Na ⁺ -K ⁺	50 мг/л	102,2	74,7	24,1	86,1	72,0

Кроме того, в р.Сырдарьи от Кайраккумское водохранилище до Бекабадской плотины наблюдается сравнительно низкое содержание NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ и ТМ, причиной этого явления естественное самоочищение водной среды [119, 120].

Завышенные концентрации ТМ в воде реки Сырдарьи обусловлены процессами орошения земель, ветровой эрозией с сельскохозяйственных угодий и бытовыми загрязняющими веществами, все точки расположены в густонаселённых районах (таблица 1.8).

Таблица 1.8 - Спектрометрические анализы сухого остатка воды из р.Сырдарьи

Место отбора проб	Координаты, с.ш./в.д.	Элементы загрязнители, мг/кг						
		Sr	Pb	As	Zn	Cu	Ni	Cr
Вход Кайраккумского водохранилища	40.375041 70.303084	149,8	11,5	23,6	608,2	43,8	24,4	77,9
Выход Кайраккумского водохранилища	40.283058 69.807199	151,5	16,6	21,5	129,3	41,4	32,6	95,7
Старый мост	40.289261 69.619889	118,6	15,3	19,4	181,8	42,2	47,2	186,5
Китай мост	40.261148 69.583091	131,3	16,1	13,7	326,2	42,3	47,2	111,3
Бекабад	40.222055 69.432131	118,8	10,2	23,2	509,1	42,6	23,6	162,9
Питьевая вода	40.222056 69.532671	111,5	3,4	16,2	449,1	41,5	37,3	113,2

В местах отбора проб содержание стронция, цинка, меди и хрома на некоторых участках относительно низкое для хозяйственно-бытовых нужд, но высокое остаётся для питьевой воды [121-129].

Выявлены загрязнение воды реке Сырдарьи от верхней части реки и ниже по течению до периметра. В р. Сырдарья от верхнего до нижнего течения водоёма изменились содержание загрязняющих веществ и ТМ в городской черте. Это связано с преобладанием антропогенной нагрузки на территорию.

Одной из преимущественных характеристик загрязняющих веществ в донные отложения (ДО) является их способность к аккумуляции ТМ и оказывать токсическое воздействие на экологическую систему. Анализируя

вопросы трансграничного перемещения в Центральной Азии в рамках данного исследования, следует особого внимания, что бывшие урановые объекты находятся в непосредственной близости от границ других стран. В свою очередь, необходимо учитывать такие требования или аспекты, как незначительность основания загрязнения перед воздействием атмосферной или водной среды, которые могут превратить определённые проблемы наблюдения за данными объектами в трансграничных территориях. В свете обширности территорий, расположения объектов в пределах государства, а также в пределах течения воздуха в направлении техногенных объектов, с учетом аридного сухого климата, основное внимание в аспекте трансграничных проблем бывших урановых объектов уделяется вниманию переносу загрязнителей в водной среде. Наглядным показателем международного сотрудничества в данной территории является проект НАВРУЗ, (“Navruz transboundary river monitoring project”), который координировался Департаментом энергетики США и был посвящен оценке содержания радионуклидов и других трассерных элементов в водах р.Сырдарья и других реках региона. В рамках проекта на 2006 г. выполнено несколько циклов аналитических измерений содержания радионуклидов в воде, почвах, растениях примерно в 10-15 пунктах наблюдений в каждой из стран участников проекта (рисунок 1.7) [130].

Анализ полученных результатов показывают, что по длине р.Сырдарья можно выявить определённую пространственную закономерность изменения суммарной альфа- и бета-активности в воде. Минимальные уровни загрязнения наблюдались в реках на территории Кыргызской Республики, существенный рост загрязнения вод отмечен на таджикском участке течения реки Сырдарья. В нижнем течении реки на территории Казахстана, отмечено возрастание активности вод в пробах, отобранных ниже по течению реки Kz-07 до Kz-015. Специфические аспекты проблемы трансграничного мониторинга окружающей среды должны учитываться и в каждой из стран региона.

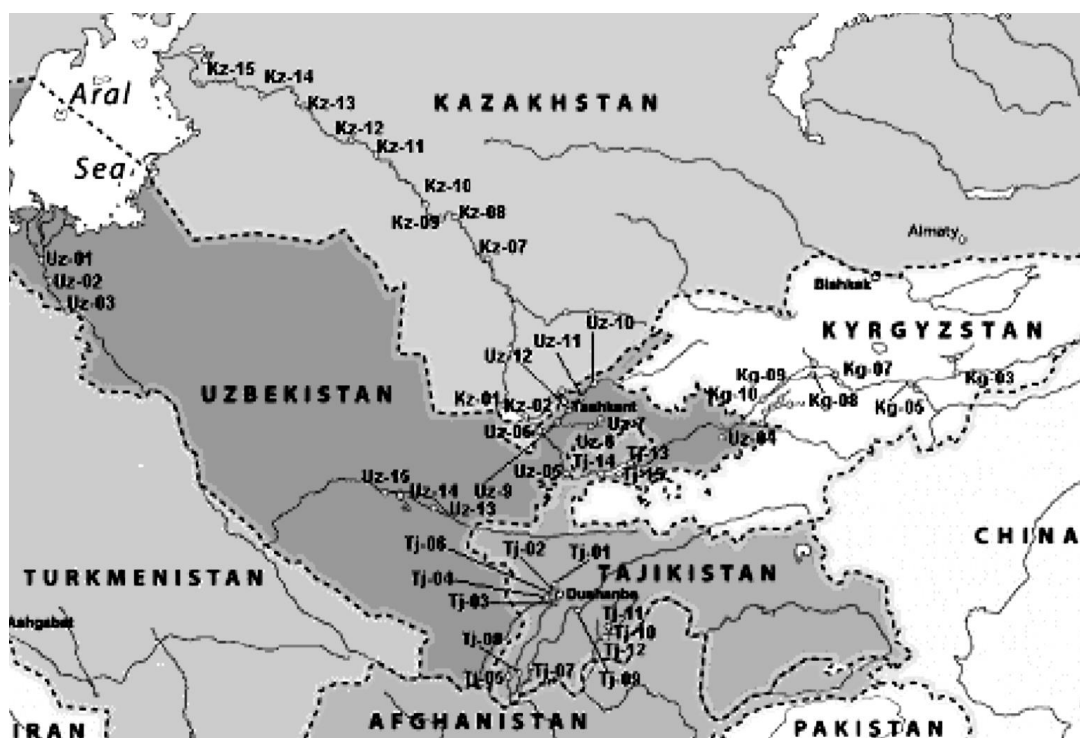


Рисунок 1.7. – Сеть пунктов наблюдений в реках из стран Центральной Азии

Качество вод р.Сырдарья должно быть в сфере внимания мониторинговых программ региона, где обязательным компонентом должны стать наблюдения за минерализацией, содержанием сульфатов, нитратов и карбонатов, некоторых характерных трассерных элементов, а также ТМ изотопов урана и других радионуклидов урано-ториевого ряда в воде.

1.5. Современные принципы определения границ техногенных биогеохимических территорий

Одной из исследований в направлении радиоэкологических проблем считается геоэкологическое районирование территории, которое выражается как ранжирования территорий по числу напряжённости, радиоэкологической опасности. Цель геоэкологического районирования, определение территориальной структуры дифференциации некоторых территорий с влиянием природных и экологических условий [129].

Как считают автор [130], под геоэкологическим районированием понимается, как процесс деления многофакторной территории на несколько

разных целостных регионов, которые представляют малые сгущения исходных точек в трёх или многомерном пространстве. По одному признаку рассматривается частное районирование. Множество характеристик используется при комплексном районировании, которые характеризуют другие компоненты территории, в смысле районирования по ландшафтно-географическому и ландшафтному. Границу районирования можно изобразить в зависимости от масштаба наблюдений, как чёрточки или полосы различной ширины. Биологическое сообщество медленно меняется по шкале градиента влияния факторов.

По мнению авторов, [131,132] выделение районов в среде предоставления информации и коммуникации в сетях с использованием сетевой географии намного подходит для определения местности. Как сказано, в данном районе происходит преобразование одинакового пространства и перехода к временно-пространственному действию.

По мнению учёных в эколого-географическом районировании, необходимо дополнять специальным содержанием для определения общего принципа физико-географического районирования. Принципа устойчивости границ районирования имеет динамический процесс для территориального управления, которое необходимо определить результатами фиксированных границ. Как следует из результатов исследований, выделение устойчивых границ или определение «характерного времени» конкретных границ является компромиссом. В заключительный этап исследования переносится определения границ системы. Все это даёт основание, что границы геосистем имеют совокупность к экосистеме. Органические и минеральные компоненты геосистем подчиняются определённой закономерности [133].

Известно, что районирование территорий основано на неоднородности окружающей среды и помимо этого, работа позволяет получить обоснованное и рациональное решение. В прогнозируемых характеристиках в настоящее время нет определённой концепции по форме прямого и неотраслевого районирования. Отсутствует единство в экологическом

районировании, а также в решении по нормализации признаков, «определения по исчисляемому явлению» [131, 134].

В ходе изучения предмета выявляются границы условий, факторов и проявлений явлений существенных для решения задач, определяются граничные критерии, устанавливаются границы подсистемы предмета и её структурных компонентов. В результате исследования формулируются критерии границ применимости предлагаемых моделей и методов прогнозирования. Также, необходимо различать границы в т.ч.: при определении зон ответственности хозяйствующих субъектов, зон реализации реабилитационных и иных мероприятий, зон находящихся под воздействием этих мероприятий и хозяйственной деятельности; геоморфологического характера; функционального характера. Для определения геоморфологических, функциональных и биогеохимических свойств территории используются данные критерии. Для группировки участков в зависимости от целей исследования могут использоваться различные критерии. В этом случае, определение границ применимости разработанной модели, связано с определением этих критериев. В полевых условиях границы отдельных зон могут быть связаны с пространственными координатами траектории [135].

Важно отметить, что зонирование или демаркация в таких случаях не означает деления территории на целостные, непересекающиеся участки. При работе с базами данных единственным пространственно-временным аналогом траектории является зона с полями, определяющими координаты и даты измерений.

1.6. Техническое обеспечение радиозэкологической безопасности хвостохранилища

В разрезе Гафуровское хвостохранилище выделяются четыре зоны, образовавшиеся в процессе намыва и последующего захоронения радиоактивных отходов (рисунок 1.8).

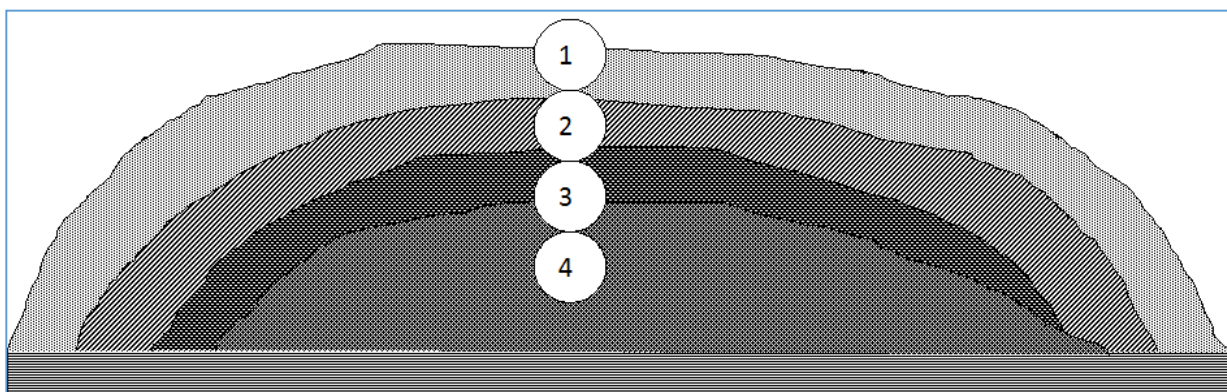


Рисунок 1.8 – Схематический геологический разрез Гафуровского хвостохранилища

Зона 1 находятся лёссовидные суглинки толщиной до 2 м, под которыми лежит слой галечника толщиной от 0,5 м до 1 м. Эти суглинки и галечники считаются нерadioактивными материалами и служат барьером против радиации, уменьшая уровень гамма-излучения и выброса радона до допустимых значений.

Зона 2 доминируют песчаные фракции радиоактивных отходов, имеющие красноватые и коричневые оттенки и специфическую слоистую структуру, что указывает на их намывание. Эти отложения расположены на глубинах от 2,5-3 м до 4,5-6 м. Их естественная влажность составляет от 12 до 15 процентов, а плотность колеблется между 1,48 и 1,64 г/см³.

Зона 3 описывается глинистыми мелкодисперсными материалами светлых оттенков, известными как илы, которые простираются на глубину от 4,0-4,5 м до 8-10 м. Влажность этих материалов варьируется от 20 до 40 процентов, а плотность составляет 1,84-1,91 г/см³.

Зона 4 находятся отходы, схожие с материалом третьей зоны, но здесь наблюдаются локальные радиоактивные аномалии уровнем от 30 до 35 мкЗв/час, что свидетельствует о меньшей однородности хвостов по минеральному составу. Отходы залегают на глубинах от 8-10 м и до 16-18 м.

Отходы хвостохранилища имеют значения $pH=8-10$, так как в процессе эксплуатации опытно-промышленного завода в основном применялась содовая технология выщелачивания.

В процессе заполнения хвостохранилища «Карта 1-9» и его последующей консервации в разрезе образовались три зоны (рисунок 1.9).

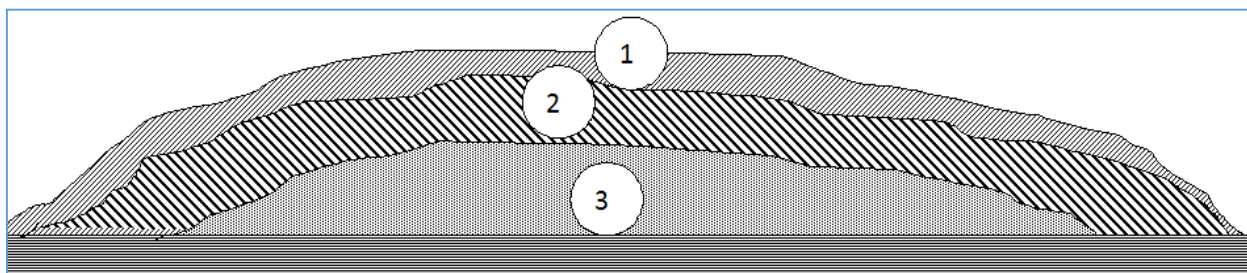


Рисунок 1.9. – Схематический геологический разрез хвостохранилища «Карты 1-9»

Зона 1 представлена гравийно-галечными отложениями с супесчаным заполнителем и лёссовидными суглинками мощностью от 0,5 до 1,0 м, являющимися нейтральным консервирующим слоем. На поверхности консервирующего покрытия имеются отсыпки крупнообломочных скальных пород и отдельные кучи строительного мусора.

Зона 2 сложена песчаными фракциями радиоактивных отходов красноватых оттенков и большим количеством примесей крупнообломочного материала, относящегося к хвостам радиометрической сортировки радиоактивных руд, заскладированных на хвостохранилище. Вторая зона отмечается на глубинах от 0,5-1,0 м до 2,0-3,5 м.

Зона 3 представлена тонкодисперсным однородным материалом красноватых и коричневых оттенков. Зона расположена в интервалах глубин от 2,0-3,5 м до 8-14 м. В некоторых скважинах нижняя граница зоны находится на глубине 16-18 м. Кислотно-щелочной показатель радиоактивных отходов $pH=5-6$.

На территории г.Истиклол размещено 3 карты хвостохранилища, отвалы «Фабрики бедных руд». По данным бурения контрольных скважин мощность консервирующего слоя составляет 0,7-1,0 м.

Мощность размещённых в хвостохранилищах отходов изменяется, в основном, в пределах от 12 м до 18 м. По гранулометрическому составу отходы разделяются (сверху вниз) на песчаную фракцию мощностью до 2 м и глинистую фракцию мощностью 4-16 м.

Пионерные дамбы хвостохранилищ сложены щебнисто-галечными грунтами с суглинистым заполнителем (до 80%). При сооружении дамб широко использовался грубообломочный каменный материал близлежащих выходов скальных пород.

В геологическом разрезе хвостохранилищ выделены следующие инженерно-геологические элементы (рисунок 1.10):

- ИГЭ 1 – нейтральный грунт, мощность 0,7-1,0 м;
- ИГЭ 2 – песчаная фракция отходов, мощность ~2 м;
- ИГЭ 3 – глинистая фракция отходов, мощностью 4÷16 м;
- ИГЭ4 – слой пролювиальных отложений, мощностью до 1,5 м.

-ИГЭ5 – грунты тела пионерной дамбы – щебенисто-дресвяные грунты с глинистым заполнителем до 35% с присутствием грубообломочного материала (5-6%).

ИГЭ 1 – насыпной нейтральный грунт, представленный супесью твёрдой с дресвой и грубообломочным материалом.

Основные показатели физических свойств (по средним значениям):

- удельная масса – 2540 кг/м³;
- объёмная масса – 1720 кг/м³;
- естественная влажность – 9,8%.

ИГЭ 2 – намывной грунт, представленный песчаной фракцией хвостового материала, средней плотности, слежавшийся рыхлый, маловлажный.

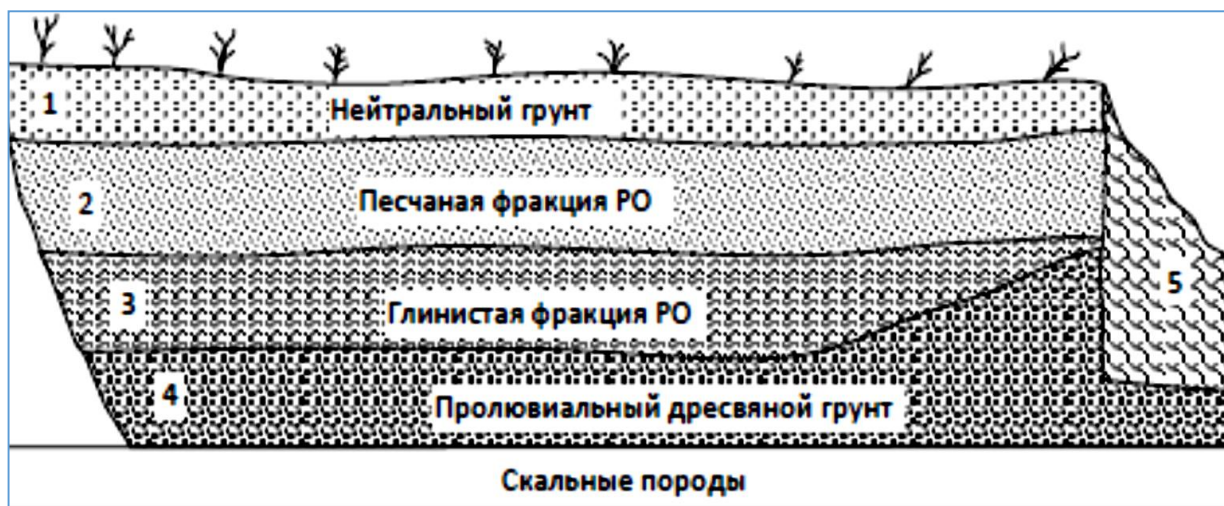


Рисунок 1.10. – Инженерно-геологический разрез хвостохранилищ

Основные показатели физических свойств (по средним значениям):

- удельная масса – 2600 кг/м^3 ;
- объёмная масса – 1580 кг/м^3 ;
- естественная влажность – 5,2%.

ИГЭ 3 – намывной грунт, представленный глинистой фракцией хвостового материала, средней плотности, текучей консистенции.

Основные показатели физических свойств:

- удельная масса – 2680 кг/м^3 ;
- объёмная масса – 1690 кг/м^3 ;
- естественная влажность – 54,4%.

ИГЭ 4 – природный пролювиальный дресвяный грунт с супесчаным заполнителем от 10 до 35% с присутствием грубообломочного скального материала, слежавшийся, твёрдый. Образует основание хвостохранилища и залегает на скальных породах с пёстрым петрографическим составом.

Основные показатели физических свойств (по средним значениям):

- удельная масса – 2720 кг/м^3 ;
- объёмная масса – 1820 кг/м^3 ;
- естественная влажность – 1,0%.

Показатели физических свойств хвостового материала (ИГЭ 2, 3) в целом по хвостохранилищам, средневзвешенные по мощности песчаной и глинистой фракций отходов:

- удельная масса $\sim 2670 \text{ кг/м}^3$;
- объёмная масса $\sim 1670 \text{ кг/м}^3$;
- естественная влажность – 46,2%.

В настоящее время инженерно-техническое состояние хвостохранилищ I-IV очереди оценивается как удовлетворительное. Размылов и оползневых нарушений нет. Процесс миграции происходит в результате ветровой и водной эрозии на поверхности и пониженных частях склона хвостохранилища, которые не защищены, вследствие чего происходит поступление радиоактивных и вредных химических веществ, содержащихся в мелкодисперсном хвостовом материале в окружающую среду.

Дигмайское хвостохранилище(рисунок 1.11):

- ввод в эксплуатацию – 1963 г;
- площадь, занимаемая хвостовым материалом 692 тыс. м^2 ;
- объем хвостового материала 19,4 млн. м^3 ;
- заполнение 83%;
- проектная абсолютная отметка наполнения 520 м.

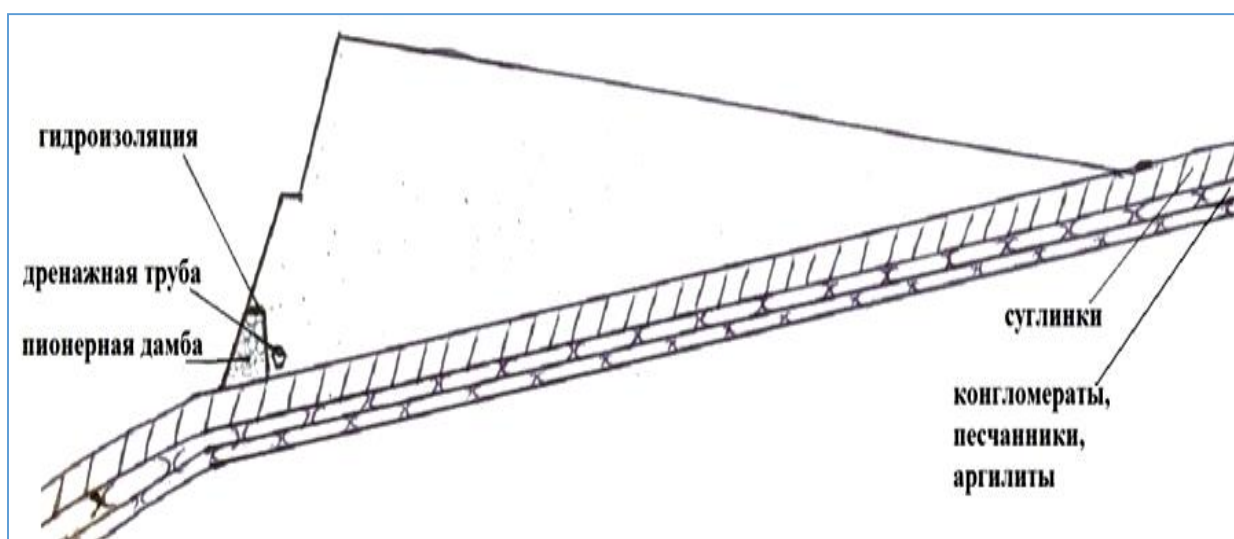


Рисунок 1.11. – Схематический геологический разрез Дигмайского хвостохранилища

Химический состав состоит из сульфатов, карбонатов, нитратов. Среда хвостов кислая рН 5-6.

Адрасманское хвостохранилище находится в Карамазарских горах на высоте 1500 м над уровнем моря. Среда хвостов кисло-щелочная рН 6-8.

Мощность заскладированных на хвостохранилище радиоактивных отходов с учётом нейтрального консервирующего слоя достигает 20-22 м, в низовом откосе наблюдается 2 уступа. Нижний соответствует положению гребня пионерной дамбы, верхний – конечной отметке складирования и консервации отходов. Пионерная дамба сложена щебнисто-дресвяными грунтами с суглинистым заполнителем (до 40%). Видимая мощность дамбы составляет 4,5 м.

В разрезе хвостохранилище выделяются пески разнотерные, супеси, глинистые грунты в сложных взаимоотношениях. Нижнюю часть разреза составляют глинистые грунты мощностью 2-4 м, среднюю, песчаные мощностью от 2 до 11 м, которые перекрываются супесчаными грунтами мощностью до 6-9 м, в основном представлены привозные с хвостохранилищ 1, 3-6 грунт. Мощность консервирующего слоя суглинисто-щебёночного грунта достигает 0,8-1,5 м.

На хвостохранилище выделены следующие инженерно-геологические элементы (рисунок 1.12).

Элемент 1 – насыпной грунт, супесь с дресвой, слежавшаяся.

Элемент 2 – намывной грунт, песок средней плотности.

Элемент 3 – намывной грунт, песок средней плотности рыхлого сложения.

Элемент 4 – пролювиальный дресвяный грунт с супесчаным заполнителем.

Основанием Адрасманского хвостохранилища являются крупнообломочные грунты со смешанным петрографическим составом, которые подстилают скальные породы.

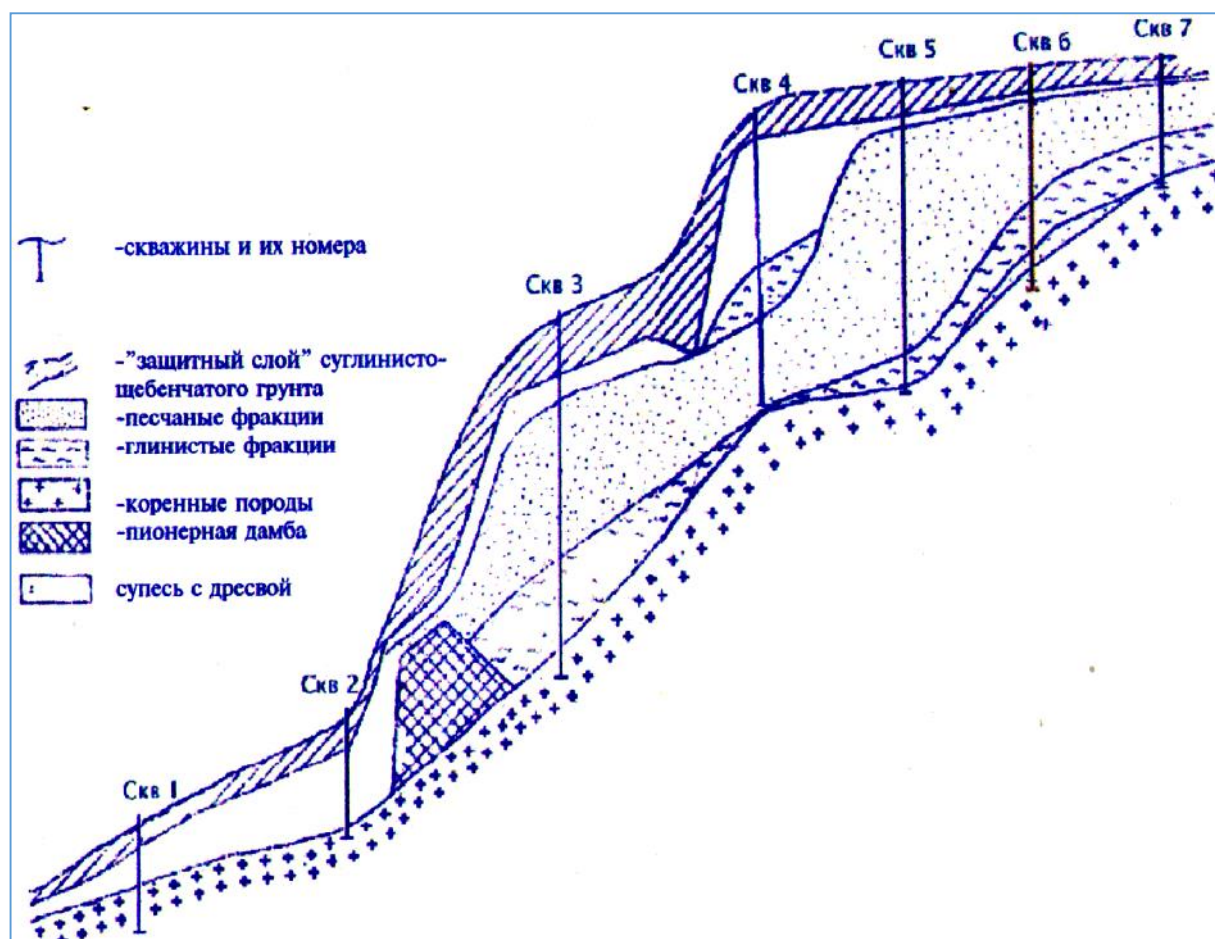


Рисунок 1.12. — Инженерно-геологический разрез Адрасманского хвостохранилища

Содержание заполнителя изменяется от 5 до 37%. Категория грунтов основания по сейсмическим свойствам — II, категория грунтов, которые заскладированы в теле хвостохранилища — III.

С целью установления противоэрозионного химического закрепления откосов упорных призм хвостохранилища, в качестве вяжущего материала был использован среднемодульный раствор силиката натрия Na_2SiO_3 13%-й концентрации ($\gamma = 1145 \text{ кг/м}^3$). Выбор был обусловлен тем, что силикат натрия достаточно полно, как установлено многочисленными исследованиями [125-128], отвечает всем требованиям, предъявляемыми к вяжущим материалам при поверхностном закреплении грунтов и хвостов.

При этом предполагалось, что эффект химического закрепления будет достигаться за счёт заполнения пор и склеивания частиц обработанных

хвостов плотным и прочным гелем кремнёвой кислоты, которая образуется при взаимодействии силиката натрия с бикарбонатом натрия Na_2HCO_3 выполняющим роль отвердителя силиката натрия.

Методика проведения исследований была следующей. Из хвостов отобраны пробы для анализа, гранулометрический состав которых представлен в таблице 1.9.

Путём прессования, готовились образцы цилиндрической формы с плотностью скелета $\gamma_{\text{ск}} = 1400 \text{ кг/м}^3$ представлены лимитирующие хвостовые отложения упорных призм хвостохранилища.

Таблица 1.9. - Гранулометрический состав хвостов

Размер частиц, мм, содержание частиц, %							
>0,5	0,5-	0,25-	0,10	0,05-	0,01	0,005-	<0,002
	0,25	0,10	0,05	0,01	0,005	0,002	
10,3	26,3	43,2	13,1	4,8	0,8	0,3	1,2

Как видно из данных таблицы 1.9 содержание эрозионноопасных частиц ($d < 0,25 \text{ мм}$) превышают 60%. Было изготовлено шесть опытных серий образцов по 24 образца в каждой серии. Образцы I, II, III-й серии обрабатывались путём пропитки раствором силиката натрия соответственно в количестве 10,15 и 20% от веса сухих хвостов. Ведение указанных количеств раствора Na_2SiO_3 обуславливало уменьшение объёма пор образцов за счёт их заполнения соответственно на 30,45 и 60% от первоначальной величины.

Образцы IV, V и VI-й серии предварительно увлажнялись до влажности $W=10\%$, а затем обрабатывались силикатом натрия в количестве аналогичном для первых трёх серий. Отверждение силиката натрия осуществлялось 10% добавкой бикарбоната натрия.

В качестве критерия, определяющего химическое закрепления хвостов, были приняты показатели прочности $R_{\text{ск}}$ при однородном сжатии и размокаемости Π , устанавливаемой на приборе ПРГ-1 по формуле:

$$\Pi = \frac{\Gamma - P}{\Gamma} * 100\%$$

где Π – размокаемость хвостов; Γ – начальная числовая отметка; P – числовая отметка в процессе размокания.

В опытных работах исследовались динамика изменения определяемых показателей $R_{ск}$ и Π за время хранения образцов в воздушно-влажной среде. Для обеспечения устойчивости закрепленных образцов от воздействия ветрового потока со скоростью 6-8 м/с минимальное значение прочности $R_{ск}$ не должно быть менее 0,15 МПа. Результаты определения прочности $R_{ск}$ представленные в таблице 1.10, которое показывает, что образцы опытных серий обладают большой прочностью по сравнению с контрольным опытом.

Таблица 1.10. - Прочность закреплённых образцов, $R_{ск}$. (МПа)

№ опыт серий	Срок хранения образцов, сутки				
	1	3	7	14	28
Без предварительно увлажнения					
контрольный	0,002	не пром	не пром	не пром	не пром
I-серия	0,005	0,012	0,021	0,026	0,046
II-серия	0,049	0,056	0,061	0,066	0,074
III-серия	0,061	0,06	0,077	0,086	0,105
С предварительным увлажнением					
контрольный	0,009	0,004	не пром	не пром	не пром
IV-серия	0,081	0,088	0,096	0,110	0,124
V-серия	0,115	0,123	0,132	0,140	0,155
VI-серия	0,168	0,175	0,197	0,217	0,230

Прочность зависит от количества вводимого силиката натрия и увеличивается за время хранения образцов в воздушно-влажной среде. Объясняя динамику нарастания прочности во времени, следует принимать во внимание физико-химический процесс образования геля кремниевой кислоты и поровом пространстве образцов. На первой стадии этого процесса т.е. в течении первых 3-х суток, нарастание прочности образцов происходит, в основном за счёт адгезийного склеивания частиц хвостов гидрофобным клеем, каким является силикат натрия.

Дальнейшее увеличение прочности обусловлено образованием коагуляционной структуры геля кремниевой кислоты, преобразующейся затем в структуру коагуляционно-кристаллизационного типа.

Более высокая прочность образцов IV-VI серий по сравнению с опытами I-й серий обусловлено тем, что при предварительном увлажнении образцов в поровом пространстве последних создаются условия, благоприятствующие быстрому и полному образованию кристаллогидратов геля кремниевой кислоты. Особо следует остановиться на прочности образцов контрольного опыта. Так как, образцы готовились из хвостов нарушенной структуры, то при прессовании в них возникают новые искусственные связи водно-коллоидного характера, обусловленные процессом уплотнения образцов. Эти связи являются весьма непрочными и полностью разрушаются при хранении образцов в воздушно-влажной среде. Поэтому можно сказать, уплотнение хвостов не может выполнить функцию противозрозионной защиты. Результаты определения показателей размокаемости П, значения которого представлены в таблице 1.11, показывают на то, что при закреплении сухих хвостов силикатом натрия не достигается.

Их водостойчивость, хотя и наблюдается снижение размокаемости П за время хранения образцов в воздушно-влажной среде. Последнее может быть объяснено образованием коагуляционной и коагуляционно-кристаллизационной структур геля кремниевой кислоты.

Таблица 1.11. - Размокаемость закрепленных образцов, П (%)

№ опыт серий	Срок хранения образцов, сутки				
	1	3	7	14	28
Без предварительно увлажнения					
Контрольный	м	м	м	м	м
I-серия	89,0	83,2	80,1	72,3	60,4
II-серия	61,0	55,6	51,5	42,9	36,8
III-серия	55,0	51,4	47,7	40,4	31,6
С предварительным увлажнением					
Контрольный	м	м	м	100	100
IV-серия	28,0	23,1	20,0	11,9	6,5
V-серия	13,6	13,0	4,2	0	0
VI-серия	6,3	6,3	0	0	0

Примечание: знаком «м» обозначена моментальная размокаемость образцов, а остальные значения размокаемости даны за 24 часа.

Предварительное увлажнение образцов и вследствие этого, создание благоприятных условий для полного и быстрого образования кристаллогидратов геля кремниевой кислоты в поровом пространстве образцов, способствует резкому снижению размокаемости и исследуемые образцы в дальнейшем становятся практически водоустойчивыми.

На основании исследований по определению показателей прочности $R_{ск}$ и размокаемости П, принятых в качестве критерия химического закрепления, можно сказать о возможности противоэрозионной защиты хвостовых отложений откосов упорных призм хвостохранилища раствором силиката натрия.

Кроме того, анализ полученных данных позволяет наметить пути дальнейших исследований, направленных на решение следующих вопросов:

- подбор оптимальных рецептур закрепляющего раствора;

-разработка технологии закрепления хвостов при лабораторных и опытно-производственных работах;

-разработка методики определения свойства, закрепленный хвостов и методы контроля за качеством закрепления.

Решение указанных вопросов в дальнейшем дает возможность разработать рекомендации по практическому применению результатов исследования на радиоактивных хвостохранилищах отрасли.

В результате экологических изысканий выявлены прилегающие к отвалу участки, которые имеют радиоактивное загрязнение, образованные в результате водной и ветровой эрозии отвала. Предусматривается проводить рекультивацию загрязненных территорий по санитарно-гигиеническому направлению по изолинии с МЭД гамма-излучения 0,50 мкЗв/час. При обеспечении средней мощности гамма-излучения фон +20 мкЗв/час снятие грунтов прекращается и определяется суммарная удельная альфа-активность грунта в нижележащих слоях в интервалах 25-50, 50-75, 75-100 см. суммарная удельная альфа-активность грунта в этих слоях не должна превышать 7400 Бк/кг. Максимальная глубина снятия 1,0 м. Затем выполняется укладка «чистых» грунтов, не имеющих радиоактивного и химического загрязнения, с уплотнением. Грязные грунты вывозятся на рекультивируемый отвал. Для замещения «грязных» грунтов используются местные «чистые» грунты. При укладке чистый грунт планируется и уплотняется с предварительным поливом. После завершения перечисленных видов работ выполняется контрольная гамма-съемка рекультивированных территорий. Мощность гамма-излучения в любой точке поверхности рекультивированной территории не должна быть выше 0,50 мкЗв/час.

В результате размыва поверхности хвостохранилища и механической миграции радионуклидов происходит загрязнения мелкодисперсным хвостовым материалом прилегающие территории. Предусматривается переформирование отвала (например отвала «ФБР») на месте путем уменьшения его высоты и уполаживания откосов с последующим

устройством верхних защитных барьеров. Конструкция покрытия отвала должна иметь гидроизоляционный экран. Оно предотвратит водную и ветровую эрозию. Также, несанкционированное проникновение к хвостовым отложениям населения, воздействие от грызунов и норных животных, распространение радиоактивных веществ в окружающую среду. Мощность дозы гамма-излучения над поверхностью рекультивированного отвала на высоте 1 м не должна превышать 1,0 мкЗ/час, эксхалация радона – 1,0 Бк/(м²·с).

За пределами рекультивированного отвала средняя по площади мощность дозы гамма-излучения на высоте 1 м не должна превышать 0,20 мкЗв/час сверх естественного фона, в отдельных локальных точках (не более 20%) – не свыше 0,60 мкЗв/час. Основными элементами конструкции проектируемого покрытия являются:

- нижний слой – супесь толщиной от 0,5 м;
- слой крупнообломочного материала толщиной 0,5 м;
- верхний слой – супесь толщиной 0,5 м.

Устройство защитных покрытий ведётся послойно с уплотнением.

Нижний слой из супеси укладывается послойно с уплотнением (до коэффициента уплотнения не менее 0,98). Данный слой выравнивает поверхность, создает уклон, одновременно является нижним противofiltrационным экраном и препятствует эксхалации радона в атмосферу. Слой крупнообломочного материала отсыпается из камня крупностью 10-20 см. Крупнообломочный материал препятствует проникновению грызунов и норных животных и одновременно выполняет функцию пластового дренажа. Верхний слой из супеси, также укладывается послойно с уплотнением (до коэффициента уплотнения не менее 0,98), выравнивает поверхность и является верхним противofiltrационным экраном. По всему периметру отвала вдоль его подошвы отсыпается призма из камня шириной 1,5 м высотой 0,5 м для предотвращения водной эрозии по контакту с земной поверхностью. Основные технические характеристики

отвала в существующем состоянии и после рекультивации приведены в таблице 1.12.

Таблица 1.12. - Изменение параметров отвалов в результате рекультивации

Характеристики отвала	Единица измерения	Существующее состояние	Состояние после рекультивации
Площадь	га	7,9	11,7
Объем	тыс. м ³	1128,5	1345,0
Высота максимальная	м	до 65	до 30
Крутизна откосов		1:1,2	1:5
Наличие защитных барьеров		нет	есть
Мощность дозы гамма-излучения	мкЗв/час	до 3,3	до 1,0
Плотность потока радона	Бк/(м ² ·с)	до 21,7	до 1,0

Согласно технологии работ, над отвалом «ФБР» будут сооружены верхние защитные барьеры, состоящие из следующих слоёв (снизу-вверх): супесь (мощностью 0,5 м), крупнообломочный грунт (мощностью 0,5 м), супесь (мощностью 0,5 м).

При расчёте МЭД над верхним защитным барьером отвала «ФБР» моделировали источник излучения как цилиндр с радиусом 195,5 м и средней мощностью хвостового материала равной 30 м. После сооружения верхнего защитного барьера МЭД на расстоянии 0,1 м над центром барьера будет равна $4,1 \cdot 10^{-5}$ мкЗв/час. Годовое воздействие на население при этом не превысит 0,36 мкЗв, что существенно ниже нормативно допустимых значений. В соответствии с требованиями СП ЛКП-91 на захороненных хвостохранилищах и поверхностных хвостохранилищах мощность дозы гамма-излучения над их поверхностью на высоте 1 м не должна превышать 1,0 мкЗв/час. Сооружение над отвалом «ФБР» верхнего защитного барьера минимальной мощностью 150 см обеспечивает необходимое снижение мощности дозы гамма-излучения до уровня, существенно меньшего

допустимого уровня. Использование в качестве противорадонового барьера слоя уплотнённой супеси мощностью 100 см обеспечивает необходимое снижение радоновыделения в атмосферу до уровня ниже допустимого.

1.7. Заключение по литературному обзору

Изучение отечественных и зарубежных работ авторов показывает, что получения информации о состоянии загрязнённости объектов окружающей среды и созданию радиоэкологического мониторинга на техногенных радиоактивных ареалах способствует оценке степени загрязнения на производственных объектах и прилегающих к нему территории.

Перенос через атмосферу происходит в результате испарения и взвешивания пылевых частиц, на которых адсорбированы радионуклиды и металлы. Дальнейшая миграция возможна через осадки (рисунок 1.13).

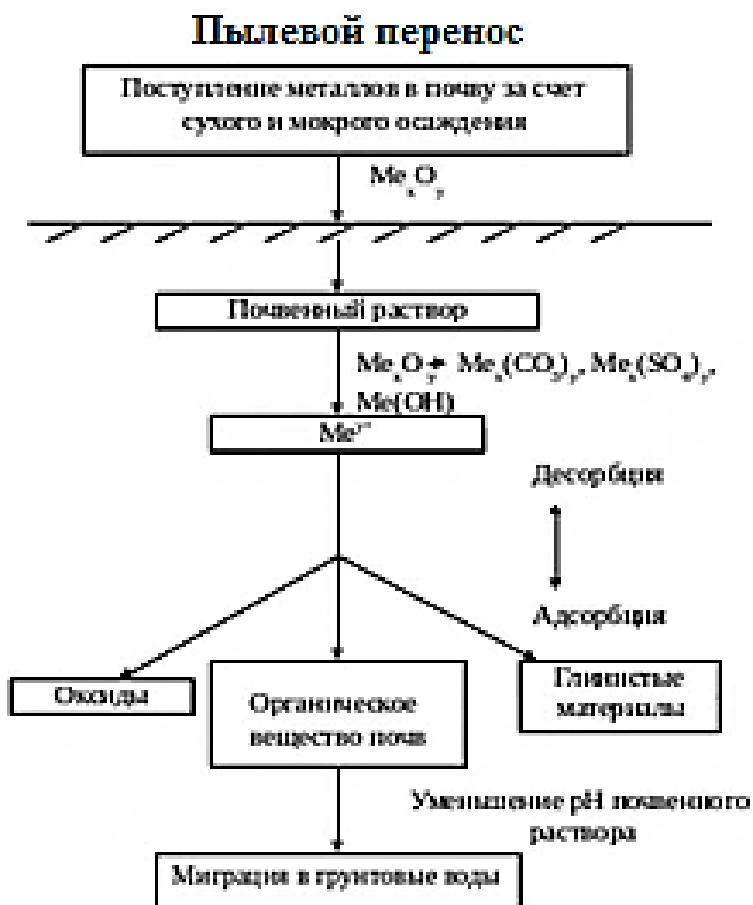


Рисунок 1.13. – Трансформация и миграция соединений ТМ в почвах

В результате производственной деятельности радиоактивные элементы участвуя в круговороте веществ в биосфере, попадают в питание человека.

Эти элементы включают выбросы естественных и искусственных радионуклидов и тяжёлых металлов, которые в первую очередь определяются свойствами окружающей среды [136-138].

Источники радиации попадают в атмосферу из производственных объектов в наземные и водные экосистемы. Выбросы атмосферных радионуклидов спускаясь из воздуха за счёт климатических факторов на земную биосферу и водную среду создают внешнее и внутреннее облучение живых организмов.

Осадки и поверхностные воды могут переносить неорганические элементы из почвы в реки и озера. Эрозионные процессы способствуют миграции веществ на значительные расстояния, влияя на состав и химические свойства водных экосистем. В водных экосистемах неорганические элементы могут растворяться и распространяться в виде ионов. Осаждение происходит, когда растворимые вещества выпадают в осадок, например, при изменении химического состава воды или температуры.

Выявлено загрязнение водной среды в реке Сырдарья от верхней части реки и ниже по течению до периметра. В р. Сырдарья от верхнего до нижнего течения водоёма изменилась содержание загрязняющих веществ и ТМ в городской черте. Это связано с преобладанием антропогенной нагрузки на данный объект. Донные отложения являются индикаторами состояния водной среды. Одной из преимуществ загрязняющих веществ в ДО, является их способность к аккумуляции ТМ и оказывать токсическое воздействие на экологическую систему.

Некоторые неорганические элементы, могут переходить между атмосферой и другими компонентами экосистемы через процессы, такие как фотосинтез и дыхание. Растения активно участвуют в миграции элементов, поглощая их из почвы и воды и преобразуя в биологически доступные формы. Эти элементы затем могут передаваться по трофическим цепям. Эти процессы подвержены влиянию различных факторов, включая климат,

физические характеристики ландшафта, антропогенное воздействие (такие как сельское хозяйство и промышленная деятельность) и биологическое разнообразие. Понимание механизмов миграции неорганических элементов имеет важное значение для управления экосистемами и поддержания их устойчивости.

В открытых системах реализуется динамическая равновесия, которое поддерживается непрерывным притоком вещества и их оттоком за пределы системы. Основной вклад создается процессами растворения легкорастворимых солей, и в этом случае зависимость концентрации соответствующих компонентов от влажности почвы чаще всего линейна. Концентрация элементов, входящих в состав труднорастворимых соединений, поддерживается на определенном уровне, который зависит от величин произведения растворимости соответствующих веществ.

В настоящей работе рассмотрены основные положения обеспечения радиационной безопасности при проведении рекультивации отвалов «ФБР» и промплощадки чанового выщелачивания в районе расположения г. Истиклол.

В целом, выполнение разработанных в проекте инженерно-технических решений, организационных и защитных мероприятий обеспечит радиационную безопасность персонала, населения и окружающую природную среду в соответствии с требованиями действующих нормативных документов Республики Таджикистан.

ГЛАВА 2. ХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ МИГРАЦИИ НЕОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В ЭКОСИСТЕМЕ

2.1. Методика проведения исследований

Отбор проб почвы и выбор контрольных обеспечить представительность результатов. Использовались методы, такие как составление сетки или «шахматка». Выбор образцов листьев, стеблей или корней в зависимости от цели анализа. Высушивали и измельчали образцы до однородного состояния для более точного анализа. Для почвы потребовался просеивание через сито с определенной ячейкой 1мм[139].

Почвенные пробы обрабатываются растворами, аммонийный ацетат (для катионов) или 1М KCl, которые экстрагируют доступные формы питательных веществ. Растительные пробы проходили кислотное или щелочное переваривание для выделения ионов [140].

Спектрофотометрия атомной абсорбции (САА) необходим для определения калий, кальций, магний и натрий. Индуктивно-связанная плазменная оптико-эмиссионная спектрометрия (ICP-OES) или ICP-MS позволяет проводить многокомпонентный анализ [141-144].

Ионная хроматография используется для определения основных анионов, таких как хлориды, сульфаты и нитраты. Спектрофотометрический анализ были определены отдельные анионы нитратов и фосфатов[145].

Кислотно-основное и солевое взаимодействие выполнено путем измерения электропроводности и pH экстрактов.

Полученные данные использовались для оценки плодородия почв, адаптации растений к условиям среды или диагностики дефицитов питательных веществ. Каждый метод имеет свои преимущества и ограничения, и часто их комбинируют для получения наиболее точной картины ионного состава.

Определение содержания тяжелых металлов в растениях и почве были использованы несколько методов [146-152].

Отбор репрезентативных проб почвы и растительного материала. Пробы почвы высушивают, затем измельчались до однородного состояния. Растительный материал очищен от загрязнений и измельчен. Для определения содержания металлов использовались экстракция кислотами (азотной или соляной) или минерализация проб с применением микроволнового облучения. Этот этап необходим для перевода металлов в раствор.

Атомно-абсорбционная спектрометрия является наиболее распространенных методов анализа металлов. Примеры оборудования: пламенный фотометр, электротермическая атомная абсорбция.

Индуктивно связанная плазменная масса-спектрометрия (ICP-MS): Позволяет определять низкие концентрации металлов и может одновременно анализировать несколько металлов. Индуктивно связанная плазменная оптическая эмиссионная спектрометрия (ICP-OES). Метод позволяет анализировать несколько элементов одновременно и подходит для определения металлов в сложных матрицах. Полученные данные сопоставляются с нормативами и стандартами для оценки уровня загрязнения. Это может включать сравнение с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) определенных металлов в почве и растениях.

2.2. Химическое протекание миграции радионуклидов и тяжелых металлов в объектах окружающей среды

Опытный участок в Согдийской области расположены в основном на почвах серозема и местами глинистого состава, которые характерно для данной местности. Объемная масса метрового слоя в среднем составляет около 1,3 т/м³. Наименьшая влагоемкость составляет около 25,8% от массы сухой почвы (табл. 2.1).

Таблица 2.1. - Химический состав почвогрунтов опытного участка в районе Б.Гафуров

Показатель	Слои почвы, см					
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	0-100
Гумус, %	2,80	1,56	0,75	-	-	1,05
pH	7,4	7,4	7,6	7,4	7,4	7,5
Азот вал, %	0,187	0,115	0,06	-	-	0,07
Фосфор вал. %	0,09	0,08	0,08	-	-	0,05
Фосфор подвижн (мг на 100г почвы)	1,3	2,5	0,94	0,67	0,27	1,97
Калий обменный, (мг на 100г почвы)	75	65	57	57	64	64

Из таблицы 2.1 видно, содержание питательных веществ в почвогрунтах опытного участка достаточно для выращивания сельхоз культур и поэтому данная зона пригодна для использования полива методом капельного орошения.

Были выполнены исследования по анализу водных вытяжек с целью прогнозирования подвижных форм элементов. Результаты анализа приведены в табл. 2.2.

Исследование таблицы 2.2 демонстрирует самые высокие показатели содержания SO_4^{2-} . Это указывает на их значительную активность. Существенная опасность для экологии связаны с перемещением SO_4^{2-} , радионуклидов и ТМ, которые, под влиянием климатических факторов, скапливаются на более возвышенных участках профиля и накапливаются в более низких. Биогеохимический метод рассматривается как один из самых продуктивный для обнаружения загрязнений в геохимии ландшафта и метеорологических условиях полупустынь аридной зоны на территориях, которые произрастают растение.

Таблица 2.2. - Результаты водные вытяжки почвы из наблюдательных точек

№ Про бы	Интервал отбора, см	Содержание элементов.мг/л											
		NO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	K ⁺	Na ⁺	сух.ос т.	Al	Fe	Pb	Ag	Sr	U
2	0-5	16.7	1.7	960	22	3	1659	0.005	0.05	не обн.	не обн.	0.49	0.013
4	0-5	2.5	13.3	1200	28	1.9	2444	не обн.	0.012	не обн.	не обн.	0.72	0.0057
5	0-5	4.2	13.3	60	4.7	0.53	148	-	-	-	-	-	-
6	0-5	2	14.7	240	51	3.8	660	0.003	0.03	не обн.	не обн.	0.07	0.0079
7	0-5	6.7	13.3	180	14	2.8	502	0.2	0.05	не обн.	0.0015	0.15	0.015
8	0-5	4.2	20	1140	42	1.2	2058	0.0061	0.006	не обн.	не обн.	0.61	0.006
10	0-5	780	33.3	1080	12	70	6210	0.03	0.31	не обн.	не обн.	0.62	0.018
15	0-5	13	20	1560	23	1.8	2504	0.007	0.07	не обн.	не обн.	0.74	0.07
11	0-5	5.8	16.7	24	11	1	159	-	-	-	-	-	-
12	0-5	-	-	-	21	0.82	392	не обн.	не обн.	не обн.	0.0011	0.004	<0.002
13	0-5	-	-	-	31	1.7	422	0.04	0.013	не обн.	не обн.	0.02	<0.002
2	5-10	1.7	16.7	1680	23	3.3	2511	0.003	не обн.	не обн.	0.0025	0.13	<0.002
3	5-10	4.2	18	1440	22	1.4	2735	0.008	не обн.	не обн.	0.008	0.27	<0.002
4	5-10	1.7	15.3	1500	27	1.6	2600	0.003	0.026	не обн.	не обн.	0.13	<0.002
9	5-10	15.8	16.7	1500	39	2.1	2338	0.07	0.023	не обн.	0.007	0.07	<0.002
12	5-10	1.7	13.3	840	9.5	0.78	1392	0.0144	не обн.	не обн.	0.004	0.041	<0.002
14	5-10	2.5	15.3	20	35	2.3	633	0.032	0.019	не обн.	не обн.	0.019	<0.002
3а	5-10	5	13.3	1560	32	2.8	2470	0.025	не обн.	не обн.	0.0025	0.074	<0.002

В остальных участках, где произрастают растение, были взяты образцы полыни Согдийской (*Artemisia Sogdiana*), поскольку она является преимущественным биоиндикатором загрязнения почв ТМ и радиоуклидами в районе Дигмайского хвостохранилища. Результаты анализа на рентгеноспектр золы этих растений представлены в таблице 2.3. Данные, представленные в таблице 2.3, используются для мониторинга миграции элементов по схеме «хвостохранилище-почва-растение».

Результаты рентгеноспектрального анализа золы растений приведены в табл. 2.3.

Приведенные в табл. 2.3 данные являются основой для контроля за миграцией элементов по схеме «хвостохранилище-почва-растение».

Преимуществом данного метода является возможность его использования на различных этапах эксплуатации хвостохранилища, включая и наблюдения после его рекультивации без утраты информативности.

Таблица 2.3. - Концентрирование микроэлемента растениями

Элемент	Содержание %				Коэффициент концентрации		
	min	max	среднее	фоновые	min	max	средне- взвешен.
Pb	0.005	0.03	0.022	0.001	5.0	30	20
As	0.0001	0.005	0.002	0.0005	0.2	10	3.8
Zn	0.01	0.04	0.02	0.003	3.3	13.3	7.3
Cu	0.008	0.08	0.031	0.002	4.0	40	18.6
Ni	0.006	0.03	0.015	0.001	6.0	30	12.8
Co	0.001	0.003	0.0016	0.0003	3.3	10	5.3
Mn	0.02	0.15	0.052	0.02	1.0	7.5	3.2
Cr	0.001	0.003	0.002	0.0006	1.7	5	3.8
V	0.001	0.01	0.005	0.0008	1.3	12.5	6.2
U	0.001	0.003	0.002	0.0008	1.3	3.8	2.8

К биогенным металлам относят следующие 10 элементов:

s – элементы Na, K, Mg, Ca;

3d–элементы Mn, Fe, Co, Cu, Zn;

4d – один элемент Mo.

Установлено, что многие другие металлы, кроме 10 упомянутых, также проявляют биогенные свойства, но их роль пока до конца не выяснена. Так как биогенные металлы обладают различными свойствами, отвечающими их положению в Периодической системе, то и биологические функции их различны. Биосфера представляет собой среду с подвижным равновесием как на макро-, так и на микроуровне. Для элементов в биосфере характерно

распределение во внутри- или внеклеточном пространстве. Внеклеточными элементами являются Na, Ca, Cu, Mo, Cl, Si, Al, а внутриклеточными – K, Mg, Fe, Co, Zn, Ni, Mn, S, P, Se (табл. 2.4).

Таблица 2.4. - Распределение ионов в жидкой фазе почв и растений на Дигмайском хвотохранилище

Части растен	Катионы, мг/л				Анионы, мг/л		
	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
Почва	15,0	25,2	49,0	36,3	12,4	42,3	18,1
Растен.	8,8	14,4	29,5	19,7	8,4	29,3	6,7
Среднее	11,4	19,3	40,2	27,5	10,2	35,3	12,4

Максимальное поглощение питательных элементов корнями растений наблюдается при содержании кислорода 2-3%. Причем дальнейшее увеличение концентрации кислорода до 100% не увеличивает скорость поглощения солей (табл. 2.5).

Таблица 2.5. - Влияние температуры и аэрации на содержание ионов в почве Б.Гафуровского района

Темпера- тура, °С	Аэрация	Содержание ионов, мг-экв.				
		NO ₃ ⁻	H ₂ PO ₄ ⁻	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
14-20	обычная	447	116	505	327	143
20-23	обычная	857	141	602	395	149
20-35	высокая	1072	165	739	447	199

Аэрация почвы оказывает сильное воздействие на почвенные микроорганизмы и связанные с их жизнедеятельностью процессы превращения питательных веществ в почве. Как показывает таблица 2.5 оценка последствий влияния разной реакции почвенной среды на минеральные вещества в почве. С повышением температуры почвы

возрастает содержание питательных веществ. Это связано с повышением растворимости минеральных веществ и увеличением содержания подвижных катионов и анионов. Определение содержания ионов Ca^{2+} , K^+ , Na^+ в почве целесообразно при изменении реакции среды в почвогрунте и усилении усвояемости минеральных веществ растениями.

2.3. Содержание катионов в листьях полыни на нейтральной почве

При выращивании на нейтральной почве листья полыни содержали наибольшее количество K^+ (рисунок 2.1). В варианте опыта с кислой почвой среднее количество K^+ меньше на 23%, а на щелочной почве – на 44%, чем в листьях полыни на нейтральной почве.

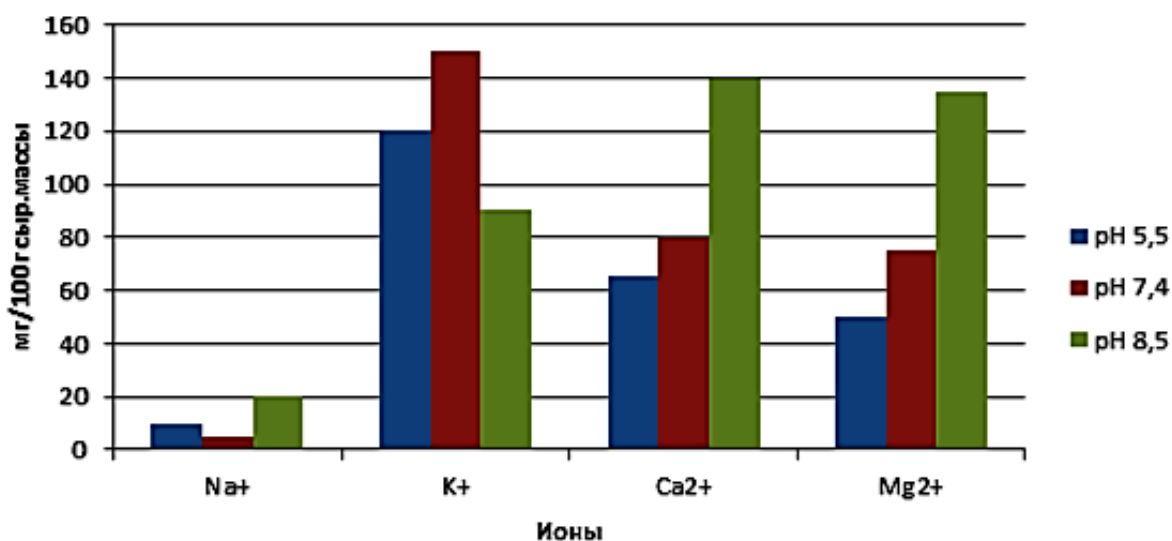


Рисунок 2.1. - Содержание катионов в листьях полыни, мг/100 г сырой массы

В листьях полыни, выращенной на кислой и нейтральной почве, в содержании Ca^{2+} не выявлено значимых различий. На щелочной почве аккумуляция этих ионов у полыни стала выше в среднем почти на 50%, по сравнению с растениями на нейтральной почве. Листья полыни аккумулировали меньше всего Na^+ в эксперименте с нейтральной почвой; на кислой почве они содержали немного Na^+ , но все же его среднее количество

превысило (на 61%) уровень содержания в листьях на кислой почве. В варианте опыта со щелочной слабозасоленной почвой полынь накапливала Na^+ в 6,7 раза больше, чем при выращивании на нейтральной почве.

Таблица 2.6. - Распределение приоритетных ионов в органах растений полыни Согдийской

Части растен	Катионы, мг/л				Анионы, мг/л		
	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-
Листья	5,3	8,4	17,8	12,5	5,3	15,3	2,5
Стебель	7,8	13,5	27,3	18,4	7,2	27,1	4,2
Корень	13,0	22,0	47,2	35,5	10,7	40,5	17,6

В формировании электролитного баланса организма, ионы щелочных металлов, чья способность к координации минимальна, играют ключевую роль. Это обуславлены процессами абсорбции веществ, основываясь на различиях осмотического давления между органами и тканями. Ионы Ca^{2+} , формирующие труднорастворимые соединения, составляют основу опорных структур растительных организмов. Биометаллы выступают активными центрами приблизительно в трети всех ферментативных систем. Металлы, легко подверженные гидролизу (Mg , Zn), вовлечены в реакции ферментативного гидролиза. Металлы с переменной валентностью и координационным числом (Cu , Fe , Mo) контролируют многочисленные окислительно-восстановительные реакции. В то время как в почве ионы Na^+ и K^+ обычно присутствуют совместно, и их разделение затруднено, в растениях эти ионы распределяются по разным участкам, поскольку натрий (Na^+) является экстрацеллюлярным, а калий (K^+) – интрацеллюлярным катионом.

2.4. Гидрохимические исследования водных объектов в Согдийской области

В период с 2017 по 2018 гг. проведен мониторинг воды Б.Гафуровского района. Для измерения физико-химических параметров использовали

портативный мультиметр «SyberScan PCD 650». Данный прибор позволяет произвести измерения с точностью $\pm 0,002$ pH и дискретностью до 0,001 pH и имеет возможность измерения во всем диапазоне, от ультрачистой воды до 500 mS/cm. Проводили анализ проб в полевых условиях и результаты занесли в табл. 2.7.

Таблица 2.7. - Физико химические параметры водных объектов на Б.Гафуровском районе

№п роб	pH	Проводим ость, mS	Растворен ный кислород, %	Растворен ный кислород, мг/л	Органич еск.вещ. мг/л	Саленно сть,мг/л	Провод. mV	Удельное сопротивл ение, кОм	Температ ура, °С
1	7,4	1,011	89	9,52	0,5	0,935	-75	1,005	12,1
2	7,37	1,56	82,4	9,16	0,746	1,488	-73,6	0,673	10,5
3	6,98	1,462	90,9	9,51	0,8406	1,416	-49,7	0,594	14,7
4	6,86	3,061	74,4	8,73	1,593	3,005	-42,1	0,313	13,2
5	7,16	1,776	75,5	8,79	0,675	1,692	-60	0,74	7,7
6	6,97	2,245	73,2	9,21	0,727	2,106	-48,9	0,689	5,5
7	7,58	3,26	77,1	9,25	1,197	3,16	-83,5	0,417	6,8
8	7,57	1,507	87,4	10,03	0,605	1,418	-83	0,835	8,9
9	7,72	1,318	85,1	10	0,486	1,271	-91,3	1,026	8,4
10	7,36	1,659	111,5	11,92	0,843	1,592	-71,3	605,9	12,9

Как видно из табл. 2.7 уровень pH находится в пределах установленных норм для природных вод. Проводимость воды изменяется в зависимости от сезона, также есть небольшие отклонение от среднего значения по нескольким точкам отбора проб. В поверхностных и подземных водах содержание растворенного кислорода может колебаться от 8 до 112 мг/л и подвержено значительным сезонным и суточным колебаниям.

В поверхностных водах содержание растворенного кислорода может находится в интервале от 0 до 15 мг/дм³, оно подвержено сезонным и суточным изменениям, дефицит его может наблюдаться загрязнённых органическими соединениями водных объектах, а также в концедлительного под лёдного периода (табл. 2.8).

Таблица 2.8. - Гидрохимические показатели воды реки Сырдарья

Показатели	ПДК	Номера проб					
		1	2	3	4	5	6
Кислород мг/л	4	7,01	8,03	7,75	9,2	9,18	9,38
БПК5 мг/л	2	4,25	4,20	4,27	4,26	3,11	2,22
Ион аммония, мг/л	0,4	0,58	1,17	1,05	1,57	1,29	1,23
Нитриты, мг/л	0,02	0,217	0,525	0,370	0,051	0,021	0,028
Нитраты, мг/л	8,9	0,30	0,39	0,55	0,37	0,32	0,29
Железо общее, мг/л	0,1	1,47	0,67	1,19	0,8	1,77	1,52
Медь, мкг/л	1	4,28	7	9,12	6,50	7,18	6,02
Цинк, мкг/л	9	108,08	84,23	81,42	16,25	53,17	49,14
Нефтепродукты, мг/л	0,05	0,31	1,30	1,05	0,12	0,5	0,42
СПАВ, мг/л	0,1	0,04	0,03	0,02	0,05	0,06	0,02

За исключением участка р.Сырдарья, во всех исследованных образцах, , содержание легкоокисляемых органических соединений, определяемых по БПК5 (показатель активности микроорганизмов, расщепляющих органику с потреблением кислорода), превышало допустимые значения в 1,5-2,1 раза. Лишь в створе реки Сырдарья значение БПК5, равное 1,22 мг/л, не вышло за пределы нормы. По направлению течения воды отмечалось снижение величины БПК от образца №3 к образцу №6. Варьируясь в пределах 6,2-17,3 ПДК содержание железа во всех пробах было высоким. Наибольшие концентрации элемента были зафиксированы на участках: "Старый мост" – 1,44 мг/л, "Выход Кайраккум" – 1,17 мг/л и "граница Бекобада" – 1,73 мг/л. Превышающее даже фоновые значения для Кайраккумского водохранилища высокое содержание железа, (0,3-0,5 мг/л), может указывать на его антропогенное происхождение. В пробах поверхностныхвод содержания сульфатов, нитратов и хлоридов находятся на предельных концентрациях, установленных для этих элементов. Эти значения позволяет предполагать

отсутствие промышленного загрязнения на обследуемой территории (табл.2.9).

Таблица 2.9. - Результаты гидрохимического опробования подземных вод

Место отбора проб	Содержание компонентов, мг/л													
	Сух. остат.	pH	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺	Fe _{общ}	Pb	Zn
Карьерстроймат.	1290,6	7,0	245,5	6,5	77,2	518,9	43	122	80	137	21,7	145	0,01	0,005
Дренажн. канал впад. в карьер	1488	7,6	270,5	7,7	85,4	627	84	142	84	157	32,5	170	0,01	0,008
Исписор	728,8	7,6	66,4	6,8	77,7	416	4,8	47	48	80,8	28,7	92	0,01	0,006
Кисткуз	1268	7,6	188,4	н/о	96,9	598,7	6,9	132	112	103	11,8	168	0,02	0,003
Махрам	1252	7,8	377,8	8,8	119	538,6	42	149	88	123,2	16,7	67,5	0,05	0,044
Канибадам	1112	8,2	159,5	11,8	104	487	38	134	60	122,2	н/о	130,8	0,06	0,089
ПДК	1000	6-9	-	-	350	500	45	180	940	250	2,0	300	0,03	5,0

Химический состав растений формируется под влиянием большого количества, одновременно действующих факторов, среды которых различают: физиологические и экологические факторы.

Из табл. 2.9 видно, что значения, полученные при всех трех обследованных сезонах, близки и каких-либо отклонений в естественной обстановке на обследуемой территории не отмечается. Содержание магния в реки Сырдарья связано с его привнесом из верховьев реки, а также накоплением его в водах Кайраккумского водохранилища. Причина загрязнения водной среды является SO₄²⁻ ионы, которое перемещаются в подземные воды в Согдийской области. Сухой остаток превышает ПДК. Далее, отбор проб воды для анализа осуществляли с помощью пробоотборника по ГОСТ Р 51592-2000 «Вода. Общие требования к отбору проб» [153, 154]. Проводили анализ проб в полевых условиях и результаты, которых приведены в табл. 2.10.

Таблица 2.10. - Физические параметры проб воды реки Сырдарья

№ пробы	Параметр								
	pH	T,°C	ОВП, мВ	ВТ, mS	Минер., мг/л	NaCl, г/л	R, кОм	O ₂ , %	O ₂ , мг/л
1	8,2	25	76,7	1,340	1355	1,315	0,360	89	6,69
2	8,0	26	99,1	1,570	1602	1,532	0,309	112	8,52
3	8,3	28	108	1,371	1420	1,332	0,345	91	8,22
4	8,4	27	95	1,452	1465	1,367	0,345	89	8,19
5	8,2	28	91	1,445	1461	1,390	0,342	128	10,11
6	8,3	28	88	1,352	1451	1,345	0,349	98	7,65
7	8,2	28	89,3	1,436	1432	1,352	0,345	99	7,62
8	8,1	28	85	1,369	1463	1,340	0,348	81	7,42
9	8,3	27	80	1,372	1452	1,339	0,340	85	6,61
10	8,2	28	80,2	1,311	1554	1,337	0,335	92	6,65

Примечания: Окислительно-восстановительный потенциал (ОВП); Вихревой ток (ВТ).

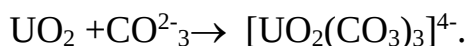
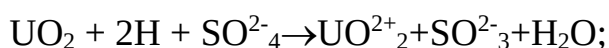
Существенное изменение минерализации в некоторых пробах связано с миграцией элементов от промышленных объектов. Так как это очень важная экологическая проблема, поэтому требуется детальный и комплексный анализ воды в привязке к её расходу и сезонным колебаниям, а также с учетом донного осадения.

Выделенные на исследуемой территории образуют единую гидравлическую систему с общими площадями питания и разгрузки. Данный фактор необходимо учитывать при установлении причин и границ формирующих ареалов загрязнения подземных вод на техногенных участках. Были отобраны пробы из скважин питьевого и технического назначения на территории п.Газиён в радиусе 10км от Дигмайского хвостохранилища. В табл.2.11 представлены результаты анализов водных проб района радиоактивного Дигмайского хвостохранилища.

Таблица 2.11. - Результаты анализов водных проб района радиоактивного Дигмайскогхвостохранилища

№	Место отбора проб от Дигмайскогхвостохранилища, км	Питьева вода		Техническая вода	
		$^{238}\text{U}, \text{мкг/л}$	$^{238}\text{U}, \text{Бк/м}^3$	$^{238}\text{U}, \text{мкг/л}$	$^{238}\text{U}, \text{Бк/м}^3$
1	Скв. п.Гозиён, 1,1	9,91	115,564	15,75	132,464
2	Колодец п.Гозиён, 1,5	8,74	120,45	10,68	130,35
3	Колодей п.Гозиён, 1,7	8,34	49,350	1,65	88,950
4	Гафуров, 10	9,35	122,76	19,76	135,76
5	Котма, 1,5	4,58	52,890	0,30	63,490
6	Сырдарья, 6,2	10,32	135,424	12,44	155,424

Как видно из таблицы 2.11, завышение урана отмечается в 1 и 6 пробах и причина связана с расположением рельефа. Областью питания данного водоносного комплекса являются это склоны Туркестанского хребта, областью разгрузки р.Сырдарья. Значительную роль в питании и формировании химического состава подземных вод комплекса играют искусственные факторы – потери из каналов, инфильтрация поливных и технологических вод промышленных предприятий. Воды горизонта используются для водоснабжения. При ветровой эрозии пылевидные аэрозоли разносятся с поверхности хвостохранилища и оседают на рельефе местности. Механизм химической миграции урана описывается следующими уравнениями:



Источниками анионов SO_4^{2-} и CO_3^{2-} служат минералы сульфидов растворимые угольной соли, в составе отходах уранового производства. Следовательно, механическая и химическая миграция радиоактивных веществ из отходов урановорудных производств приводит к радиационному загрязнению значительных площадей прилегающих территорий. С целью прогнозирования водной среды были отобраны пробы на территории

г.Худжанда, р.Сырдарьи и г.Бустона. В табл. 2.12 приведены элементный состав и объемная активность ^{210}Pb , ^{210}Po и ^{226}Ra .

Ветровая эрозия хвостохранилищ складывается из двух этапов: отсоединения и последующей транспортировки радиоактивных частиц. Воздействующих на частицы, отсоединение определяется балансом сил и условием достижения статического равновесия.

Транспортировка заключается от распределения частиц по высоте и скорости переноса перемещении частиц в воздушном потоке во взвешенном состоянии. При превышении сил начинается движение частицы радиоактивного вещества, удерживающих её от отрыва от соседних частиц, а также сил, препятствующих сдвигу. Условие равновесия грунтовых частиц под действием различных сил можно выразить формулой: $g_b \cos \alpha + g_c = g_g$, где g_b обозначает вес частицы грунта, α – угол между вертикалью, направленной вверх, и направлением отражающей силы, g_c – силы адгезии водно-коллоидного происхождения, а g_g – аэродинамическая отражающая сила, имеющая пульсирующий характер.

Таблица 2.12. - Содержание микроэлементов в образцах воды, мкг/дм³

Элемент	Чкаловск	Худжанд	Скв. НПЦ «Т»	ПДК
Mg	64022	114092	18342	940000
Cl	232820	357435	25273	
Cu	239	<12	0.6	1000
Mn	47.5	13.9	0.6	100
Na	72868	132832	-	200000
Ca	38306	136552	33108	180000
U	228	7.49	н/обн	1800
Lu	0.0076	0.018	-	-
Au	0.0149	0.0125	-	-
Br	13.2	31.2	-	200
La	0.098	0.196	0.013	
Mo	1.42	4.51	н/обн	250
Se	0.86	1.37	-	10
Hg	0.018	0.158	-	0.5
Cr	1.09	1.45	-	50

Продолжение таблицы 2.12.

Ag	0.15	0.099	-	50
Sr	7.11	1010	110	7000
Sc	0.013	0.0086	-	
Rb	1.6	4.3	-	100
Fe	439	68	120	300
Zn	240	20.8	н/обн	1000
Co	0.093	0.113	-	100
Sb	0.068	1.4	-	50
Hf	0.034	0.029	-	
Ba	34.9	20.2	-	100
Ni	<10	11.3	-	100
Ge	0.32	10.1	-	10

Силы, отнесенные к единице поверхности частиц, могут быть выражены зависимостями следующего вида:

$\sigma_1 = A/d$ - молекулярные или ионно-электростатистические силы,

$\sigma_2 = B$ - силы пластического прилипания;

$\sigma_3 = Cd$ - силы возникающие от действия веса, где d диаметр частицы.

Величины A , B , C – представляют численные коэффициенты, зависящие от величины поверхностной энергии, пластических свойств и плотности частиц. Тогда, сила, препятствующая отрыву частиц грунта вверх, выразится в виде: $\sigma_{пр} = Cd + B + A/d$.

В этом случае наименее устойчивыми при прочих равных условиях, являются частицы некоторого определенного диаметра, вес которых еще недостаточно велик, чтобы обеспечить устойчивость частиц, а силы прилипания способствуют на недостаточную удельную поверхность. Условие устойчивости частиц грунта на сдвиг или опрокидывание может быть представлено следующим образом: $(\sigma_B + \sigma_C) \operatorname{tg} \varphi = \sigma_d \operatorname{tg} \varphi + \tau$, где φ - угол внутреннего трения в системе; τ - тангенциальное напряжение, возникающее при движении воздушного потока; σ_B , σ_C , σ_d – соответственно напряжения,

вызываемые силой тяжести, силой прилипания и силой аэродинамической отрывающего действия, отнесенные к единице поверхности частиц грунтов.

2.5. Выводы по второй главе

Химические процессы миграции неорганических элементов в экосистемах играют ключевую роль в поддержании их структуры и функционирования. Эти процессы включают в себя перенос и трансформацию различных химических элементов в пределах экосистемы через комплекс взаимодействий между атмосферой, гидросферой, литосферой и биосферой.

Это процесс разрушения горных пород и минералов, в результате которого неорганические элементы высвобождаются в окружающую среду. Физическое выветривание и химическое играют важную роль в поставке элементов в почву и водные системы. Биогены играют важную роль в осуществлении продукционных процессов в водоеме. Однако их повышенное содержание может отрицательно сказываться на гидробионтах. Концентрация железа была высокой во всех пробах и составляла 6,2-17,3 ПДК. Максимальное содержание характерно для участков старый мост – 1,44 мг/л, выход Кайраккум – 1,17 мг/л и до границы Бекобада – 1,73 мг/л. Столь высокая концентрация элемента, даже выше фоновой для водохранилища Кайраккумского бассейна (0,3-0,5 мг/л), может свидетельствовать о его антропогенном происхождении. В водных экосистемах важность биогенных элементов трудно переоценить, поскольку они напрямую влияют на продуктивность водоема. Тем не менее, избыток этих веществ может нанести вред водным организмам. Отмечена, высокая концентрация железа в образцах воды колебались от 6,2 до 17,3 ПДК. Наибольшие уровни ионов Fe^{2+} были зафиксированы в районе старого моста (1,44 мг/л), в месте впадения Кайраккума (1,17 мг/л) и у границы Бекобада (1,73 мг/л). Подобные высокие концентрации железа, превышающие даже фоновые значения для

Кайраккумского водохранилища (0,3-0,5 мг/л), могут указывать на антропогенное воздействие.

В пробах поверхностных вод содержания SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- сульфатов, нитратов и хлоридов находятся на предельных концентрациях, установленных для этих элементов. Основные экологические риски обусловлены миграцией сульфат-иона, радиоактивных и тяжелых металлов, которые под воздействием метеофакторов накапливаются на повышенных частях рельефа и аккумулируются в пониженных. Для элементов в биосфере характерно распределение во внутри- или внеклеточном пространстве. Внеклеточными элементами являются Na, Ca, Cu, Mo, Cl, Si, Al, а внутриклеточными – K, Mg, Fe, Co, Zn, Ni, Mn, S, P, Se. Максимальное поглощение питательных элементов корнями растений наблюдается при содержании кислорода 2-3%. Причем дальнейшее увеличение концентрации кислорода до 100% не увеличивает скорость поглощения солей. В листьях полыни, выращенной на кислой и нейтральной почве, в содержании Ca^{2+} не выявлено значимых различий. На щелочной почве аккумуляция этих ионов у полыни стала выше в среднем почти на 50%, по сравнению с растениями на нейтральной почве. Листья полыни аккумулировали меньше всего Na^+ в эксперименте с нейтральной почвой; на кислой почве они содержали немного Na^+ , но все же его среднее количество превысило (на 61%) уровень содержания в листьях на кислой почве. В варианте опыта со щелочной слабозасоленной почвой полынь накапливала Na^+ в 6,7 раза больше, чем при выращивании на нейтральной почве.

Независимо от кислотности почвы в листьях полыни концентрация ионов Ca^{2+} оставалась практически неизменной. Однако наблюдалось увеличение накопления этих ионов в полыни щелочном грунте, в среднем на 50% превышающее показатели растений, росших на нейтральной почве. Минимальное содержание ионов Na^+ в листьях полыни было зафиксировано при культивировании на нейтральной почве. На кислой почве количество Na^+ было незначительным, однако в среднем на 61% превосходило

концентрацию в листьях, выращенных на нейтральном грунте. При выращивании на щелочной, слабозасоленной почве, накопление Na^+ в полыни увеличилось в 6,7 раза по сравнению с растениями, росшими на нейтральной почве.

ГЛАВА 3. ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ И РАСТЕНИЙ НА ТЕРРИТОРИИ РАЗМЕЩЕНИЕ ХВОСТОХРАНИЛИЩ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ С РАДИОНУКЛИДАМИ

3.1. Методика отбора проб почв и методы исследования

Отбор проб почвы проводили согласно ГОСТ 17.4.3.01-2017 [155] от поверхности земли до глубины 25см. Крупные камни и корни растений удаляются из почвы. Масса пробы должно быть в интервале 2-4кг. Для измерения масс отобранных проб использовали лабораторные весы общего назначения по ГОСТ 17.4.3.01-83с наибольшим пределом взвешивания до 3000г, с погрешностью не более $\pm 2\%$ [156]. Проба маркируется и направляется на пробоподготовку для дальнейшего анализа.

Пробоподготовку проводили аналогично методике, описанной в работе [157]. Проба почвы высушивается при температуре 150-200°C и измельчается до порошка однородной массы размерами менее 0,5мм. Из подготовленной пробы берутся аликвоты для измерения суммарной α - и β - активности почвы, а также для определения содержания гамма-излучающих радионуклидов в почве.

Для анализа удельной активности (УА) естественных радионуклидов в почве на исследуемой территории были отобраны пробы по методикам [158]. На основании требований раздела 9.3 удельной активности ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{40}K выполненная в методике измерений объёмной активности на гамма- и бета-спектрометры типа МКС–АТ1315, объёмной и удельной активности гамма-излучающих радионуклидов, ^{137}Cs и ^{40}K на гамма-спектрометре типа «EL1309» (МКГ-1309) в составе пищевых продуктах, питьевой воде, почве, сельскохозяйственном сырье и кормах животных, продукты лесного хозяйства, других объектах природной среды проведены отбор проб и их первичная подготовка.

Для радиологических измерений был использован стандартный сосуд «Маринелли», которое занимает объём 1 литр. Измерение удельной активности цезия-137 в пробах поверхностного слоя почвы, проводилось на гамма-спектрометре с детектором из особо чистого германия фирмы «CANBERRA» (США) с программным обеспечением “Genie-2000” с неопределённостью измерения от 5 до 12% в соответствии с методикой измерения УА гамма-излучающих радионуклидов в счётных образцах.

Для калибровки спектрометров по эффективности регистрации были набраны спектры стандартного источника известной активности. Оно рассчитывалось по истинной площади соответствующего пика пара электронов и показатели эффективности для каждой энергии.

В нашем случае, калибровка по эффективности сосуда геометрии Маринелли проводилась по спектрам от образцовых стандартных источников с помощью гамма-спектрометрии. Калибровка прибора проводилась каждые шесть месяцев и передавалась как калибровочный файл с программным обеспечением спектрометров. Измерение содержания гамма-излучающих радионуклидов в почве проводились на гамма-спектрометрах с сцинтилляционными или полупроводниковыми детекторами согласно методике измерений данного прибора. Результаты измерений записывались и сохранялись в единицах беккерелей на килограмм (Бк/кг).

Анализ результатов определения элементного состава в атмосферном воздухе и почве проводилась с использованием физико-химических методов анализа: нейтронно-активационный, рентгено-флуоресцентный, атомно-эмиссионный, масс-спектральный и атомно-абсорбционный [159-162].

Радиационный мониторинг на исследованных участках проводилась с использованием комплекта «PackEyeFHT 1377» («ThermoScientific», Германия) [163] и дозиметров ДКС-96 (НПП «Доза», Россия), «ДКС-АТ1123» («Атомтех», Беларусь). Все приборы имеют сертификат метрологической калибровки, погрешность измерений этих приборов составляет не более 20%. Прибор «PackEyeFHT 1377» включает в себя два

плоских сцинтилляционных детекторов «Li-6» и высокочувствительный сцинтилляционный детектор из пластика естественного радиационного фона с делителем напряжения и фотоумножителем. Диапазон измерения энергий – от 20 кэВ до 3 МэВ.

Радоновый мониторинг проводился с помощью радиометра радона «РРА-01М-03» и пробоотборного устройства «ПОУ-04» [164, 165]. Измерение проводилось по объёмной активности (ОА) радона в эквивалентном равновесном объёме активности (ЭРОА) радона и K_{Rn} , равное 0,4 для воздуха помещений и 0,6 для воздуха, согласно «НКДАР ООН 2000» и 2006 гг. и рекомендациями Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) [166-168].

Образцы растений собирали с поверхности земли на высоте не менее 5 см. сделаны гербарии на некоторые виды растений, которые по ним были определены морфологические и систематические параметры растений.

В лаборатории были проведены подготовительные работы с образцами растений, в том числе высушивание, измельчение, гомогенизация и т.д. Произведены взвешивание всех образцов путём высушивания в лабораторных условиях при температуре 105°C и взвешивание сухой органической массы [169].

3.2. Загрязнение почв на различных периодах существования хвостохранилищ радиоактивных отходов

С помощью географических карт и навигатора «JPS» были определены координаты точек наблюдений и организованы 22 точки, закреплены металлическими кольями. Схема расположения пунктов опробования показана на рисунке 3.1.

Был проведён несколько исследований в результате расчистки участка, которые включает:



Рисунок 3.1. – Место расположения точек опробования Дигмайского хвостохранилища

- замеры γ - излучения на обследуемой территории и выполнения исследовательских работ на точке опробования;
- пробоотбор почвы и радиоактивного материала на глубине 0-5см и 5-10 см для определения радионуклидов и ТМ;
- проведение анализа почвогрунтов содержание ЕРН и ТМ с помощью атомно-адсорбционного и рентгено-флуоресцентного методов;
- измерение объёмной активности радона ОА и плотность потока радона (ППР) на объектах окружающей среды.

Анализ результатов радиометрических исследований обобщены в таблице 3.1.

Как видно из табл. 3.1, в исключительных случаях содержание элементов относится ко всем образцам, кроме одного, взятого в самом ближайшем месте расположения к хвостохранилищу точке №15.

Таблица 3.1. - Удельной активности проб, отобранных из наблюдательных точек

№ площадок	Промежуток отбора, см	Σ уд.акт.	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
		Бк/кг			
1	2	3	4	5	6
1	0-5	1507	1411	48	375
1	5-10	1154	1052	42	568
2	0-5	3537	3412	65	452
2	5-10	1132	1033	47	467
3	0-5	1443	1361	42	332
3	5-10	1052	572	43	475
4	0-5	1396	1311	42	372
4	5-10	1365	1252	48	568
5	0-5	1224	1082	85	383
5	5-10	403	313	43	381
6	0-5	3128	3042	40	385
6	5-10	2733	2632	43	544
7	0-5	1922	1819	35	423
7	5-10	976	889	42	447
8	0-5	1238	1188	36	511
8	5-10	1202	1113	39	558
9	0-5	1074	1052	145	726
9	5-10	1026	1003	152	719
10	0-5	1922	1882	272	497
10	5-10	1915	1883	237	480
11	0-5	3382	3205	74	935
11	5-10	3282	3126	57	883
12	0-5	1843	1722	53	585
12	5-10	254	132	53	592
13	0-5	1185	1092	44	412
13	5-10	1202	1114	38	412
14	0-5	1186	1102	36	412
14	5-10	972	888	41	341
15	0-5	425	362	28	297
15	5-10	657	601	24	251
16	0-5	1333	1313	91	904
16	5-10	1334	1314	86	1001

Продолжение таблицы 3.1.

17	0-5	1192	1171	82	665
17	5-10	1232	1201	187	691
18	0-5	1945	1912	234	432
18	5-10	1928	1881	342	448
19	0-5	1126	1094	213	422
19	5-10	1112	1081	218	416
20	0-5	2447	2338	44	552
20	5-10	1213	1101	48	522
21	0-5	3541	3420	61	448
21	5-10	2321	2204	57	432
22	0-5	1403	1314	41	368
22	5-10	1114	1032	42	346

Общая удельная эффективная активность природных радионуклидов для материалов первого класса установлен на уровне 370 Бк/кг, в то время как значительное превышение наблюдается до уровня 1245 Бк/кг для почв, что является более высоким порогом для материалов первого класса.

На рисунке 3.2 представлены информации о суммарной удельной активности естественных радионуклидов, на исследуемых контрольных точках.

Изучение таблицы 3.1 и рисунка 3.2 демонстрирует, что в большинстве пробах, кроме той, которая была отобрана на самом далеком расстоянии от источника хвостохранилища наблюдательной точке №15, зафиксировано избыток установленных норм по совокупной удельной эффективной активности природных радионуклидов величиной в 370 Бк/кг для материалов первого класса.

В лабораторных условиях из отобранных проб были приготовлены специальные водные вытяжки и экстракты для определения содержания подвижных и неподвижных форм загрязняющих элементов в твёрдых фазах для химического анализа.

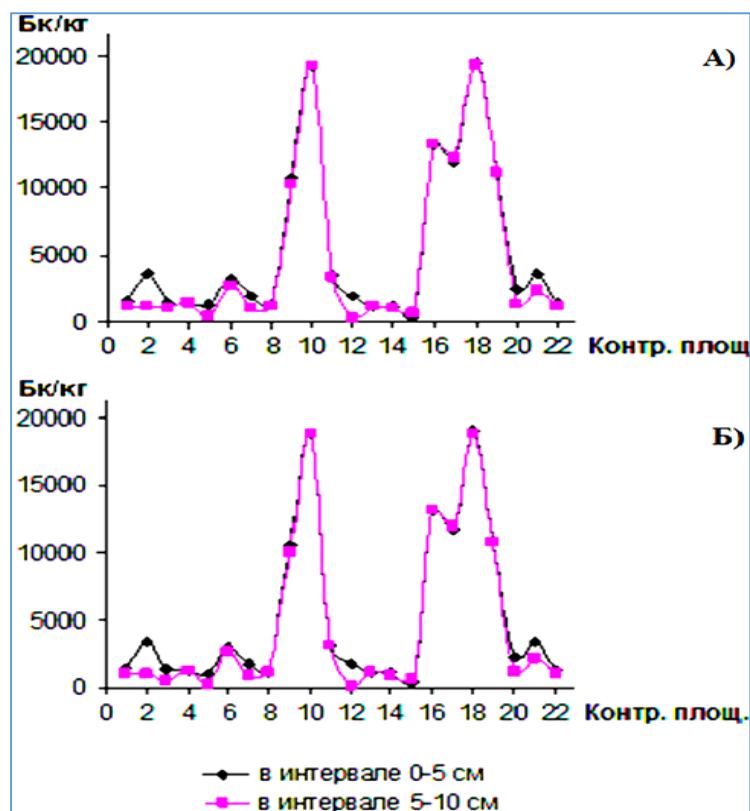


Рисунок 3.2. – Суммарная удельная активность ЕРН (а) и активность ^{226}Ra на контрольных площадках

Таблица 3.2/ - Накопления микроэлементов в пробах растений, отобранных из контрольных площадок

Элемент	Содержание, %				Коэффициент концентрации		
	min	max	среднее	фоновые	min	max	средне-взвешен
Свинец	0,004	0,03	0,023	0,001	5,1	32	23
Арсен	0,0002	0,005	0,002	0,0005	0,2	11	3,9
Цинк	0,015	0,045	0,02	0,002	3,5	13,1	7,2
Медь	0,007	0,09	0,033	0,002	4,2	45	18,3
Никель	0,005	0,032	0,014	0,001	6,2	32	12,9
Кобальт	0,0014	0,003	0,0015	0,0004	3,2	11	5,2
Марганец	0,022	0,16	0,053	0,023	1,2	7,6	3,1
Хром	0,001	0,0025	0,002	0,0005	1,6	5,5	3,7
Ванадий	0,001	0,015	0,006	0,0007	1,4	12,4	6,1
Уран	0,001	0,0035	0,003	0,0007	1,4	3,7	2,7

Для последующих радиоэкологических исследований были получены данные о радиационной обстановке с наблюдательных пунктов, на основании которых была определена площадь хвостохранилища. В связи с этим, в

районе Дигмайского хвостохранилища были отобраны образцы пыли как основного биологического индикатора загрязнения почвы ТМ и радионуклидами (табл. 3.2).

Данные, представленные в табл. 3.2, являются основой для контроля наблюдений и оценки мониторинга перемещение элементов по системе «хвостохранилища-почва-растение». По результатам проведённых исследований выявлено загрязнения за счет пылевого развеивания радиоактивных отходов с поверхности хвостохранилища.

В результате влияния атмосферных осадков происходит разрушение структуры пылевых частиц хвостового материала и растворением солевых отложений. Далее происходит диссоциация элементов загрязнителей в природную среду, с последующим усвоением почвы в поверхностный слой приводящее к накоплению в пониженных участках рельефа.

На коротком расстоянии к периметру хвостохранилища наблюдается сравнительно высокая концентрация элементов Pb и V в пределах (точки №1, 2, 4, 9, 10 и 11). Это очевидно связано с составом и природой хранящегося радиоактивного материала. Более высокое содержание урана (до 0,016%) отмечено в точках №9 и №19, но это связано с тем, что уран ограничен крупными фрагментами (0,5-1,0 мм) переработанного материала, из которых его трудно извлечь (рисунок 3.3).

Как видно из рисунка 3.3. в растениях наблюдается высокие концентрации ТМ сравнительно с почвой. Такое завышение может быть в результате интенсивности процесса усвоения загрязнителей из почвы и накопления элементов в организме растений. Результаты химического анализа почв представлены в таблице 3.3.

Как показывает табл. 3.3. в процессе анализа водных экстрактов почвы были выявлены концентрации подвижных форменных элементов, которые играют ключевую роль в питании растений. Подвижные формы элементов, такие как азот, фосфор, калий, кальций, магний и другие микроэлементы, определяются их способностью переходить в доступные для растений

формы. Высокая концентрация этих элементов свидетельствует о плодородности почвы и её способности поддерживать здоровый рост растений. Для проведения анализа водных экстрактов почвы использованы методы титриметрии, спектрофотометрии и другие химические методы анализа.

Таблица 3.3. - Содержание некоторых химических элементов в водных вытяжках проб почвы из контрольных точек

№ пробы	Интервал отбора, см	Содержание элементов, мг/л										
		NO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	K ⁺	Na ⁺	сух. ост.	Al	Fe	Ag	Sr	U
2	0-5	15,9	167	958	21	2,9	1649	0,004	0,04	не обн.	0,57	0,015
4	0-5	2,7	13,4	1252	28	1,9	2446	не обн.	0.012	не обн.	0,72	0,0057
5	0-5	4,2	13,5	65	4,9	0,55	146	-	-	-	-	-
6	0-5	2,2	14,7	225	53	3,8	652	0,003	0,034	не обн.	0,074	0,0078
7	0-5	6,7	13,4	183	16	2,8	553	0,23	0,062	0,0017	0,15	0,017
8	0-5	4,2	23	1146	45	1,4	2058	0,0061	0,006	не обн.	0,62	0,006
10	0-5	783	33,4	1082	13	72	6212	0,032	0,32	не обн.	0,63	0,017
15	0-5	14	21	1564	25	1,8	2504	0,007	0,062	не обн.	0,73	0,061
11	0-5	5,7	16,1	23	14	1,4	154	-	-	-	-	-
12	0-5	-	-	-	23	0,82	392	не обн.	не обн.	0,0013	0,004	<0,002
13	0-5	-	-	-	33	1,7	423	0,031	0,013	не обн.	0,032	<0,002
2	5-10	1,7	16,5	1678	23	3,1	2507	0,005	не обн.	0,0023	0,13	<0,002
3	5-10	4,2	18	1438	24	133	2734	0,007	не обн.	0,006	0,25	<0,002
4	5-10	1,8	15,2	1540	28	1,7	2630	0,004	0,025	не обн.	0,14	<0,002
9	5-10	15,7	16,6	1520	38	2,2	2337	0,08	0,024	0,005	0,06	<0,002
12	5-10	1,8	13,4	842	9,4	0,77	1393	0,014	не обн.	0,005	0,042	<0,002
14	5-10	2,4	15,4	22	36	2,4	634	0,033	0,018	не обн.	0,018	<0,002
3а	5-10	5,0	13,2	1565	33	2,7	2475	0,024	не обн.	0,0026	0,075	<0,002

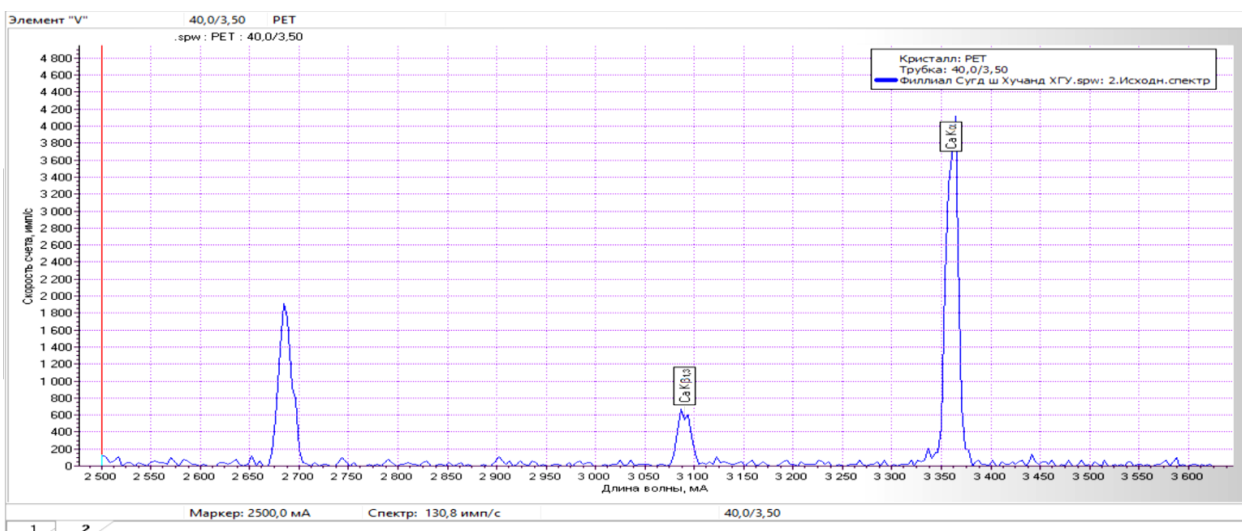
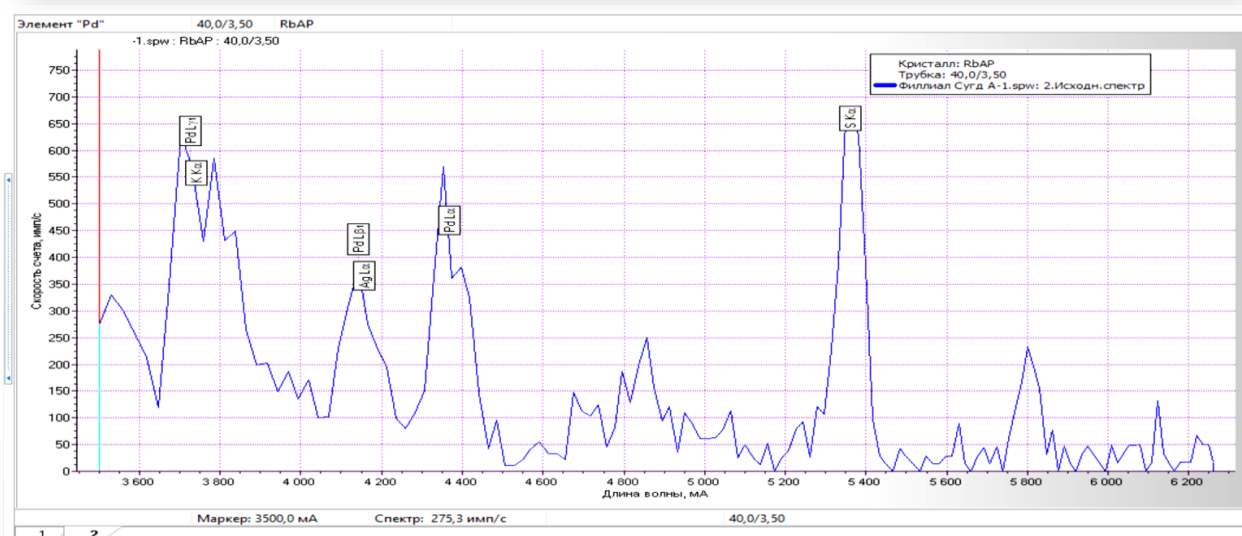
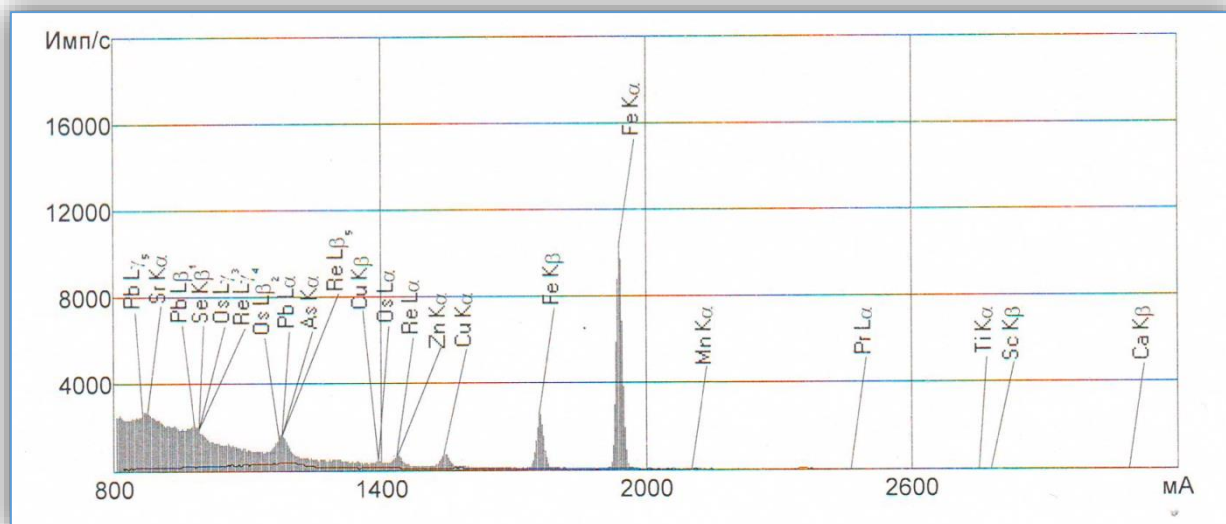


Рисунок 3.3. - Гистограммы содержания некоторых химических элементов в растениях и почв по Дигмайскому хвостохранилищу

Полученные данные были сопоставлены с нормативными значениями для различных типов почв и агроклиматических зон. Анализ водных экстрактов почвы также позволяет определить потенциальные экологические проблемы, такие как засоление, закисление или загрязнение радионуклидами и ТМ. Регулярный мониторинг почвенных экстрактов является важным инструментом для обеспечения устойчивого сельского хозяйства и защиты окружающей среды. На основе полученных результатов можно разработать рекомендации по улучшению почвенного плодородия и адаптировать их к специфическим требованиям.

Характер миграции радионуклидов и уровни МЭД в верхнем слое почвы указывает на то, что загрязнение связано с выносом радиоактивных отходов с поверхности хвостохранилища. В рамках контура загрязнения в точках 1 и 2 были проведены буровые работы глубиной до 1,0 м, при этом отбор проб осуществлялся с интервалом в 0,1 м (рисунок 3.4).

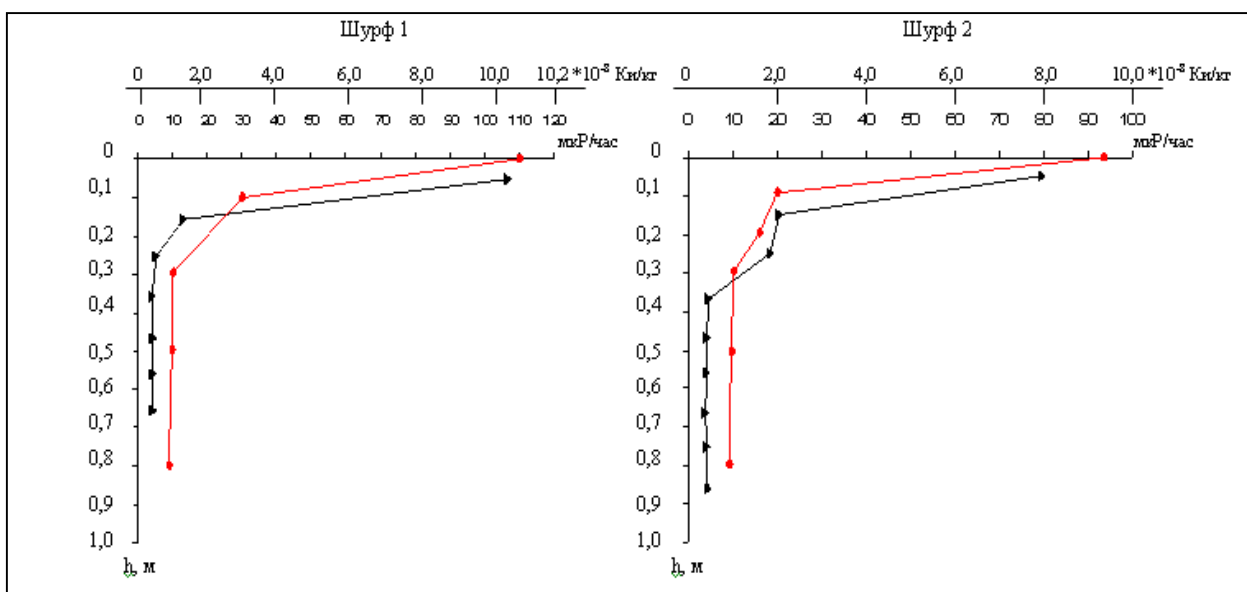


Рисунок 3.4. - Показатели суммарной активности $A_{\text{эфф}}$ и гамма-излучений по профилю почвы Дигмайского хвостохранилища

Рассматривая графики, представленные на рис. 3.4, можно заключить, что большая часть радиоактивных веществ сосредоточена в пределах 0-0,1 м, в то время как на глубинах 0,2-0,3 м уровни дозы радиации почти одинаковы

с фоновыми значениями. Это указывает на то, что активность радиоактивных элементов в слое 0-0,1 м вызвана оседанием пыли на поверхность земли, её последующим разрушением под воздействием физико-химических процессов, происходящих из-за взаимодействия с атмосферными осадками и последующей миграцией радиоактивных изотопов в верхнем слое почвы.

Высокая концентрация ТМ в растениях по сравнению с почвой является следствием комплекса физиологических и биохимических адаптаций, позволяющих растениям активно поглощать, трансмембранно транспортировать и депонировать эти элементы.

Исследование этих механизмов имеет важное значение для понимания экологического воздействия загрязнения ТМ и разработки стратегий фиторемедиации, направленных на очистку загрязненных территорий с использованием растений.

3.3. Миграция радионуклидов и тяжелых металлов в системе «хвостохранилища-почва-растение»

В настоящее время мало научных данных и информации о механизмах устойчивости различных культур к высоким концентрациям ТМ, о устойчивости к ТМ, и до сих пор мало что было изучено о механизмах стойкости таких растений. Некоторые растения обладают способностью концентрировать отдельные металлы (избирательно), не проявляя видимых признаков повреждения. Свойства почвы, такие как экологические и абиотические факторы, реакция окружающей среды, катионная обменная способность, содержание органического вещества и другие факторы, имеют важное значение для определения фитотоксичности металлов.

Как следует из результатов исследований, концентрация урана в воде карьера г.Истиклола составляет 2,0 мг/л, что сравнительно близко соответствует содержанию урана в подземных водах Дигмайского хвостохранилища. Такое сходство наблюдается по экологической системе

данных объектов. Подавляющее большинство территорий г.Истиклола и Дигмайского хвостохранилища покрыты растениями типичной для данной местности эфимерово-полынные (*Artemisia Sogdiana* – *Carex pachystylis* + *Poa bulbosa*) сообщества. Среди других отобранных растительных проб в г.Истиклоле и Дигмайском хвостохранилище опробированы следующие виды растений: полынь горькая (*Artemisia absinthium*), астрагал (*Fabaceae Lindl*), мятлик (*Poaceae*). Кроме прочего, был отобран растение мятлик (*Poaceae*) в районе расположения озера г. Истиклола (рисунок 3.5).



Рисунок 3.5. – Образцы растений отобранные на участках г.Истиклола и Дигмайского хвостохранилища: а – полынь железистая (*Artemisia ab.*); б – астрагал, (*Fabaceae L.l*); в – мятлик (*Poaceae*).

В почвенных и растительных пробах были определены некоторые параметры вт.ч.: расчёт коэффициента распределения (КР) в единицах измерений Бк/кг для почвы, Бк/л для воды и способность к биоаккумуляции растительных организмов в воде [170-172].

У некоторых растений были выявлены микроэлементы и уран. У растений семейства Poaceae, собранных на территории карьера, отмечена высокая активность изотопа ^{238}U , которая фиксировалась от 1 до 1,2 кБк/кг по сырой массе, при этом соотношение активностей ^{234}U и ^{238}U было близким к единице. В остальных случаях поглощение урана оказалось незначительным. Обнаружено также высокое содержание мышьяка (30 мг/кг массы), хрома (8,9 мг/кг массы), меди (7,7 мг/кг сырой массы) и свинца (17

мг/кг сырой массы) в *Roaseae*. Для урана и большинства тяжелых металлов выявлены различия в концентрации в зависимости от места сбора растений, составившие приблизительно 20% (таблица 3.4).

Таблица 3.4. - Результаты накопления урана и микроэлементов в растениях участка г.Истиклола и Дигмайского хвостохранилища

Растение и место отбора проб	Показатель	²³⁸ U	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Cd
		Бк/кг	мг/кг					
<i>Fabaceae</i> Lindl	Средн.	0,72	0,14	2,5	6,3	0,86	0,35	0,22
Астрагал зр.	Min	0,55	0,10	2,4	2,3	0,60	0,31	0,15
Дигмайского	Max	0,85	0,15	2,7	13,4	1,3	0,45	0,25
хвостохранилища	RSD (%)	22	-	-	92,4	24,2	16,1	3,8
<i>Artemisia</i>	Средн.	2,3	0,6	1,8	2,3	0,32	0,64	1,2
<i>absinthium</i>	Min	1,4	0,62	1,3	1,4	1,2	0,44	1,1
Полынь горькая	Max	2,4	1,2	1,6	2,3	1,4	0,84	1,3
Карьер Истиклол	RSD, %	2,0	-	-	1,1	2,0	1,0	2,2
<i>Roaseae</i>	Средн.	1,2	3,2	8,8	7,8	3,6	16	0,26
Дигмайского	Min	1,1	2,3	6,3	5,2	2,3	1,5	0,17
хвостохранилища	Max	1,3	3,5	12,2	10,1	5,2	2,2	0,38
	RSD, %	7,0	12	33	32	34	23	37
<i>Roaseae</i>	Средн.	2,2	0,47	5,7	2,4	2,3	0,68	1,7
Карьер Истиклол	Min	2,3	0,42	3,2	2,0	1,8	0,62	1,9
	Max	2,1	0,47	8,1	2,3	3,8	0,77	1,8
	RSD, %	3,2	6,4	-	4,2	36,3	10,3	1,7
<i>Artemisia</i>	Средн.	1,4	0,51	3,2	4,2	0,81	2,7	0,32
<i>absinthium</i>	Min	1,1	0,46	2,4	3,7	0,61	2,4	0,31
Полынь горькая	Max	1,7	0,57	3,2	4,5	1,1	3,1	0,38
Дигмайского	RSD, %	1,0	-	-	1,0	1,0	1,0	1,0
хвостохранилища								

Наибольшая разница наблюдалась в мятлике (RSD) близко к 30%. В то время, как RSD для урана составлял 7%. Радиоизотопы не влияют на растительный организм и на растительный мир, но растение имеют способность накопить значительное количество радионуклидов и ТМ.

Причиной загрязнения близлежащих территорий и природной среды является открытая поверхность радиоактивного хвостохранилища урановорудного производства. Растительность на этой территории загрязнены радионуклидами и ТМ. Концентрация определённых загрязнителей на объектах окружающей среды (почва, вода, растение) зависят от природы ТМ и биологических свойств экологической системы. В связи с этим, для выявления источников загрязнения окружающей среды нужно организовать экологический мониторинг на объектах природной среды, которые являются приоритетным направлением для выполнения природоохранной деятельности органов экологического надзора.

Проведённые в 2015 по 2020 годах биогеохимические исследования дают основу на получения информации о состоянии загрязнённости объектов окружающей среды. Было установлено, что значительное загрязнение почвенного и растительного покрова в районе Дигмайского хвостохранилища, зависимости от климатических факторов.

Таблица 3.5. - Распределение группы элементов-загрязнителей почв и растений

Свойства групп	Наименование элементов
Сингенетичные	Zn, Pb, Mo
Входящие в структуру кристаллической решётки	Be, Zr
Жёстко нормируемые металлы и токсичные элементы	Se, Cd, V, Mo, Hg, Be, As, Sb
Нормируемые металлы	Ni, Co, Cr, Pb, Cu, Mn, Zn
Радиоактивные изотопы	U, Ra, Th
Аномальные для вод региона	Ag, Al, Sn, Bi, Sr, Mn, F , Ba

В таблице 3.5 представлены группы элементов, которые без промежуточных звеньев самопроизвольно связаны с непосредственным образованием отходов и влияющие на распространение и создание системы «хвостохранилища-почва-растение». Элементы токсиканты в основном составляют: Mn, Ni, V, Cr, Mo, Zn, Sr и U. Для оценки мониторинговых наблюдений были выбраны наблюдательные профили, которые проходят через участки, загрязненные пылевым разносом радиоактивного материала с территории радиоактивного хвостохранилища. Для оценки за поведением некоторых элементов загрязнителей были составлены контрольные профили, которые находятся вдалеке на расстоянии от источника радиоактивного загрязнения хвостохранилища. По результатам мониторинговых исследований были определены группы токсичных и тяжёлых металлов. В результате проведения работ были рассчитаны коэффициент биологического поглощения ($K_{бп}$). Для долгосрочного мониторинга биогеохимического наблюдения в объектах окружающей среды был выбран растение полынь железистая (*Artemisia glanduligera*), как индикатора загрязнения, которое наглядно представлены на рисунке 3.6.

Расчёты и данные рис.3.6 показывают, что коэффициент биологической абсорбции ($K_{бп}$) был выше 0,01 в 2001 году, чем в 2020 году. Наблюдается почти во всех компонентах природы их накопление в почве. Накопление элементов в растениях, выраженное в $K_{бп}$, может зависеть от колебаний конкретных значений в пределах небольших границ, главным образом в пределах значений $K_{бп}$ составляет свинец и ванадий, которые являются единственными двумя элементами, которые не принадлежат к этой группе.

По результатам анализа отмечено рост элементов загрязнителей в растениях по сравнению с почвой. На подвижность некоторых форм свинца и ванадия повлияло биогеохимические процессы. Перемещение этих элементов по горизонту почвы привело к снижению доли свинца и ванадия в почве. За определённый период времени содержание свинца в почве превышала 2,6 раза, в то время как ванадий по содержанию остался неизменным.

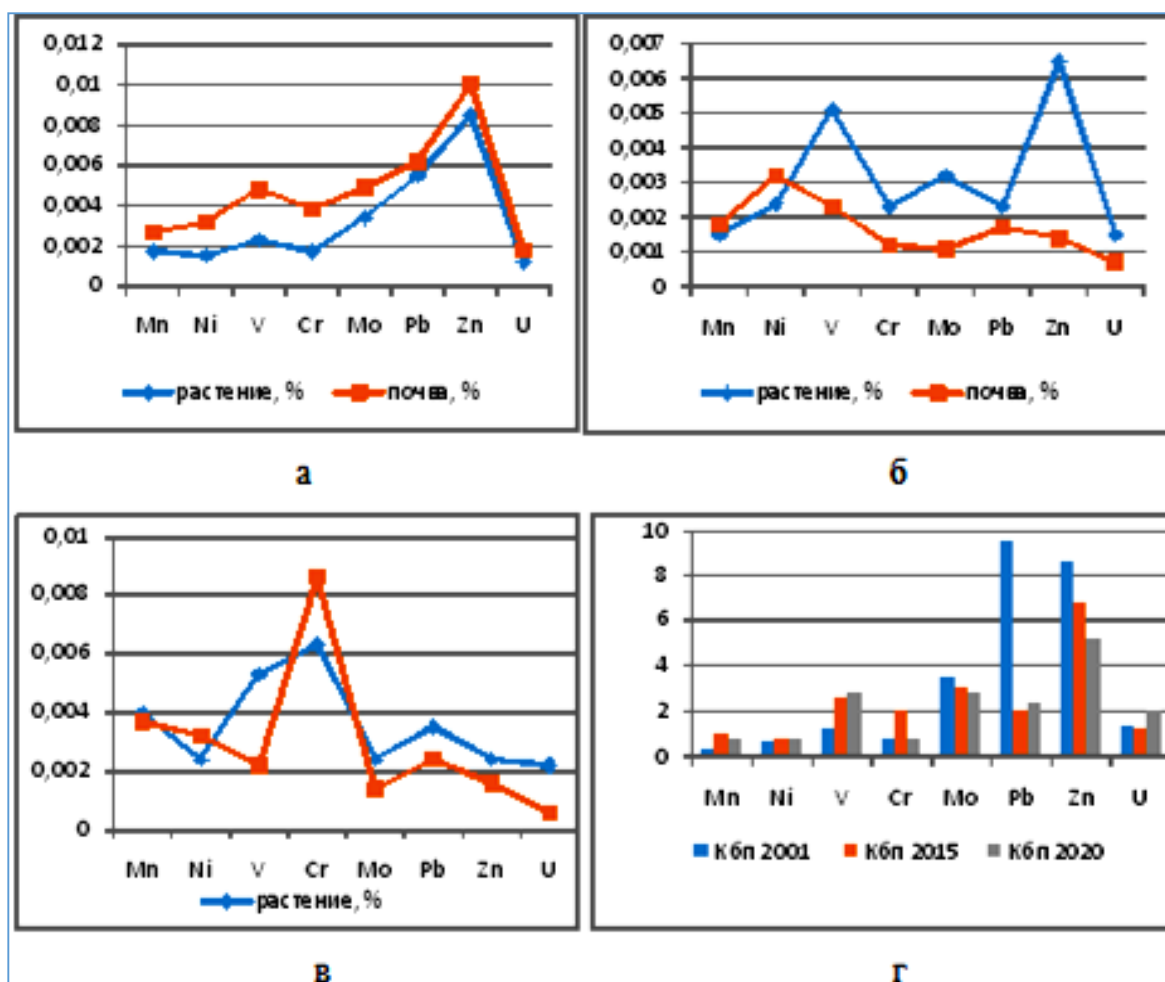


Рисунок 3.6. – Интенсивность накопления микроэлементов в почвах и растений в районе Дигмайского хвостохранилище: а – содержание микроэлементов в растение и почвы в 2001г; б – содержание микроэлементов в растение и почвы в 2015г; в – содержание микроэлементов в растение и почвы в 2020г;г – коэффициент биологического поглощения ($K_{бп}$) в 2001, 2015 и 2020 гг.

На диаграмме приведены степень загрязнённости поверхности почвы и растительности. Изменения в течении разных периодов по отношению к текущему с предыдущим периодам, а также даёт информацию о состоянии загрязнений в различные техногенные и природные объекты (рисунке 3.7). Завышенные показатели загрязнения отмечался в 2015 г. Это изменения обусловлено с процессом полного высыхания прудка радиоактивного хвостохранилища, в результате увеличился площадь пылящей поверхности и объёмов выносимого радиоактивного материала.

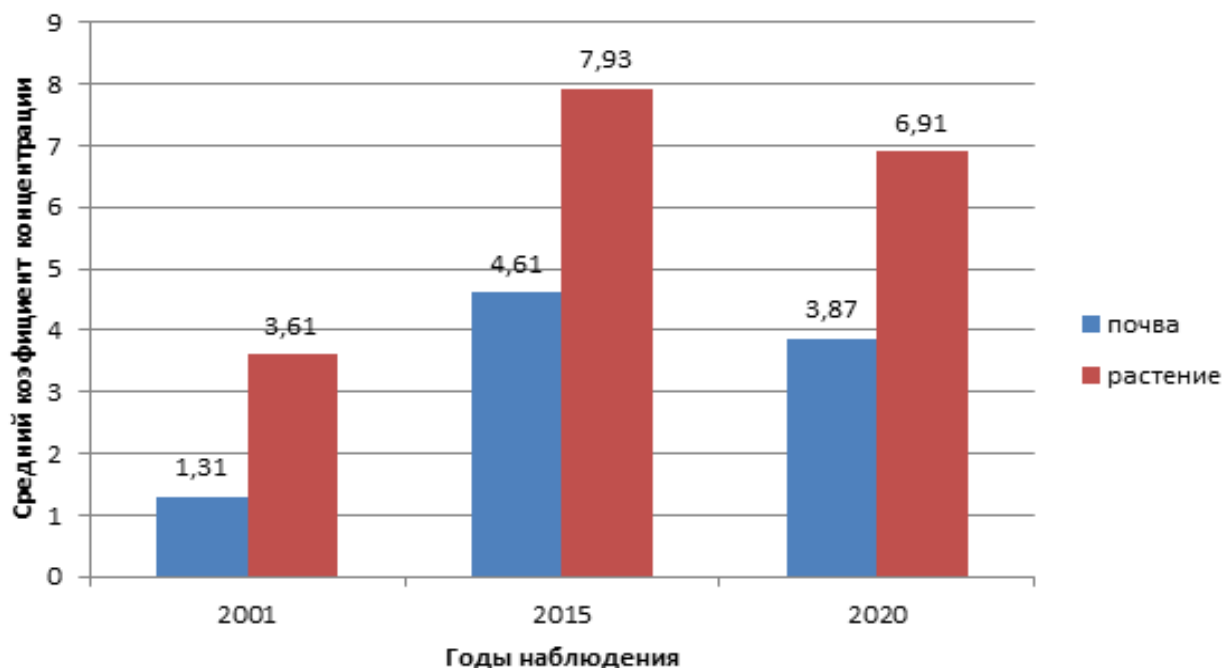


Рисунок 3.7. – Многолетние показатели загрязнённости почвы и растений (полынь)

В результате на дне прудка образовались такыр, уровень загрязнения в 2020 г. существенно снизился. Появление загрязненных участков в хвостохранилищах вызвано ограничением ранее удалённого и вновь поступающего материала на временных водотоках рельефа, что уменьшило поступление пылевого материала накопительными участками и привело к сокращению временных водотоков. В процессе проведения литохимических и биогеохимических исследований в пробах захороненных радиоактивных отходов «Карты 1-9», почвогрунтов и золе растений, представленных полынью Согдийской (*Artemisia Sogdiana*), изучалось содержание элементов-загрязнителей (таблица 3.6).

По результатам содержания элементов-загрязнителей, связанных с отходами хвостохранилища, оценена загрязнённость почвогрунтов прилегающей территории. Суммарный индекс загрязнения, рассчитанный по формуле и средневзвешенному значению коэффициента концентрации K_c для выбранных ассоциаций, равен 16,1, что соответствует приближенному

показателю центра загрязнения, которое соответствует среднему умеренно-опасному уровню загрязнения [173].

Таблица 3.6. - Результаты рентгеноспектрального анализа проб почвогрунтов и золы растений хвостохранилище «Карты 1-9»

Материал	№ проба	Определяемые элементы, %									
		Pb	As	Cu	Ni	Co	Fe	Mn	Cr	V	U
Почвогрунты	1	0,006	0,0001	0,004	0,006	0,001	3,56	0,010	0,0035	0,006	0,004
	2	0,008	0,0002	0,004	0,008	0,003	4,84	0,012	0,0038	0,015	0,003
	3	0,005	0,0001	0,004	0,008	0,001	4,68	0,012	0,0032	0,016	0,003
Зола растений	1	0,012	0,0003	0,010	0,012	0,003	0,009	0,028	0,002	0,004	0,004
	2	0,012	0,0004	0,012	0,015	0,004	0,015	0,028	0,003	0,005	0,003
	3	0,018	0,0003	0,009	0,012	0,004	0,015	0,042	0,003	0,003	0,004
	4	0,008	0,0004	0,010	0,010	0,003	0,025	0,036	0,002	0,004	0,004

В процессе проведения литохимических и биогеохимических исследований в пробах радиоактивных отходов Гафуровское хвостохранилища, почвогрунтов и золы растений, представленных пылью Согдийской (*Artemisia Sogdiana*), изучалась содержание элементов-загрязнителей, которые представлены в таблице 3.7.

По результатам содержания элементов-загрязнителей, связанных с отходами хвостохранилища, оценена загрязнённость почвогрунтов прилегающей территории. Средневзвешенные значения коэффициента концентрирования K_c рассчитываются по формуле для выделения групп элементов с суммарным показателем загрязнения, которое равен 12,7, что по приближению к шкале очагов загрязнения соответствует умеренному уровню загрязнения растительности и почвы [174].

Таблица 3.7. - Результаты рентгеноспектрального анализа проб почв и растений Гафуровском хвостохранилище

Материал	№ проба	Определяемые элементы, %									
		Pb	As	Cu	Ni	Co	Mn	Cr	V	Ti	U
Почво-грунты	1	0,005	0,0001	0,006	0,005	0,001	0,008	0,003	0,002	0,008	0,001
	2	0,003	0,0002	0,004	0,007	0,001	0,010	0,002	0,015	0,006	0,001
	3	0,004	0,0001	0,004	0,008	0,002	0,012	0,003	0,006	0,010	0,001
Зола растений	1	0,015	0,0003	0,008	0,01	0,003	0,033	0,002	0,001	0,03	0,002
	2	0,012	0,0002	0,012	0,015	0,002	0,028	0,003	0,005	0,05	0,002
	3	0,008	0,0003	0,007	0,012	0,004	0,042	0,002	0,003	0,015	0,001
	4	0,008	0,0004	0,010	0,01	0,003	0,056	0,002	0,004	0,03	0,003

Для биогеохимического исследования на основании результатов ранее проведённых работ в качестве растения-индикатора была выбрана полынь Согдийская (*Artemisia Sogdiana*). Это растение является как наиболее распространённый вид растительного сообщества и склонный к накоплению тяжёлых металлов и радионуклидов [175].

Литологический состав консервирующего нейтрального слоя хвостохранилищ I-IV очереди г. Истиклола идентичен с хвостохранилищем находящееся в одной климатической зоне, что предопределило формирование близкого по видовому составу растительного покрова. На поверхности объекта сформировался почвенный слой и развитый растительный покров, представленный полынно-мятликовыми (*Poa bulbosa*, *Artemisia Sogdiana*) сообществами и эфемеровым разнотравьем. Проективное покрытие почвы этими сообществами варьирует от 60 до 90%. Помимо, вышеуказанных сообществ, в строении растительного покрова принимают участие травянистые многолетники - катран (*Crambe hirsuta*), костер (*Bromus tectorum*), боялыш (*Salsola arbuscula*) (таблица 3.8).

Анализ таблицы 3.8 показывает, что содержания практически всех элементов находится на уровне средних общемировых значений. Повышенные значения отмечаются для циркония (в 2-6 раз), стронция (в 1,2-1,5 раз), бария (в 1,2-2 раз), свинца (в 1,7-5,3 раз). Это связано с особенностями формирования почвенного слоя, для которого характерны повышенные содержания этих элементов. Накопление урана в растениях обусловлено его наличием в захоронения и его миграцией под воздействием биоклиматических факторов [176].

Таблица 3.8. - Содержание микроэлементов в золе растений хвостохранилищ I-IV очереди г. Истиклола

Хвостохранилище	Проба	Содержание микроэлементов, %								
		Pb	As	Cu	Ni	Co	Mn	Cr	V	U
Хвостохранилище I-II	1	0,01	0,0001	0,05	0,01	0,001	0,033	0,001	0,001	0,002
	2	0,005	0,0002	0,03	0,015	0,002	0,025	0,002	0,002	0,003
	3	0,008	0,0004	0,06	0,02	0,002	0,045	0,002	0,001	0,001
	4	0,015	0,001	0,08	0,03	0,003	0,038	0,003	0,001	0,003
Хвостохранилище III	5	0,02	0,003	0,04	0,02	0,002	0,012	0,003	0,005	0,002
	6	0,03	0,003	0,02	0,015	0,001	0,045	0,002	0,008	0,002
	7	0,015	0,005	0,01	0,02	0,003	0,082	0,001	0,01	0,001
Хвостохранилище IV	8	0,03	0,003	0,015	0,015	0,001	0,066	0,002	0,008	0,003
	9	0,035	0,001	0,08	0,008	0,0015	0,028	0,003	0,008	0,001
	10	0,02	0,0008	0,01	0,006	0,001	0,056	0,001	0,006	0,001
ФБР	11	0,03	0,001	0,015	0,008	0,0015	0,036	0,002	0,008	0,003
	12	0,015	0,001	0,03	0,01	0,001	0,042	0,002	0,003	0,001
Кларковое содержание, %		0,001	0,00003	0,02	0,005	0,0015	0,75	0,0025	0,0061	0,00005

В таблице 3.9 приведены диапазоны изменения концентрации тяжёлых и радиоактивных элементов, их средние и фоновые содержания, также минимальные, максимальные и средневзвешенные значения коэффициентов концентрирования.

По результатам анализов рассчитаны коэффициенты биологического поглощения $K_{\text{бп}}$, отражающие зависимость накопления химического элемента растениями от его содержания в почве (таблица 3.10).

Дигмайское хвостохранилище является наиболее радиационноопасным объектом в урановом наследии ГУП «Таджредмет». Регулярно проводимые мониторинговые биогеохимический отбор проб позволяет получить данные усвоение элементов загрязнителей индикаторных растений в системе «хвостохранилища-почва-растение».

Таблица 3.9. - Содержание элементов в растениях хвостохранилищ I-IV очереди г.Истиклола

Элемент	Содержание				Коэффициент конц.		
	min	max	среднее	фоновые	min	max	средне- взвешен.
Pb	0,039	0,036	0,001	0,001	5,1	35	24
As	0,0001	0,004	0,0004	0,0006	0,2	11	3,7
Zn	0,012	0,042	0,003	0,0032	3,1	13,2	7,2
Cu	0,007	0,085	0,002	0,0023	4,0	41	18,6
Ni	0,005	0,032	0,001	0,0015	6,0	33	12,7
Co	0,001	0,003	0,0017	0,0004	3,1	12	5,4
Mn	0,022	0,16	0,052	0,025	1,0	7,4	3,3
Cr	0,001	0,003	0,002	0,0007	1,6	5,1	3,9
V	0,001	0,012	0,005	0,0009	1,4	12,6	6,3
U	0,001	0,003	0,002	0,0007	1,2	3,7	2,9

Таблица 3.10. - Коэффициенты биологического поглощения $K_{\text{бп}}$ хвостохранилищ I-IV очереди г.Истиклола

Элемент	Содержание, %				Коэфф. биол. погл. $K_{\text{бп}}$		
	min	max	среднее	средн. в почве	min	max	средне - взвешен
Pb	0,004	0,032	0,023	0,005	1,0	6,0	4,6

Продолжение таблицы 3.10.

As	0,0001	0,006	0,002	0,0006	0,2	11	3,7
Zn	0,011	0,042	0,024	0,0084	1,24	5,2	4,4
Cu	0,008	0,082	0,032	0,007	1,2	13,5	6,7
Ni	0,005	0,035	0,014	0,0074	0,7	4,1	2,7
Co	0,001	0,003	0,0018	0,0004	3,4	12,0	5,4
Mn	0,022	0,155	0,053	0,025	1,2	7,6	3,1
Cr	0,001	0,003	0,002	0,006	0,16	0,55	0,27
V	0,001	0,015	0,004	0,008	0,13	1,25	1,2
U	0,001	0,003	0,002	0,001	1,0	3,0	2,2

Для прогнозирования объекта была предложена функция загрязнения, которое даёт информацию о динамике изменения состава и свойств элементов загрязнителей в объектах окружающей среды, которое позволяет управлять его состояние в ответ на физиолого-биохимическую адаптацию организма в течение нескольких лет (рисунке 3.8).

Биогеохимические обследования могут быть включены в общие наблюдение мониторинговых систем «хвостохранилище-окружающая среда». Организация и проведение радиационно-экологического мониторинга является первоочередной задачей на обследуемой территории в котором, учитывается перспективы вторичной переработке отходов уранового производства, а также возможность дальнейшей эксплуатации самого хвостохранилища. Три разных вида растений были собраны в Истиклоле и Дигмайском хвостохранилище: «*Astragalus*» (Fabaceae Lindl), «*Artemisia absinthium*» и «*Rosaceae*». «*Rosaceae*» был отобран только из карьера г. Истиклола, тогда как растение собирали только в Дигмайском хвостохранилище. Проведение биогеохимических обследований в рамках мониторинговых систем «хвостохранилище-окружающая среда» подтверждает значимость радиационно-экологического контроля на обследуемой территории.



Рисунок 3.8. – Экосистема Истиклола и Дигмайского хвостохранилища: (А) *Artemisia absinthium*; (Б) *Astragalus* sp. (Fabaceae Lindl); (С) Poaceae.

Анализ трех видов растений, собранных в регионах Истиклола и Дигмайского хвостохранилища, позволяет сделать выводы о накоплении радионуклидов и их влиянии на живые организмы в данных зонах. Эти

растения могут служить биоиндикаторами радиационного загрязнения, предоставляя ценные данные для оценки экологического состояния территории. Важную роль в таких исследованиях играет также «Роасеае», отобранный исключительно из карьера озера г. Истиклола, что подтверждает его специфичность и потенциал в изучении радиационной обстановки в отдельных локациях.

Результаты данного обследования включают не только выявление текущих экологических рисков, но и оценку перспектив вторичной переработки отходов уранового производства. Ведь понимание степени загрязнения и возможности восстановления экосистемы позволит планировать более безопасное управление и рациональное использование хвостохранилищ в будущем. В конечном счёте, это способствует не только охране окружающей среды, но и улучшению качества жизни общества.

Таблица 3.11 предоставляет ценные данные о концентрациях урана и различных микроэлементов в нескольких видах растений, что представляет интерес для специалистов в области управления экологической безопасности и экотоксикологии. Приведённые данные могут быть использованы для оценки биоконцентрации урана и сопутствующих микроэлементов в почвах, растительных организмах и водной среде, что весьма актуально в условиях загрязнения почвы радионуклидами и тяжёлыми металлами.

Таблица 3.11. - Концентрация микроэлементов в пробах почвы и отложений, собранные в окрестностях г.Истиклоле и Дигмайском хвостохранилище

Местоположение	Профиль	Микроэлементов, мг/кг					
		As	Cr	Cu	Ni	Pb	Cd
Карьер почва 0-5см	Среднее	150	17	63	6	130	2
	Min	120	15	49	4	88	1
	Max	180	19	80	8	180	2
Ручей. Истиклол Донные отлож.	Среднее	240	23	220	6	700	3
	Min	160	19	100	5	310	3
	Max	310	27	420	7	1800	3

Продолжение таблицы 3.11.

Дигмай трещины 0-5 см	Среднее	230	81	130	25	290	2
	Min	39	24	35	4	160	2
	Max	590	170	270	60	550	2
Карьер Донные отлож.	Среднее	820	22	150	2	670	1
	Min	360	16	87	1	340	1
	Max	1800	34	240	3	1200	2

По содержанию урана и микроэлементов в донных отложениях и вода из озера карьера, коэффициент распределения K_d (л/кг сырого веса) были рассчитаны в таблице 3.12.

Для коэффициентов передачи представлены средние арифметические значения. Единственное отклонение было для K_d урана, что дало значение 90 л/кг при использовании средней арифметической и 70 л/кг при расчёте с геометрическим.

Таблица 3.12. - Коэффициенты распределения (K_p), коэффициенты переноса (K_n) и коэффициенты биоконцентрации (КБК)

Коэф иц.	Место отбора проб и материал	^{238}U	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Cd
K_p	Карьер Истиклол, дон. отл./вода	91	6000	-	15,00	1500	35,0	15,0
K_n	Astragalussp. Дигмай, растен./почва	0,0004	0,001	0,04	0,07	0,04	0,001	0,1
K_n	Astragalussp. Карьер Истиклол, растен./почва	0,006	0,002	0,06	0,01	0,2	0,002	0,4
КБК	Roaceaе Карьер Истиклол, растен./почва	0,3	0,2	0,5	0,1	0,7	0,1	0,2
K_n	Astragalussp. Карьер Истиклол, растен./почва	0,01	0,01	-	0,01	0,3	0,002	0,6
K_n	Artemisiaabsinthium Дигмай, растен./почва	0,003	0,003	0,1	0,02	0,1	0,008	0,08
K_n	ArtemisiaabsinthiumКарье р Истиклол, растен./почва	30	30	-	1800	970	47,00	2700

Уран был самым мобильным ($K_p = 90$), за ним следуют Ni ($1,5 \cdot 10^3$) и As ($6 \cdot 10^3$), Cu и Cd ($1,5 \cdot 10^4$), тогда как Pb ($3 \cdot 10^5$) был достаточно инертен. На основе концентрации урана и микроэлементов в растительности и почвах можно представить следующее.

В отложениях рассчитаны коэффициенты перехода (K_p , кг/кг сырой массы). K_p в целом были низкими, но высокими для всех элементов в воде. КБК для элементов от воды до P_{oaseae} (л/кг сырой массы) также был высокими, особенно для Pb и Cd. Результаты измерения урана в ДО в озере карьера зафиксированы концентрации, превышающие более в 5 раз для урана, что по-прежнему значительно ниже ПДК (взвешенные) для ^{238}U (73-100 Бк/кг). Для ^{226}Ra он был превышен в 2 раза. В осадках все элементы превышали значения As в 10-20 раз. Cr и Ni в осадках были ниже 47,6 и 23,4 мг/кг, соответственно. Потому что, превышение для ^{238}U , ^{226}Ra и некоторых элементов может иметь серьёзные биологические последствия, для донной жизни организмов.

На основании данных оценки доз на растительных организмах в Дигмайском хвостохранилище и г.Истиклоле показали, что в соответствии с оценками самые высокие дозы следует ожидать для водных растений и донных осадков. Как и в предыдущих оценках, внутреннее воздействие ^{226}Ra безусловно, вносил наибольший вклад в дозу радиации. Внешние дозы варьировались от 7 до 20 мГр/ч на Дигмайском хвостохранилище и от 0,2 до 1 мГр/ч в г.Истиклоле. Последовательная экстракция является полезной методикой для изучения обратимых или необратимых взаимодействий радионуклидов типа U с твердыми фазами. Результаты экстракции для U, Th, Pb и As в некоторых образцах из г.Истиклола и Дигмайского хвостохранилища показаны на рисунке 3.9.

Оказалось, что U и Pb распределены в легкообмениваемых фракциях NH_4Ac и фракции $\text{NH}_2\text{OH HCl}$, что свидетельствует о том, что эти элементы связаны с pH – чувствительными и окислительно-восстановительными аморфными фракциями. Экстракция показала также, что U и Pb достаточно

подвижны, так как только 10-35% U и 20-40% Pb необратимо связаны с фракциями HNO_3 .

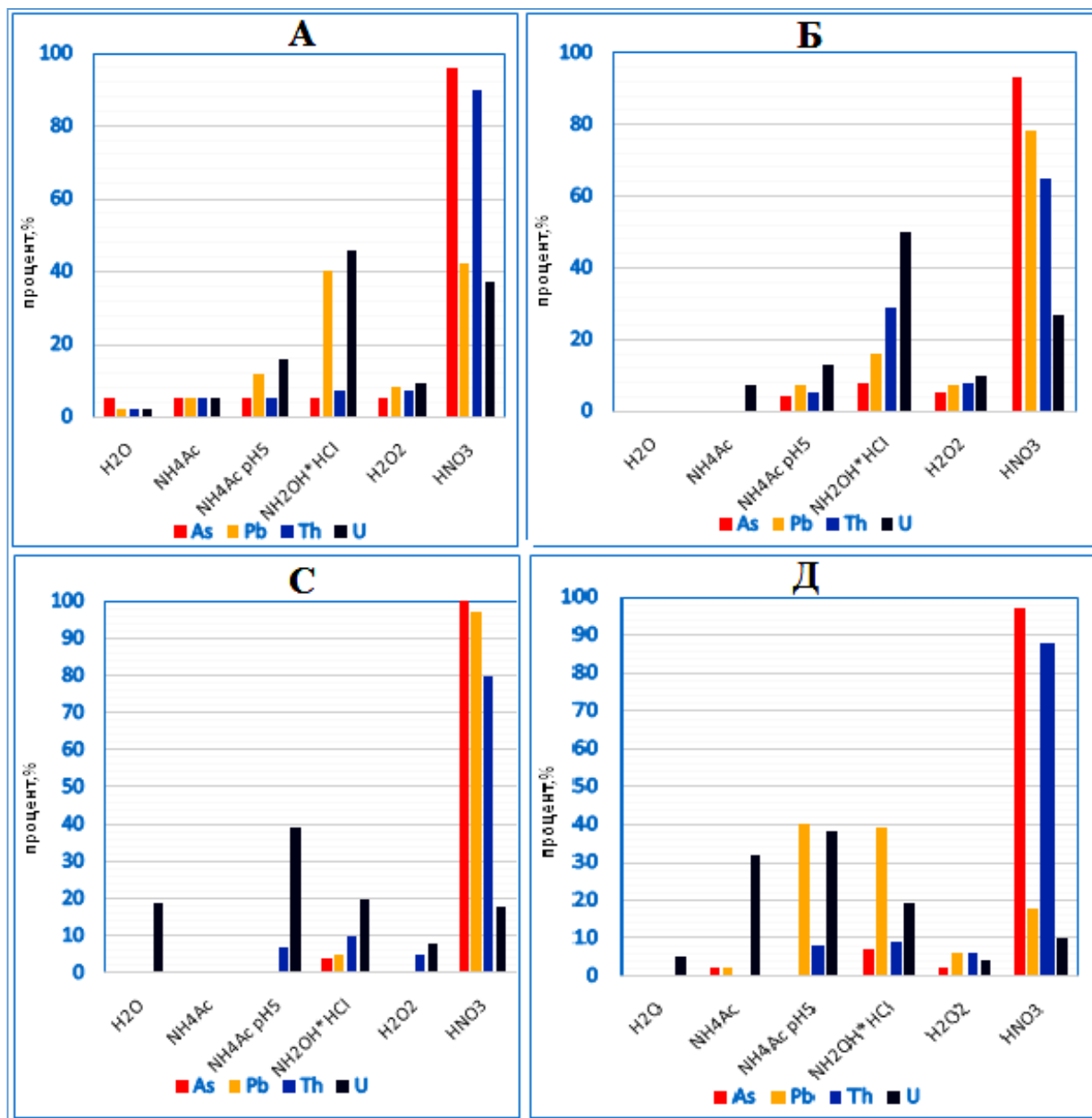


Рисунок 3.9. – Результаты последовательной экстракции для U, Th, Pb и As в некоторых образцах воды и донных осадков: а – почва из карьера г.Истиклол, б – вода с разбавл. кисл. карьера г.Истиклол, с – вода Дигмайское хвостохранилище, д – сухой осадок Дигмайского хвостохранилище

Исследование показало, что подвижность урана (U) и свинца (Pb) в почвенных и осадочных фракциях достаточно высока. Это имеет значительные экологические и геохимические последствия, поскольку

миграция данных элементов может привести к их накоплению в других, более уязвимых компонентах экосистем, таких как подземные воды или биота. В связи с этим, мониторинг их содержания и поведения в окружающей среде становится критически важным для оценки потенциальных рисков и разработки мер по снижению их воздействия. При сравнении результатов последовательного экстрагирования между участками выявлено, что закономерность, полученные для образцов из Дигмайского хвостохранилища, отличаются от тех, которые были обнаружены в почве и отложениях из района карьера. Здесь Th был в несколько большей степени связан с фракцией $\text{NH}_2\text{OH HCl}$. От 60 до 80% Th было обнаружено во фракции HNO_3 , в то время как во фракции $\text{H}_2\text{OH HCl}$ – до 25%. Напротив, большее количество Pb было связано с фракцией HNO_3 в пробах хвостохранилища по сравнению с почвой и донными отложениями с площадки карьера.

Оказалось, что уран также подвижен в почве хвостохранилища и для всех участков будет считаться легкообмениваемым и доступным для переноса в экологической системе. Для снижения рисков, связанных с миграцией урана, необходимы строгие меры мониторинга и управления хвостохранилищами. Это включает регулярные замеры концентраций урана в почве, воде и биоте, а также разработку и внедрение методов ремедиации. Такие методы могут включать фиторемедиацию, при которой растения-аккумуляторы используются для извлечения урана из почвы, а также барьерные технологии, которые ограничивают распространение загрязнения за пределы хвостохранилища.

3.4. Биогеохимические исследования техногенных объектов

Таджикистана

В результате выполнения работ были отобраны и проанализированы 304 пробы почвогрунтов и растений, из них 240 растительные и 64 почвенных проб. Выполнено около 30 км радиометрического

профилирования. Сделано около 155 радиометрических и рентгеноспектральных анализов почвогрунтов и растений. В виду изменения гидрологической обстановки на хвостохранилище, для исследования изменения ботанической и геохимической обстановки в районе хвостохранилища во времени были проведены указанные исследования в 2020 году по тем же профилям, точкам отбора проб растений и почвогрунтов.

Объекты исследований относятся к северо-западной провинции Туркестанского хребта. В данной местности характерен субтропический аридный и засушливый сухой климат, которое в холодный период года выпадает максимум, а летний период минимум осадков. Со стороны севера разделен р.Сырдарья, а на юге территории Туркестанского хребта.

В рельефе выделяется относительно не широкая пойменная терраса р.Сырдарьи, над которой поднимаются три обширные надпойменные террасы, сложенные лёссами и лёссовидными суглинками, местами частично перекрытыми мелко- и среднеобломочным делювием, над террасами возвышаются ясно выраженные Исписарские и Дигмайские адыры.

Дигмайский адыр, в при водораздельной части северо-восточных склонах находится одинаково действующее хвостохранилище. Этот объект представляет собой вытянутый возвышенность овальной формы длиной 13 км и шириной 3,5 км. Относительно р. Сырдарьи с превышениями до 100 м. Самая высокая точка адыра н.у.м. составляет 556,4 м. Склоны Дигмайской возвышенности на юге и севере 0,3 на западе востоке 0,06, северный склон расположен саями глубиной до 10-20 м.

Дигмайское хвостохранилище ГМЗ расположено на северо-восточной окраине Дигмайской возвышенности, ввод в эксплуатацию 1963 года. Площадь объекта 90 га количество заскладированного хвостового материала составляет 36 млн. тонн (разнозернистые пески, илы слаборадиоактивные 3,5-18,0 мкЗв/час). С 1993 года подача пульпы прекращена вследствие испарения и инфильтрации прудок исчез. Хвостохранилище намывное, подстилающие отложения хвостохранилища суглинки мощностью 2-5 м

верхнее четвертичного возраста, вниз по разрезу средне-верхне четвертичные валунно-галечные отложения мощностью 2-10 м плиоцен-нижнечетвертичного возраста, переслаивание аргиллитов, алевролитов, песчаников, конгломератов, глин вскрытой мощностью 400 м. Ввиду того, что хвостохранилище действующее имеет место ветрового разноса радиоактивного материала за пределами прилегающей территории.

Дигмайское хвостохранилище расположено во впадине эрозионно-денудационной возвышенности абсолютной отметкой 450-550 м. Почвы преобладают светлые серозёмы очень бедные гумусом и богатые карбонатами, образовавшиеся в условиях малого количества осадков и слабого выщелачивания коренных пород. На склонах низкогорий развита пустынная и полупустынная растительность, которая приспособлена к условиям жизни при недостатке влаги и высоких летних температур.

На большей площади района хвостохранилища преобладают характерные для низкогорий (*Artemisia Sogdiana* + *Carex pachystylis* + *Poa bulbosa*) сообщества. Покрытия почвы растениями в юго-западном направлении хвостохранилища обильные. В понижениях растительное покрытие почвы составляет до 80%.

На территории работ в основном составляет эфемероидово-полынных сообщества в различных аспектах: полынь Согдийская (*Artemisia Sogdiana*), катран (*Carex pachystylis*), мордовик (*Echinops*), боялыш (*Salsola arbuscula*), курчавка (*Atraphaxis issipinosa*), лютик (*Ranunculus pinnatisectus*), левкоя (*Mattola integrifolia*), лук (*Allium barsenaracandicus*), мятлик (*Poa bulbosa*), дикий ячмень (*Hordeum poliganum*).

Геоботанические и геохимические исследования, направленные на определения влияния Дигмайского хвостохранилища на растительный покров, в частности на химический состав отдельных видов растений, которое проводились по общепринятым методикам. При полевом обследовании производился отбор и гербаризация разных растений, предполагаемые как биохимические или геоботанические индикаторы [178].

Описание растительного покрова осуществлялось по общепринятому плану работ в т.ч. фиксировалось название растительного сообщества, характеризующий видовой состав. Отбор геоботанических проб осуществлялся по биогеохимическим профилям, пересекающие склоны равных экспозиций на различных частях хвостохранилища. Для каждой точки биогеохимического опробования составлялось геоботаническое описание растительности этого сообщества. При выборе объектов опробования учитывались физиологические и экологические особенности растений, а также их обилие в растительном покрове.

В процессе обследования были собраны пробы древесных кустарниковых и травянистых видов, каждая из которых была заложена в мешочек из плотной ткани. Затем растительные пробы в камеральных условиях разрезались секатором на мелкие части, закладывались в бумажные пакеты и высушивались в сушильном шкафу. Золение растительных проб проводилось в муфельных печах. Вес стандартной растительной пробы не превышал 100 гр поскольку для однократного спектрального анализа необходимо 2-3 гр золы. Отбор грунтовой пробы производился по методу конверта 5х5, вес стандартной пробы составлял 200 гр.

Основной целью камеральной обработки биогеохимических данных было определение параметров распределения химических элементов в растениях и установление по этим параметрам распространения химических элементов по площади исследований. В результате исследований 2015-2020 годов было определено следующее:

-На большей части территории хвостохранилища преобладают характерные для низкогорий эфемероидово-полынные сообщества (*Artemisia Sogdiana* + *Carex pachystylis* + *Poa bosca*). На выровненных участках юго-западной части хвостохранилища и на склонах принимает участие полынь Согдийская, которая отдельными пятнами выделяется на фоне растительного покрова.

- В южной части хвостохранилища, на размытых эрозионных склонах в основном преобладает сочетание эфемерово-полынные сообщества. На склонах рельефа произрастают эфемероидовые, а на понижениях полынные сообщества. Расчёты показали, что по проективным покрытиям растениями на склонах оно достигает до 60%, а в пониженных элементах рельефа покрытие составляет до 40%.

- На склонах восточной части и прилегающей к ней плоской вершине, в северо-западном направлении от радиоактивного хвостохранилища распространены разреженные парнолистниковые (*Zigophyl lymatriplcoides*) сообщества с полынью (*Artemisia Sogdiana*). В строение этого сообщества принимает участие петрофитный кустарник-курчавка (*Atrapha ispinosa*), травянистые многолетники: мятлик, ранг, тюльпан, лук, катран и эфемеровое разнотравье. Распределение растительных сообществ на территории хвостохранилища зависит от почвенно-грунтовых условий. На склонах низкогорий преобладают типичные для таких местообитаний эфемероидово-полынные сообщества. Распределение эфемерово-эфемероидных и полынно – мятликовых сообществ по периметру вероятнее всего связан с образованием хвостохранилища, т.е. наличием песчаных фракции, которые намывают на берега и разносятся ветром на ближайшие склоны.

На территории хвостохранилища в некоторых видах растений обнаружены систематические изменения, что может объясняться с 60-и летним существованием. По нашим наблюдениям выявлены некоторые изменения в растительном сообществе. В северо-западной части хвостохранилища эфемероидово-полынные сообщества, которые преобладали над парнолистниковыми. В южной части территории хвостохранилища, большую часть заняли эфемероидово-полынные сообщества. В западной части хвостохранилища находится гормусоросвалка г.Бустона, которая по объективным причинам значительно расширилась по площади. Учитывая тот факт, что в 2020 году около 30% юго-западной части

хвостохранилища 1/3 площади, занятые такыром, покрыто нейтральным грунтом за счёт бюджета государства.

В результате проведённых биогеохимические исследований и мониторинговых наблюдений на территории Дигмайского хвостохранилища выделяется некоторые групп элементов загрязнителей:

- 1). Cr, Cd, Rb – элементы легко усваивается растениями;
- 2). Mo, Zn, Cu, Pb, Ag, Co, As – в определённой времени концентрирование происходит со средней скорости;
- 3). Ni, Mn, Li, Cr, Sb, Be – плохо усваивается растениями.

Из этих данных можно представить систему «почва-растение», которые могут иметь значительные изменение результатов. Учитывая розу ветров весьма значительное количества загрязняющих элементов приурочена на северо-западном направлении. Основной профиль проложен к преобладающему направлению ветра. Определены содержания радиоактивных и тяжёлых элементов в полыне. Распределение содержания радиоактивных и тяжёлых элементов в пробах полыни Согдийской по Дигмайскому хвостохранилищу показано в таблице 3.13.

Как видно из таблицы 3.13 все растение то определённой мере накапливают тяжёлые и токсичные элементы. Боялыш, тутовник и виноград больше накапливает свинец и уран по сравнению с другими элементами. Мятлик и калючелистник больше накапливает свинец. Коэффициент накопление по некоторым элементам марганца и молибдена в растениях умеренное. Но самое высокое накопление по всем элементам загрязнителей наблюдается у полыни. Учитывая повсеместное зарастание и накопитель тяжёлых и токсичных элементов, растение полынь можно использовать как растение индикатор.

Для формирования химического состава растений влияет одновременно несколько существующих факторов, из них можно разделить следующие виды:

-фактор физиологического действия, которое составляет процессы жизнеобеспечения растительности, и концентрация химических элементов происходит избирательно внутривидовом сообществе;

-фактор экологического действия, они связаны с условиями окружающей среды в.т.ч. климатическими почвенными и геохимическими, и другими, а также тип концентрации элементов в растениях, что определяется по физико-химическим процессам [179].

Таблица 3.13. - Коэффициент биологического поглощения растений $K_{\text{бп}}$ на территории Дигмайского хвостохранилище

Растения	Коэффициенты биологического поглощения							
	Mn	Ni	V	Cr	Mo	Pb	Zn	U
	max/min	max/min	max/min	max/min	max/min	max/min	max/min	max/min
Тутовник	1,81/0,5	1,2/0,3	0,3/0,3	0,7/0,3	-/-	10/1,1	2,2/1,2	3,0/3,0
Лох	-/-	0,3/0,3	0,8/0,3	0,6/0,3	1,4/1,0	10/2,5	2,0/-	3,1/
Виноград	1,6/0,3	1,2/0,3	-/-	0,8/0,3	-/-	20/2,1	-/-	5,2/3,2
Боялыш	-/-	1,2/0,3	0,3/0,2	0,3/0,1	-/-	33/10	1,7/1,1	3,1/1,1
Полынь	3,6/0,3	6,2/0,6	2,7/1,1	11/0,9	2,3/0,7	100/11	1,7/0,8	6,3/1,2
Лютик	-/-	1,0/-	1,0/0,3	5,0/0,3	2,0/1,0	10/2,0	2,0/1,0	1,0/0,3
Лук	-/-	1,0/-	1,0/-	0,3/-	-/-	3,0/-	1,0/-	0,3/-
Мятлик	0,7/0,2	1,2/0,2	0,4/-	1,1/0,2	2,4/1,1	33/2,0	0,6/0,3	3,2/0,3
Ранг	1,0/-	-/-	0,3/-	1,0/0,3	-/-	1,0/-	2,0/0,2	3,0/-
Колюче листник	1,2/0,6	3,0/0,3	0,3/-	0,8/0,3	2,5/	33/10	1,0/1,0	3,0/1,0

Механизм обогащения ионами металлов в растениях заключается в ионном обмене, а не в перемещении ионов в водном растворе. По результатам геохимического и биогеохимического отбора проб каждого отдельного вида растений, которые отобраны в процессе исследования, были рассчитаны минимальные и максимальные зависимости накопления ионов

растениями от их содержания в почве, при расчёте коэффициента биологического поглощения (таблица 3.14).

Таблица 3.14. - Содержание микроэлементов в золе растений по Дигмайскому хвостохранилищу

Элемент	Содержание, %				Коэффициент концентрирования, Кс		
	min	max	среднее	фоновое	min	max	Среднее взвешен.
Mg	0,4	3,21	1,62	3,22	0,32	1,22	0,53
Mn	0,034	0,52	0,24	0,016	1,92	31,2	20,4
Ni	0,0003	0,011	0,0032	0,0012	0,35	10,2	6,20
V	0,0012	0,016	0,007	0,0005	2,7	20,7	15,7
Cr	0,0018	0,0032	0,0021	0,0006	2,2	6,5	4,2
Zr	сл	0,0054	0,0031	0,00019	-	5,4	4,3
Cu	0,0011	0,015	0,008	0,0023	0,42	4,7	2,7
Pb	0,003	0,03	0,024	0,001	3,0	30,1	18,2
Zn	0,0011	0,052	0,031	0,0041	1,4	50,2	32,3
Ag	сл	0,00031	0,0002	0,00016	-	5,1	5,4
As	0,0036	0,0033	0,0034	0,00051	6,8	6,7	6,5
Sn	сл	0,00011	0,0001	0,00017	-	1,3	1,5
Mo	0,001	0,0053	0,0032	0,0019	1,4	5,8	3,70
Be	0,0006	0,0014	0,0009	0,00021	2,5	5,1	3,70
Cd	0,0002	0,0012	0,0006	0,0001	1,7	11	6,40
Co	0,0002	0,00051	0,0004	0,0005	0,251	1,5	1,4
U	0,0013	0,006	0,004	0,00051	2,7	10,1	6,3

Анализ по химическим образцам горных пород, также биогеохимические образцы проводились одинаково как литохимические на те же исследованные элементы [180-182].

Содержание элементов в растениях близко к содержанию пробы в почве: марганец, мышьяк и никель.

Микроэлементы в почвах ниже, чем содержание в растениях в т.ч.:

1) Молибден – содержание 1,5-2,5 раза выше в среднем содержании в растениях, чем в почвах. Кроме того, накопление молибдена происходит интенсивнее в растениях, когда в почвах его отсутствует в незначительном количестве, которые необходимо для проведения спектрального анализа. Накопление элемента кадмий схоже с молибденом;

2) Свинец – содержание в растениях в 6-11, и более раз выше, чем в почвах встречаются в некоторых видах растений.

Микроэлементы накапливаются и отличается:

1) Уран – содержание в растениях выше или равно почвенному;
2) Ванадий – содержание в растениях обычно ниже, чем в почвах;
3) Цинк – содержание в полыне, лохе, тутовнике и лютике чаще равно или выше почвенного. Виноград, катран, мятлик не накапливают цинк, а содержание его в почве достигает $5 \cdot 10^{-3}\%$.

Уран накапливается практически всеми видами растений, но более интенсивно деревьями, кустарниками полукустарниками, травянистыми многолетниками. Так, коэффициент биологического поглощения лоха, тутовника и винограда варьирует от 3 до 5, а в полыни достигает 6,5. В боялыше, катране, ключелистнике, мятлике и ранге равен 3.

Свинец наиболее интенсивно накапливается полынью ($K_{\text{бп}} = 10 \div 100$), калючелистником, боялышом ($K_{\text{бп}}$ варьирует от $10 \div 33$) и мятликом ($K_{\text{бп}} = 2 \div 33$). В процессе исследования установлено, что повышение концентрации свинца вызывает накопления других элементов.

Молибдена, например, в катране (коэффициент корреляции равен 0,4), цинка (коэффициент корреляции равен 0,58), хрома (коэффициент корреляции 0,67) и урана (коэффициент корреляции 0,67).

Кадмий накапливается растениями лишь на загрязненных участках хвостохранилища, причём его содержание превышает содержание кадмия в

среднем элементном составе золы наземных растений в 5-10 раз. Хорошо накапливают кадмий полынью и мятликом.

Содержания молибдена, цинка, циркония в среднем в растениях в районе хвостохранилища равны содержанию этих элементов в среднем элементном составе золы наземных растений. Молибден и цирконий хорошо накапливаются полынью, лютиком, мятликом, боялышом. Цинк концентрируется лютиком, полынью, ($K_{\text{бп}}$ варьирует от 2 до 6), плохо накапливают этот элемент виноград.

Необходимо отметить, что содержание мышьяка на всех ландшафтах в районе хвостохранилища и в других видах растений незначительно и составляет $3,0 \cdot 10^{-3}\%$, что в 6-10 раз выше его среднего значения в золе наземных растений. Биогеохимическая карта района Дигмайского хвостохранилища строилась на основе анализа содержания во всех видах растений, 4-х элементов загрязнителей U, Cd, Pb, и Zn с учётом экологических условий: характера рельефа, механического состава поверхностных отложений и господствующей розы ветров (рисунок 3.10).

На рисунке 3.10 представлены содержание основных элементов загрязнителей в составе растений. В пределах выделенных участков цифрами указываются крайние значения содержаний в растениях основных элементов загрязнителей, указывается множитель n произведения $n \cdot 10^{-3}$. Ниже приводится характеристика участков с указанием геохимического типа ландшафта, особенностей химического состава растений и техногенного влияния.

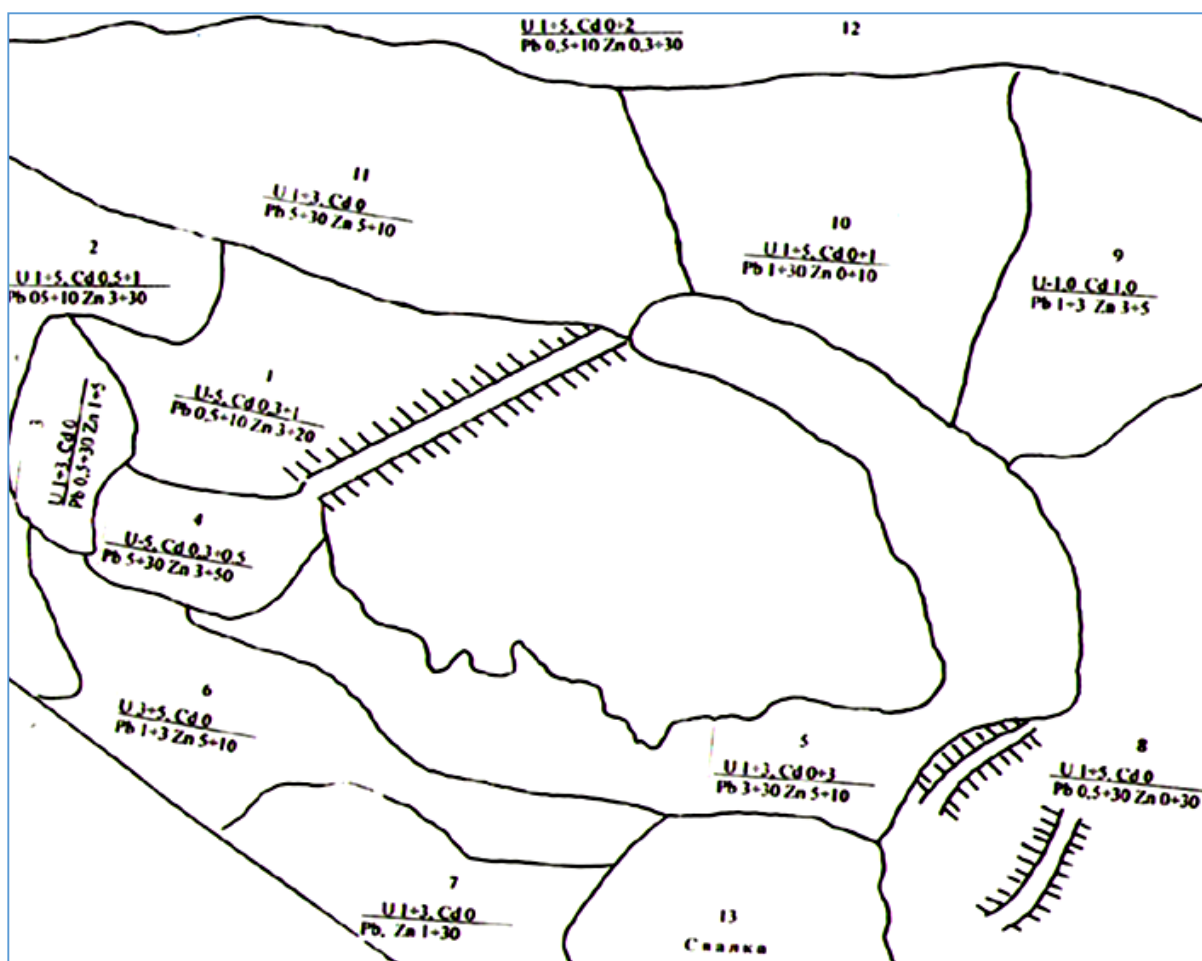


Рисунок 3.10. – Биогеохимическая карта района Дигмайского хвостохранилища в 2015-2020гг.

Участок №1. Представлен трансэлювиальным в районе плотины и трансаккумулятивным ниже по длине сая ландшафтами. В пределах трансэлювиального ландшафта содержания U, Cd, Pb и Zn во всех растениях высокие: U, в основном $3 \div 5 \cdot 10^{-3}\%$, Cd $0,3 \div 1 \cdot 10^{-3}\%$, Pb до 0,1%, Zn $5 \div 20 \cdot 10^{-3}\%$. Геохимические потоки транзитные, источником загрязнения является материал, из которого намывалась плотина и ветровой вынос пыли с поверхности хвостохранилища. Трансаккумулятивный ландшафт охватывает основное днище долины под плотиной эрозионные склоны левого борта этой долины. В пределах этого ландшафта содержание U достигает $5 \cdot 10^{-3}\%$, Cd $0,3 \div 1,0 \cdot 10^{-3}\%$, Pb $0,5 \div 10 \cdot 10^{-3}\%$, Zn $3 \div 20 \cdot 10^{-3}\%$. Причина загрязнения обусловлена пылением поверхности хвостохранилища и миграционными

геохимическими потоками с загрязненных склонов, находящихся в пределах ореола пылевого разноса.

Участок №2. Тип геохимического ландшафта и причины загрязнения те, что и на участке 1. Меняется содержание элементов – загрязнителей в растениях из-за периферийности поглощения: U, $1 \div 5 \cdot 10^{-3}\%$, Cd отсутствует в катране на некоторых точках и в других видах. В полыни его содержание составляет $0,5-1,0 \cdot 10^{-3}\%$. Содержание Pb и Zn в полыни находится в пределах $0,5 \div 10 \cdot 10^{-3}\%$ и $3 \div 30 \cdot 10^{-3}\%$ соответственно, а в других видах содержание Pb снижается до $3 \div 5 \cdot 10^{-3}\%$.

Участок №3. Представлен сочетанием элювиальных, трансэлювиальных и трансаквальных ландшафтов верховьев эрозионных склонов левого борта основной долины. Расположено в удалении от хвостохранилища. Содержание U изменяется в пределах $1 \div 3 \cdot 10^{-3}\%$, преобладает $3 \cdot 10^{-3}\%$. Cd не накапливается всеми видами растений. Средние значения Pb и Zn $1 \div 10 \cdot 10^{-3}\%$, при этом содержание Pb в полыни достигает $3 \cdot 10^{-3}\%$. Интенсивность пылевого загрязнения снижается на фоне увеличения влияния грунтовых и внутрипочвенных миграции элементов.

Участок №4. Сочетание элювиальных, трансэлювиальных и трансаквальных ландшафтов, находящихся в зоне преобладающего ветрового переноса техногенной пыли. Ландшафты представлены верховьями эрозионных склонов левого борта днища основной долины ниже плотины. Содержание элементов меняется от типа геохимического ландшафта и по мере удаления от плотины. Повышенные содержания U до $5 \cdot 10^{-3}\%$, Pb и Zn до $3 \cdot 10^{-2}$ и $5 \cdot 10^{-2}\%$ соответственно отмечается в полыне. Содержание Cd находится в пределах $0,3 \div 0,5 \cdot 10^{-3}\%$. Причины загрязнения обусловлены расположением в зоне основного пылевого разноса и геохимическими потоками, разносящими элементы загрязнителей вниз по склонам.

Участок №5. Включает южное, восточное и северное обрамление хвостохранилища. Южная и восточная часть представлены трансэлювиальными и трансаквальными ландшафтами нижних участков

эрозионных долин, примыкающих к хвостохранилищу, верховья которых находится в значительном удалении от основного источника загрязнения. Содержание U $1 \div 3 \cdot 10^{-3}\%$, Cd отсутствует, Pb $0,8 \div 3,0 \cdot 10^{-3}\%$, Zn в растениях отсутствует, кроме полыни, где его содержание достигает $5 \div 10 \cdot 10^{-3}\%$. Причины такого распределения элементов связаны с отсутствием пыления и транзитным положением миграционных потоков, формирующихся по склонам. Северная часть представлена элювиальным ландшафтом северного борта Дигмайской впадины. Содержание U $1,0 \cdot 10^{-3} \%$, Cd $0 \div 3 \cdot 10^{-3} \%$, Pb $3 \div 30 \cdot 10^{-3} \%$, Zn $5 \cdot 10^{-3} \%$. Причины загрязнения связаны с близостью к источнику и выносом песка (тяжёлых частиц) с поверхности хвостохранилища.

Участок №6. Данный участок представлен трансэлювиальными и трансаквальными ландшафтами средней части южных склонов впадины, обращённых в сторону хвостохранилища. Содержание U $3 \div 5 \cdot 10^{-3}\%$, Cd отсутствует. Pb $1 \div 3 \cdot 10^{-3}\%$, Zn $5 \div 10 \cdot 10^{-3}\%$. Причины загрязнения связаны с выносом пыли с поверхности хвостохранилища южными ветрами.

Участок №7. Участок представляет собой трансэлювиальными ландшафтами верхней части склонов южного обрамления Дигмайской впадины. Содержание U $1 \div 3 \cdot 10^{-3}\%$ Cd во всех видах растений отсутствует. Содержания Pb и Zn варьирует от $1 \div 30 \cdot 10^{-3}\%$ на супесчано-суглинистых почвах до $0,1 \div 1,0 \cdot 10^{-3}\%$ на щебнистых поверхностях. Загрязнение связано с выносом тонкодисперсного материала с поверхности хвостохранилища южными ветрами.

Участок №8. Характеризуется сочетанием элювиальных, трансаквальных ландшафтов. Содержание U $1 \div 3 \cdot 10^{-3}\%$ (виноград, лох, полынь $5 \cdot 10^{-3}\%$) на южной и восточной частях. В северной части содержание U не превышает $1,0 \cdot 10^{-3}\%$. Содержание Pb находится в пределах $0,5 \div 3,0\%$, Zn $0 \div 30\%$. Участок характеризуется минимальным уровнем загрязнения, что объясняется его удалённостью от источника загрязнения.

Участок №9. Сочетание трансаквальных и транэлювиальных ландшафтов. Содержание U и Cd не превышают $1,0 \cdot 10^{-5}\%$ в полини. Содержание Pb находится в пределах $1 \div 3 \cdot 10^{-3}\%$, а Zn $3 \div 5 \cdot 10^{-3}\%$. На участке преобладает миграционное загрязнение поверхностными грунтовыми и внутрипочвенными потоками с более загрязненных южных участков.

Участок №10. На участке отмечается сочетание транэлювиальных и трансаквальных ландшафтов. Содержание U $1 \div 5 \cdot 10^{-3}\%$, Cd $0 \div 1 \cdot 10^{-3}\%$, в полине до $3,0 \cdot 10^{-3}\%$. Содержание Pb $1 \div 30 \cdot 10^{-3}\%$, Zn $0 \div 10 \cdot 10^{-3}\%$, преобладает $3 \div 5 \cdot 10^{-3}\%$. Загрязнение обусловлено проливами вдоль пульпопровода и, частично, ветровым выносом пыли с поверхности хвостохранилища. В средней и северной частях участка преобладает миграционное загрязнение поверхностными, грунтовыми и внутрипочвенными миграционными потоками с участка №5.

Участок №11. Данная точка представлена сочетанием транэлювиальных и трансаквальных ландшафтов. Содержание U $1 \div 3 \cdot 10^{-3}\%$, Cd отсутствует, Pb в основном в пределах $5 \div 3 \cdot 10^{-3}\%$ при несколько завышенных значениях. В долинах составляет $5 \div 3 \cdot 10^{-3}\%$. Содержание Zn варьируется в интервале $5 \div 10 \cdot 10^{-3}\%$. Слабое загрязнение объясняется низкой интенсивностью пылевого заноса и смывом попадаемой пыли в пониженные элементы рельефа по каменисто-щебнистым склонам.

Участок №12. Характеризуется трансаккумулятивным ландшафтом. Содержание U $1 \div 5 \cdot 10^{-3}\%$, Cd $0 \div 2 \cdot 10^{-3}\%$, Pb $0,5 \div 10 \cdot 10^{-3}\%$, Zn $0,3 \div 30 \cdot 10^{-3}\%$. Отмечается резкое различие в содержаниях элементов-загрязнителей от одной точки наблюдения к другой, что объясняется влиянием локального загрязнения от аварийных проливов из пульпопровода совместно с миграционными потоками с верховьев эрозионных долин (участок №5).

Участок №13. Представлен городской мусорной свалкой и характеризуется техногенным ландшафтом. Составленная биогеохимическая карта района Дигмайского хвостохранилища позволит получить представление о масштабах пылевого загрязнения за счёт ветрового выноса

радиоактивного материала с поверхности хвостохранилища. Наиболее интенсивное загрязнение радиоактивными и тяжёлыми металлами отмечается в западной части территории (участки №№ 1, 2, 3, 4), что связано с рельефом местности и преобладающими направлениями ветра. Значительную роль в формировании ореола загрязнения играют физико-химические процессы, обуславливающие поверхностные, грунтовые и внутрипочвенные миграционные потоки элементов-загрязнителей, и их накопление в растениях.

Учитывая розу ветров, для сравнения загрязнённости почв и растений выбран северо-западный. Профиль №2 Дигмайского хвостохранилища в 2015 по 2020 году включён в таблицу 3.15.

Таблица 3.15. - Дигмайское хвостохранилище (Профиль №2). Контрольный профиль (почвенные пробы)
спектральный анализ

Точки отбора	Элементы, %															
	Mg	Mn	Ni	V	Cr	Mo	Zr	Cu	Pb	Ag	Zn	Sn	Be	Sr	Ba	U
1	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.005}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.0003}{0.01}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.002}$	$\frac{0.001}{0.01}$	$\frac{—}{0.0002}$	$\frac{0.003}{0.01}$	$\frac{—}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.0003}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.001}$
2	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.005}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.002}$	$\frac{0.003}{0.005}$	$\frac{—}{0.0002}$	$\frac{0.001}{0.02}$	$\frac{—}{0.003}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.02}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.001}$
3	$\frac{0.5}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.005}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.0007}{0.002}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{сл}{0.0002}$	$\frac{0.001}{0.002}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
4	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.005}$	$\frac{сл}{0.0002}$	$\frac{0.003}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.003}{0.001}$
5	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.003}$	$\frac{—}{0.0002}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
6	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.0007}{0.002}$	$\frac{0.001}{0.005}$	$\frac{—}{0.0002}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.005}{0.01}$	$\frac{0.02}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.001}$
7	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{сл}{0.005}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.0005}{0.002}$	$\frac{0.0003}{0.01}$	$\frac{—}{0.0003}$	$\frac{0.002}{0.01}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.005}{0.01}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
8	$\frac{0.5}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.0007}{0.001}$	$\frac{сл}{0.005}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.001}{0.005}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.005}{0.01}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.003}{0.001}$
9	$\frac{0.5}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.001}$	$\frac{сл}{0.0002}$	$\frac{0.001}{0.005}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.0003}{0.0003}$	$\frac{0.005}{0.01}$	$\frac{0.03}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.001}$
10	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{—}{0.003}$	$\frac{0.01}{0.003}$	$\frac{0.0008}{0.001}$	$\frac{0.0008}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.0002}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.01}{0.0003}$	$\frac{0.02}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.001}$

Примечание: Числитель – содержание в почве; Знаменатель – содержание в растений.

Биогеохимический профиль Б-1 расположен в северной части хвостохранилища. Он начинается непосредственно на насыпном склоне дамбы, затем протягиваясь на северо-запад, перепекает конусы выноса эрозионных ложбин низкогорий восточных и юго-восточных экспозиции. В северной части профиля под дамбой преобладает эфемерово-эфемероидные сообщества, а на склонах эфемероидово-полынные (рисунок 3.11).

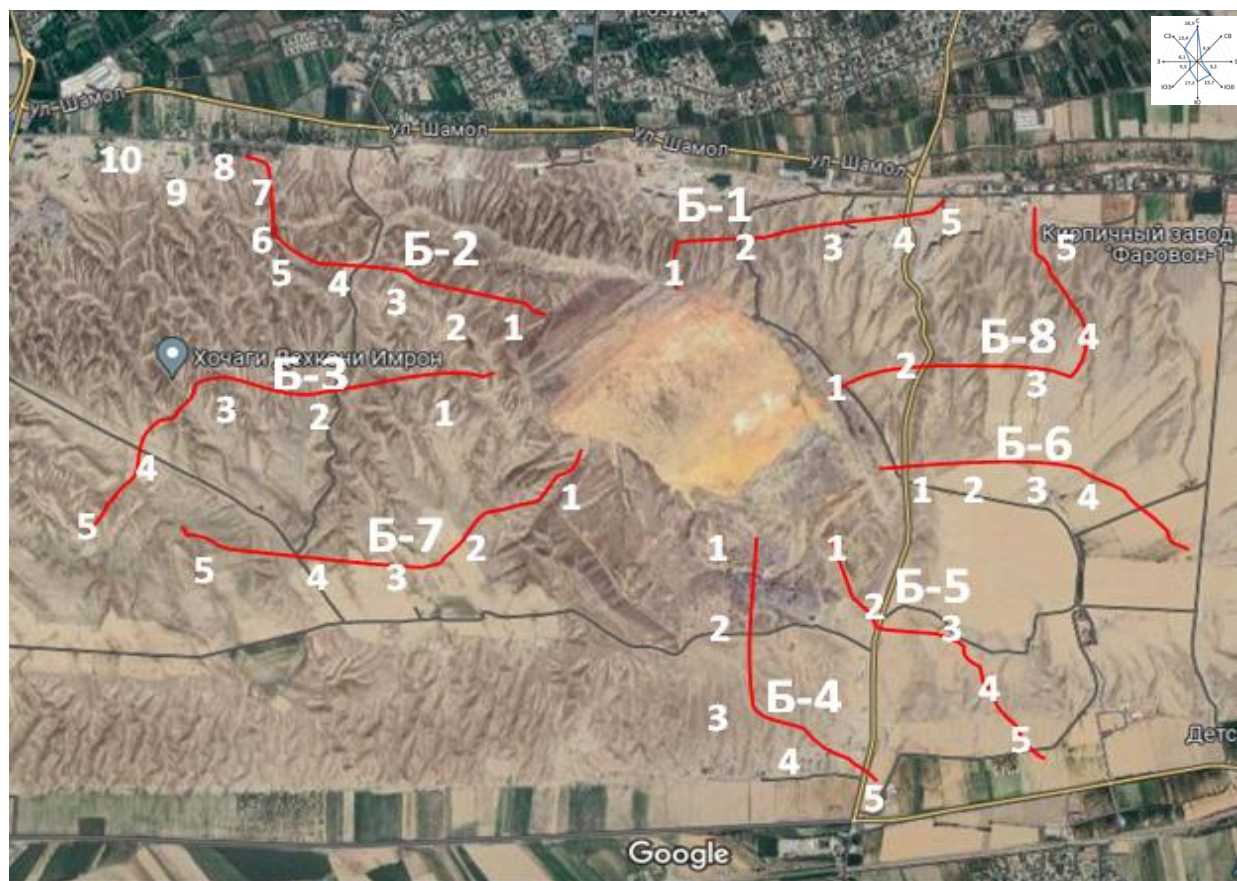


Рисунок 3.11. – Расположение профилей и точек отбора проб Дигмайского хвостохранилища в 2020 г.

Почвы супесчаные, часто поверхности щебнистые. Выявлен анализ накопления микроэлементов различными видами растений, на различных экспозициях на протяжении всего профиля. Сравнительный анализ содержание в почве показан на профиле Б-1 (1,1; 1,2; 1,3; 1,4; 1,5)(рисунок 3.12).

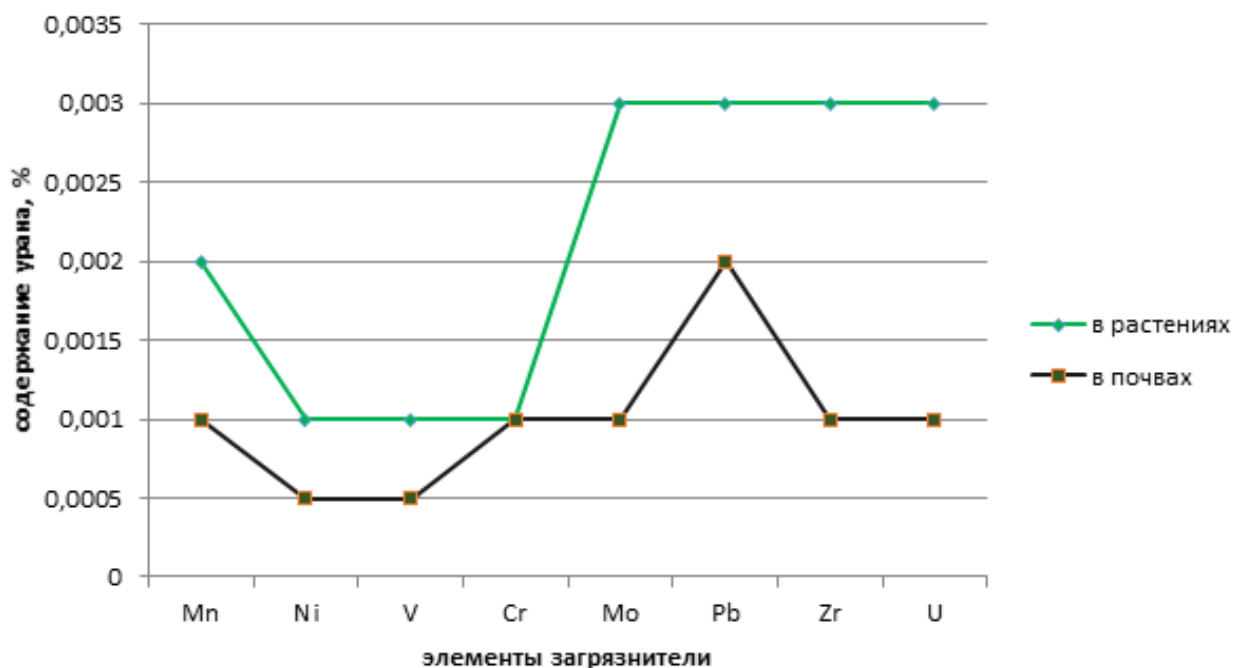


Рисунок 3.12. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах в профиле Б-1

В скобке данные содержание элементов в 2015 г.

1. На участке профиля точки: 1, 2, 3, 4, 5 содержание урана в полыни 0,002%, в почве 0,001-0,003% (0,003), в мятлике 0,001% и катране - 0,001% (0,005%)

2. На транзитном участке и лощине содержание урана (точки 2, 4, 5) в полыни 0,001% (0,003%). На аккумулятивном склоне северо-восточной экспозиции (т.1, 2) в полыни составляет 0,001% (0,005%), в мятлике - 0,002%, в катране 0,001% (0,002%). На ветреном склоне восточной экспозиции (т.3, 4, 5) в полыни составляет 0,001-0,002% (0,003-0,005%), мятлике 0,001-0,002% (в почве 0,001-0,003%). По всем видам растений наблюдается снижение содержания урана по сравнению с содержанием определённым в 2015 г. исследований. Высокое содержание свинца отмечено возле дамбы в полыни 0,001-0,003% в почве (0,01%). На транзитных участках склона северо-западной экспозиции, его количество снижается до 0,001%. На ветреных склонах юго-восточной экспозиции оно уменьшается до 0,0001%.

В мятлике содержание свинца у дамбы составляет 0,002% в почве 0,002-0,005%, на транзитном участке склона под дамбой оно снижается до 0,0005% (0,001%), на транзитном участке склона северо-восточной экспозиции до 0,001% (0,003% до 0,005%) уменьшаясь вновь на аккумулятивные участки и ветреных склонах от 0,0005% до 0,0001% (0,001% до 0,0003%).

Катран хуже накапливает свинец, чем полынь и мятлик. Максимальная концентрация 0,001% (0,0004%). Этот элемент отмечен на транзитном участке и в ложине. В полыни и мятлике отмечался меньшее содержание свинца в 2020 г. по сравнению с исследованиями в 2015 г.

3.Цинк в растениях почти не обнаружен, предел обнаружения 0,001%.

4.Кадмий в растениях не обнаружен, предел обнаружения 0,001%).

5.Содержание молибдена в полыни под дамбой составляет 0,001-0,003%, в почве 0,001-0,005%, а на аккумулятивной части склонов составляет 0,003% (0,001%). На ветреных склонах восточной экспозиции его содержание снижается до пределов чувствительности спектрального анализа 0,001%.

Содержание молибдена в полыни по результатам исследований 2020 г несколько выше в юго-восточной части профиля, чем по данным 2015 года исследований.

Молибден в мятлике, на участках, расположенных ближе к дамбе, снижается довольно активно, его содержание составляет от 0,001% до 0,002% (0,003-0,004%).

Катран концентрирует молибден возле дамбы на транзитном участке 0,003% (0,001%), хорошим концентратором этого элемента является, также лук - 0,004% (0,005%).

6.Цирконий в полыни не обнаружен. Содержание этого элемента в костре и ячмене составляет 0,003% (0,001% до 0,005%). Наблюдается увеличение содержания циркония в мятлике по сравнению данным 2015 г. с 0,0006% до 0,003% и не обнаружении его в полыни в 2020 г.

7. Ванадий в растениях не обнаружено, предел обнаружения 0,001%, (0,001% до 0,003%).

8. Содержание хрома не обнаружено, предел обнаружения 0,001%.

9. Уровень гамма-излучения у дамбы завышенный в 3 раза от фонового. На транзитном участке склона его значение составляет 1,0-1,2 мкЗв/ч. На аккумулятивной части склона северо-восточной экспозиции регистрируются значения 1,8 мкЗв/ч, далее к северо-западу оно снижается 0,5-0,8 мкЗв/ч.

Как видно из рисунка 3.13 на 1 участке профиля у дамбы точки 1, 2, 3, 4, 5 отмечено повышенное содержание и накопление:

- урана в полыни, мятлике и катране;
- свинец в полыни и мятлике;
- молибден обнаружено в полыни.

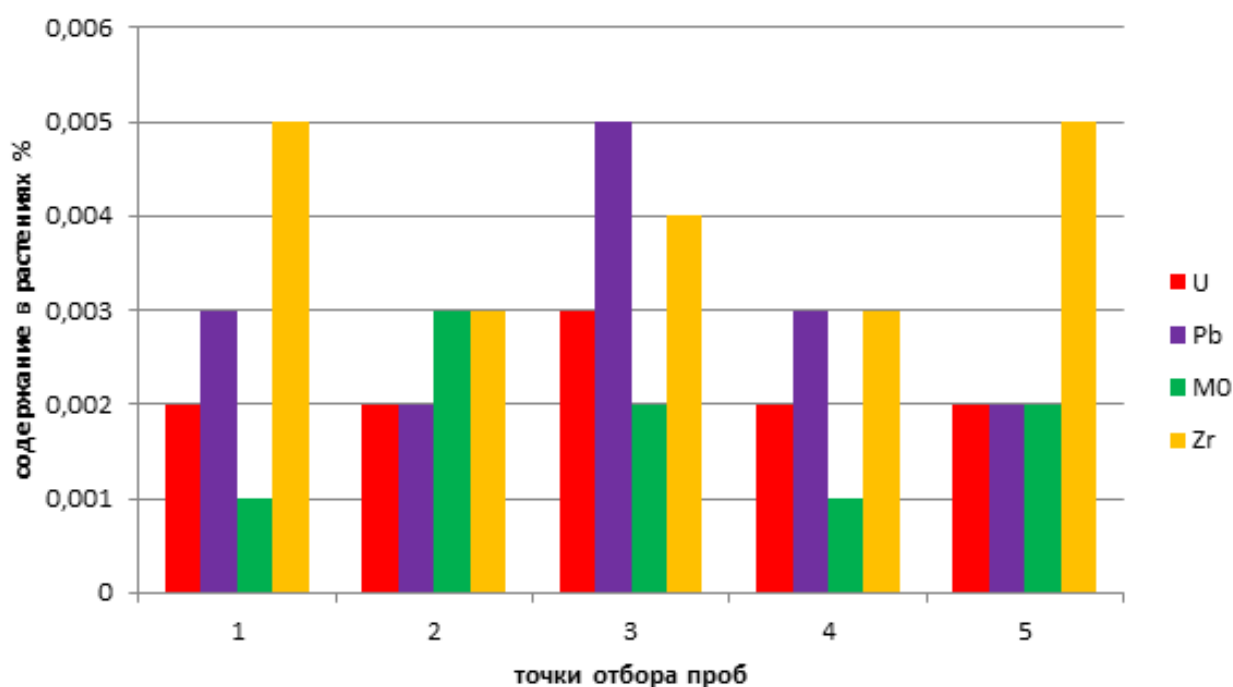


Рисунок 3.13. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях (%) в профиле Б-1

На участке точки 3, 4, 5 (транзитный участок склона под дамбой) содержание:

- урана- в полыни и мятлике;

свинца - в катране, полыни и мятлике;

молибден - в полыни;

циркония - в мятлике не обнаружено.

На 3 участке, (лощина) содержание:

урана - в мятлике, полыни;

свинца - в катране и полыни;

молибдена - в полыни;

циркония - в мятлике.

На 4-ом участке, (аккумулятивная часть склона северо-восточной экспозиции) происходит накопление:

урана - в полыни, мятлике;

свинца - в катране и полыни;

молибден - в полыни.

На 5-ом участке, (на ветреных склонах восточной экспозиции), накапливаются:

свинец - в полыни;

уран - в полыни, катране;

молибден - в полыни.

В разных видах растений на точках профиля наблюдается снижение содержание свинца, урана и молибдена по данным 2020 года по сравнению с результатами исследований начала 2015-х годов.

Накопители микроэлементов:

полынь- урана, молибдена, свинца;

мятлик - цирконий, свинца;

катран - свинца и урана.

Повышенный уровень альфа- и гамма-излучения отмечается у дамбы и на аккумулятивной части склона северо-восточной экспозиции, а на ветреной части склона уровень их ближе к фоновому.

Содержание элементов в растениях на профиле Б-1 в сравнении с содержанием элементов в пробах идентичных растений, отобранных в

предгорьях в районе п. Шахристан, где заведомо известно об отсутствии влияния производственной деятельности человека на природную среду повышенное.

Биогеохимический профиль Б-2 протягивается от северо-западного края дамбы на запад, пересекая на своём пути несколько глубоких эрозионных долин. По линии профиля встречаются участки расположенных водоразделов и узкие днища, в большинстве случаев распаханые. Профиль пересекает преимущественно полынно-мятликовые и эфемероидово-полынные сообщества (рисунок 3.14).

Анализ распределения элементов в различных видах растений и почв на разных элементах рельефа профиля показан на профиль Б-2.

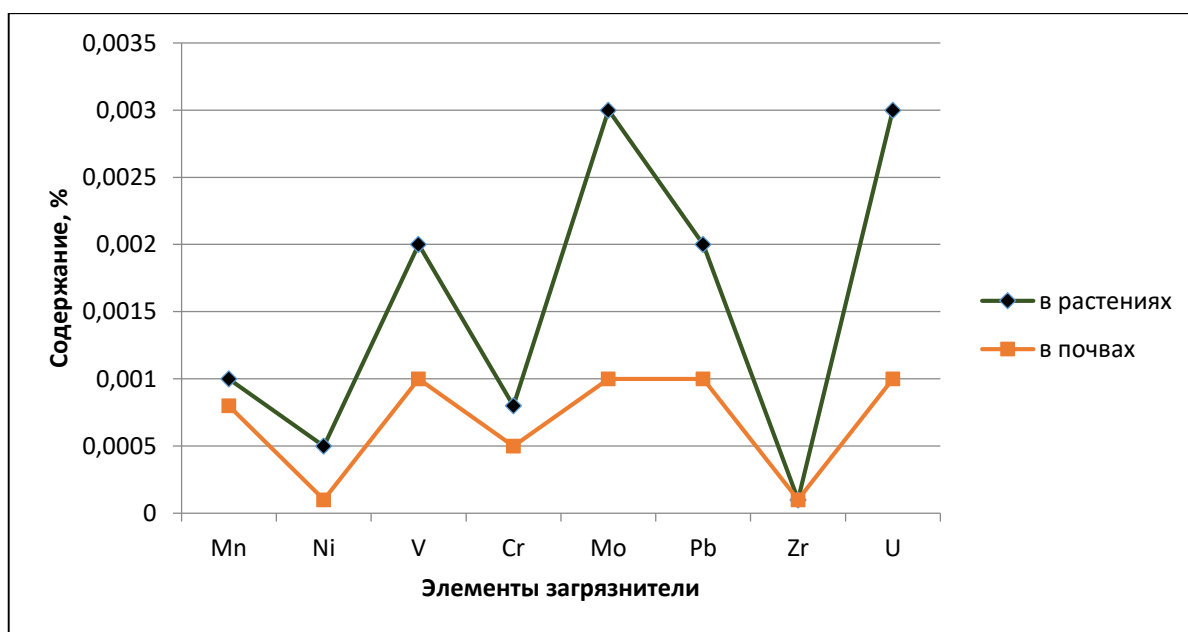


Рисунок 3.14. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах в профиле Б-2

В скобках данные 2015 года: содержание урана на дамбе в ячмене до 0,003% в почве 0,001-0,003%, свинца - 0,002% (0,0005-0,002%), молибдена - 0,001-0,003 (0,03-0,05%), ванадия - 0,001-0,003% (0,003%).

Цирконий в растениях не обнаружено, предел обнаружения 0,001%.

1. На точках под дамбой (т.1, 2) хвостохранилища содержание:

а) в полыни: уран - 0,002% (0,003-0,005%), в почве 0,001-0,003%
цинк - не обнаружен, цирконий в растениях не обнаружено (менее 0,001%);

свинец - 0,002% (0,001-0,003%), молибден 0,001-0,003% (0,001-0,03%),

б) в мятлике – уран - 0,001% (0,001-0,003%), молибден - 0,003% (0,003-0,03%);

в) в катране уран - 0,001-0,003% (0,005%), содержание свинца не обнаружено (предел обнаружения 0,001%), ванадий - 0,001% (0,001%).

На 2 участке транзитных ландшафтах склонов западной экспозиции хорошо накапливаются следующие элементы:

а) в полыни – свинец - 0,002% (0,0005%), уран – 0,001% (0,003%),

ванадий - 0,001% (0,003%), цирконий не обнаружено.

Молибден - 0,002% (0,001%).

б) в мятлике - свинец 0,001% (0,01%), уран - 0,001% (0,003%),

цинк, цирконий, ванадий в растениях не обнаружено.

На 3 участке профиля в аккумулятивных ландшафтах западной экспозиции завышено содержание:

а) в полыни - уран 0,001%, (0,005%), свинец - 0,003% (0,005%), молибден 0,0002%;

цинк и цирконий в полыни не обнаружено (предел обнаружения 0,001%);

б) в мятлике уран - 0,001% (0,002%), свинец - 0,003% (0,003%);

молибден - 0,002% (0,005%).

в) в катране: молибден - 0,001% (0,002%), уран - 0,001% (0,002%).

На 4 участке профиля на транзитных ландшафтах склонов восточной экспозиции повышенное содержание элементов:

а) в полыни - уран 0,001% (0,003%), свинец – 0,001% (в почве 0,005%),

молибден - 0,003% (0,001%), цирконий, цинк и ванадий не обнаружено.

На 5 участке профиля на аккумулятивных ландшафтах склонов восточной экспозиции активно накапливаются:

- а) в полыни - свинец 0,003% (0,003%), уран 0,001% (0,003%);
- б) в мятлике - свинец 0,002% (0,001%), молибден-0,001-0,003%;
уран - следы (0,001%), ванадий, цирконий и цинк не обнаружены;
- в) в катране - следы ванадия и урана (0,001%, и менее);

На 6 участке профиля на транзитных участках северной экспозиции повышена концентрация элементов:

- а) в полыни - свинец 0,001% (0,03%), молибден 0,001% (0,003%), уран - следы 0,0001 и менее (до 0,001%), цирконий не обнаружено;
- б) в мятлике - свинец не обнаружен, молибден 0,002% (0,003%), -
уран - следы (0,001%);
- г) в катране - свинца 0,001% (0,0008%).

Таким образом, на начальном участке наблюдается значительное загрязнение растений по сравнению с данными 2015 г в скобках.

Повышение содержания элементов (до 0,005-0,01%) наблюдается в следующих растениях:

уран - в ячмене, свинца и молибден в камыше (на дамбе).

На 6 участке профиля накапливается уран в полыни, катране.

На 7 участке профиля уран и свинец выше, чем на предыдущем, ванадий отмечено в катране, а также наличия циркония и цинка в растениях не обнаружено.

На 8 участке профиля уран накапливается во всех видах растений почти одинаково, свинец больше накапливается в мятлике.

На 9 участке профиля 2, в основном накапливаются свинец и молибден.

На 10 участке отмечено высокое содержание свинца в мятлике и полыни, в катране обнаружены следы ванадия.

Как видно из рисунка 3.15 наблюдается накопление урана и свинца почти во всех точках, это связана с рельефом местности и преобладающими направлениями ветра.

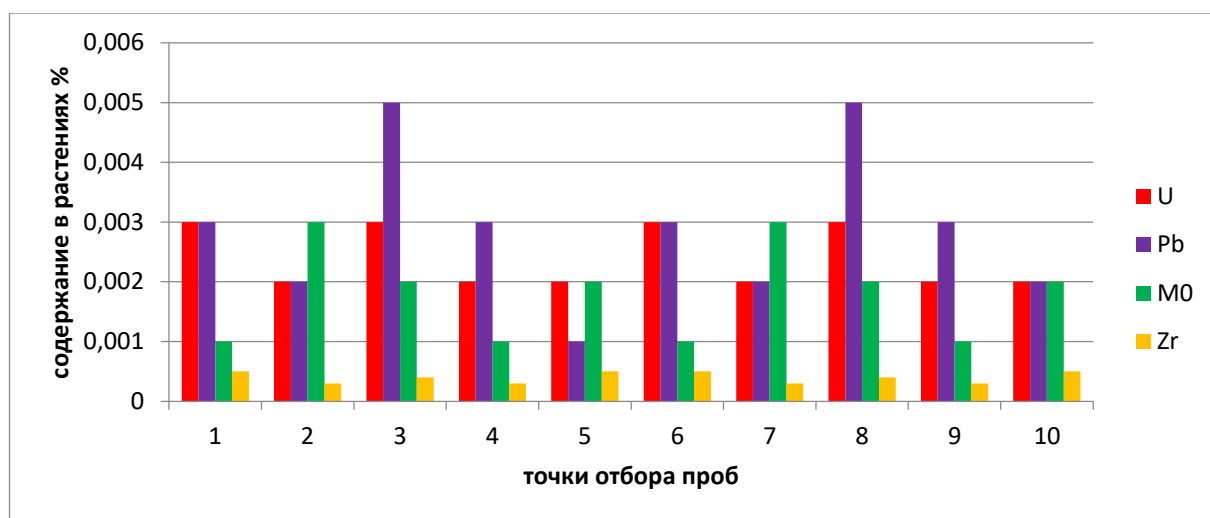


Рисунок 3.15. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях (%) в профиле Б-2

1.Повышенное содержание урана в различных видах растений отмечено под дамбой.

2.Высокое содержание свинца и молибдена наблюдается на транзитном склоне северной экспозиции.

3.Содержание кобальта, цинка и циркония в растениях достаточного для чувствительности спектрального анализа не обнаружено.

4.На аккумулятивной части склонов отмечено повышенное содержание свинца и молибдена, по-видимому, это связано с пылевым развеиванием песчаных фракций на хвостохранилище и последующим размыванием их к понижениям.

5.Растения - концентраторы: полынь – уран, свинец, молибден;мятлик – свинец, уран, молибден;катран – уран, молибден, ванадий.

6.Содержание всех элементов по данным исследований 2020 года уменьшилось (кроме молибдена и свинца) по сравнению с данными 2015 г до 3 раз, уменьшение отмечается по мере удаления по профилю от хвостохранилища.

Профиль Б-3 располагается в северо-восточной части исследуемого района. Профиль проложен на сильно пересечённой местности. Наряду со сложным мезо- и микрорельефом отмечался частая горизонтальная смена

механического состава почв, на водоразделах, верхних и средних частях склонов восточной и северо-восточной экспозиции отмечаются сильные ошесбнение поверхности светлых серозём. По западным склонам формируются светлые серозёмы.Естественная растительность представлена эфемероидово-полынными сообществами с степенью зарастания 40-60%.

Профиля находится в стороне от влияния хвостохранилища по розе ветров. Основным техногенным фактором загрязнения по профилю служит пульпопровод, по всей вероятности ореолы загрязнения отмечено в местах нарушения его целостности.В точках отбора растительных проб взяты на анализ и почвенные образцы (верхний поверхностный слой) профиль Б-3 (рисунок 3.16).

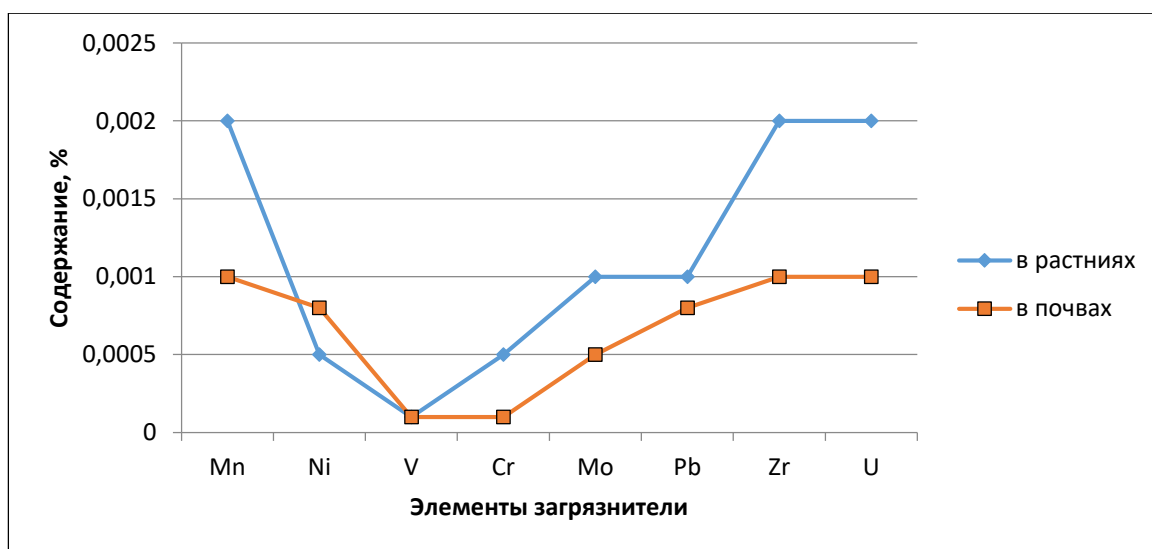


Рисунок 3.16. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах в профиле Б-3

Как показывают рисунок 3.16, в трансаквальных ландшафтах верхних склонов щебнистой поверхности слаборазвиты серозёмы. Наблюдается заметное снижение урана по данным 2020 г. по отношению 2015 г. во всех видах растений. Содержание других элементов по остальным видам растений, также пониженное. Исключение составляет полынь.

Во многих случаях в трансэлювиальных ландшафтах склонов западной экспозиции и северо-западной экспозиции наблюдается заметное завышение Pb и Mo в полыни, в других видах растений такая закономерность отсутствует. Повышенное содержание Mo отмечено в катране. В мятлике содержание Mo в значительно выше, чем для полыни и катрана рисунок 3.16.

В трансаквальных (т.3, 4, 5) ландшафтах днищ, лощин и нижних частях склонов наблюдается повышенное содержание Pb в полыни, однако содержание Mo по мере удаления от хвостохранилища заметно снижается в полыни и мятлике. Заметное снижение Pb отмечено, также в полыни и катране. По содержанию урана в этих трёх видах растений чёткой закономерности для различных геохимических ландшафтов установить не удалось. Следует отметить, что содержание циркония и ванадия ни в почвах, ни в растениях в пределах чувствительности спектрального анализа не обнаружено (рисунок 3.17).

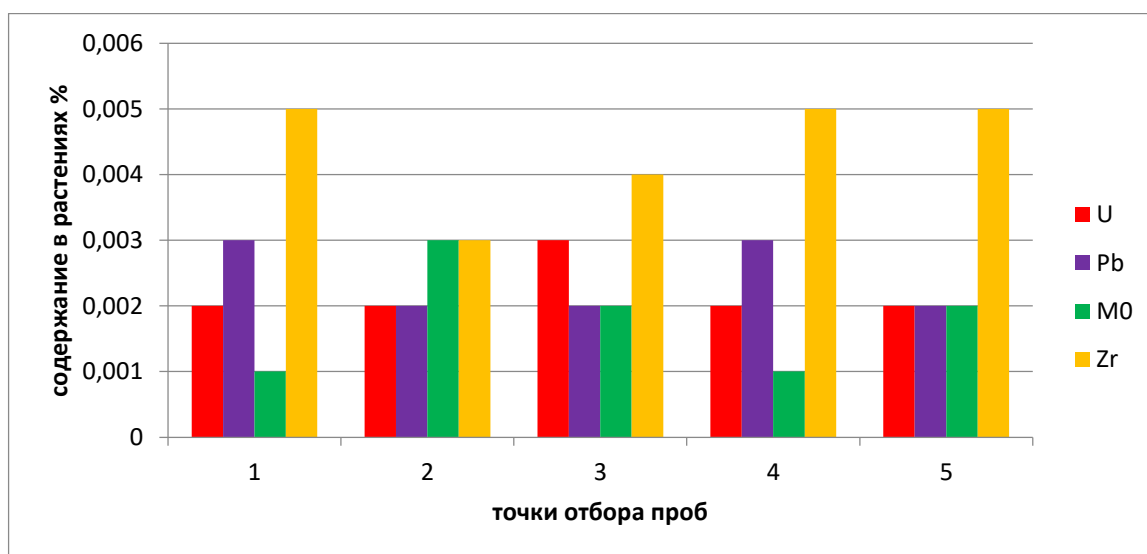


Рисунок 3.17. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях (%) в профиле Б-З

Содержание урана 0,001-0,002% (0,002%) в полыни. У катрана наблюдается заметное снижение урана (0,001-0,002%) его по мере удаления от хвостохранилища.

Самое высокое содержание молибдена на трансаквальном участке (т.4) в полыни 0,003-0,005% (0,003%), а в т.2 – 0,0002% и в катране т.3 – 0,003%. В почвах 0,001% (т.1) и 0,003% т.3 до т.8. На профиле в восточной его части (т.2 и 5) в катране отмечается высокое содержание циркония.

Высокий уровень гамма-излучения зафиксирован в (т.1.) 18 мкЗв/ч на (т.3) 0,7 мкЗв/ч, самое низкое значение в т.5.

Таким образом, на профиле Б-3 отмечалась высокое содержание молибдена. У полыни от места к месту заметных изменений в содержании не наблюдалось хотя по данным в 2015 году у полыни и катрана содержание урана, относительно повышенное 0,0023-0,003%.

Профиль Б-4 расположен в южной части исследуемой площади, он расположен юга на север верховьев одной из эрозионных долин сая и пересекает обращённый к хвостохранилищу южный борт впадины. Естественная растительность представлена эфемероидово-полынные сообщества. Профиль заканчивается на сельхозугодиях. Уровень гамма-излучения на при фоновых составляет 0,1-0,2 мкЗв/ч, имеет максимальное значение 0,25-0,35 мкЗв/ч. Минимальные значения регистрируются в верховьях, где оно составляет 0,15 мкЗв/ч.

Вариации содержания элементов в отобранных видах растений наблюдается по Ni, U и Pb. Содержание урана на трансаквальном участке (т.1), расположенного ближе к платине в полыни и катране составляет 0,001% (0,001%) (рисунок 3.18).

Свинец накапливается на субаквальном участке (т.4, 5) довольно активно в полыни, его содержание составляет 0,001% (0,002%), в мятлике (т.6) 0,003%. Это связано с экспозиционными условиями. Связь содержания элементов с уровнем гамма - излучения не наблюдается.

Наибольшее содержание Ni приурочено к верхней части склона и к средней части долины. По содержанию урана в полыни оно составляет (т.5) 0,002% и (т.6) в мятлике 0,003% (в почве не обнаружено).

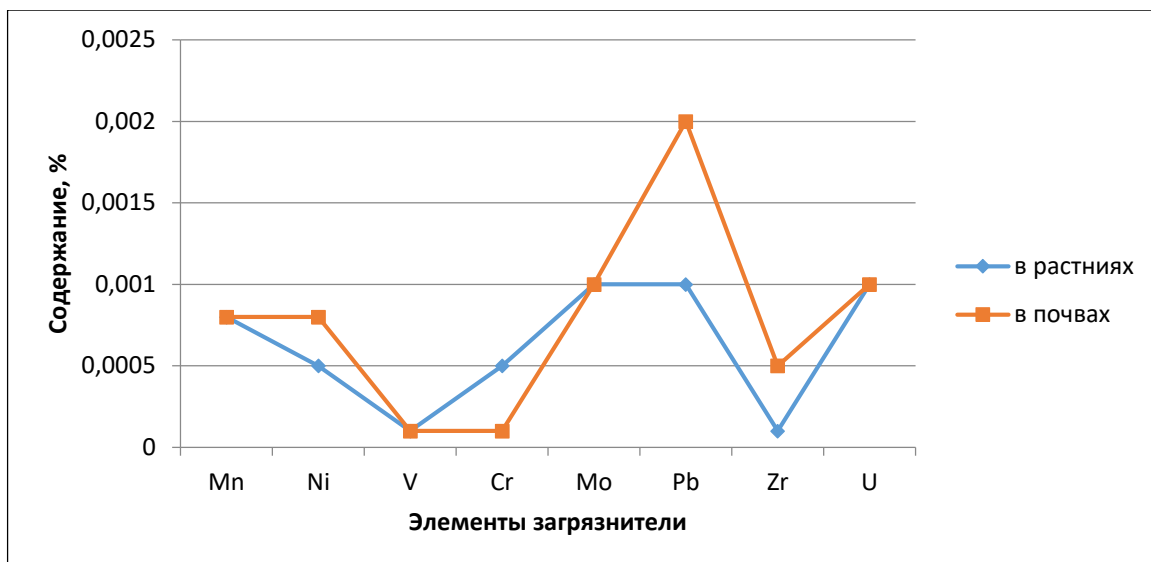


Рисунок 3.18. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах в профиле Б-4

Наблюдается явно противоположная тенденция. Если в полыни возрастание содержания элемента приурочено к верхней и нижней части долины, а некоторый спад в середине долины, в катране картина распределения более простая. В верховьях и середине долины значения U в полыни с приближением к телу хвостохранилище одинаковые, а у других видах растений наблюдается (катрана, мятлика) схожая картина (рисунок 3.19).

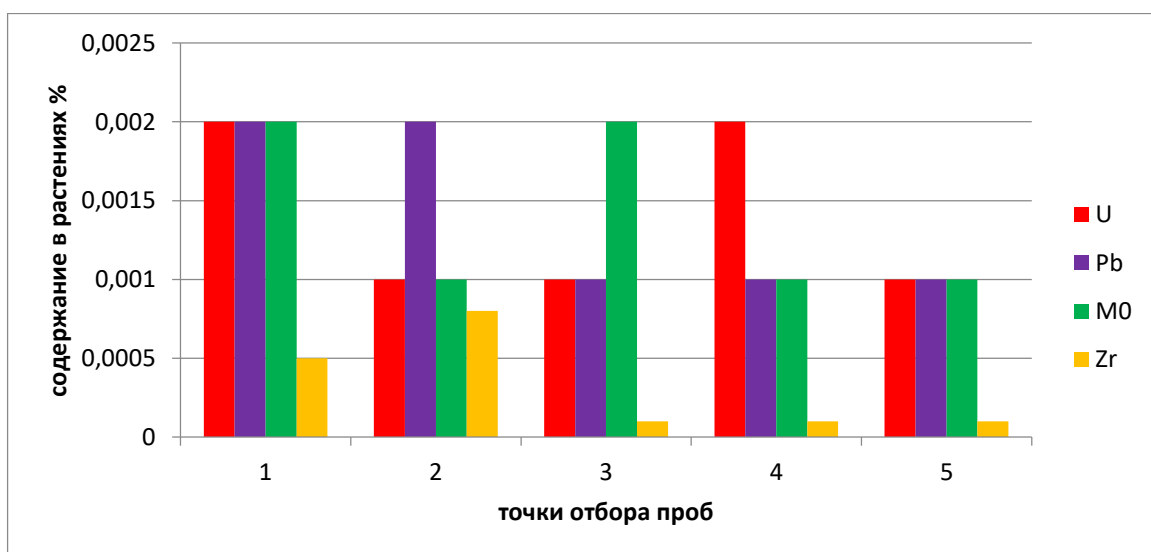


Рисунок 3.19. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях (%) в профиле Б-4

Содержание Pb в мятлике на склонах повышенное, в средней и нижней части низкие значения. В полыни с приближением к хвостохранилищу содержание свинца уменьшается. Содержание урана в полыни по сравнению с исследованиями 2015 г заметно снизилось (т.1, 2, 3) до 0,001%, и ниже. Высокое содержание никеля и свинца отмечено в полыни на транзитном склоне северной экспозиции. Содержание кобальта, цинка и циркония в растениях достаточного для чувствительности спектрального анализа количества не обнаружено. На аккумулятивной части склонов отмечено повышенное содержание свинца и никеля в мятлике, это связано с пылевым развеиванием песчаных фракций из хвостохранилища. Высокий уровень гамма-излучения наблюдался в т.1, 2 это скорее всего влияния хвостохранилища.

Профиль Б-5 расположен на юге от хвостохранилища. Оно начинается с южного водораздела, опускается к югу от хвостохранилища и далее поворачивает к востоку, пересекая при этом ряд эрозионных долин в нижней части южных склонов котловины хвостохранилища. Участок профиля сильно пересечён. Ландшафтно-геохимическая структура профиля включает элювиальные аквальные ландшафты различных высотных уровней (рисунок 3.20).

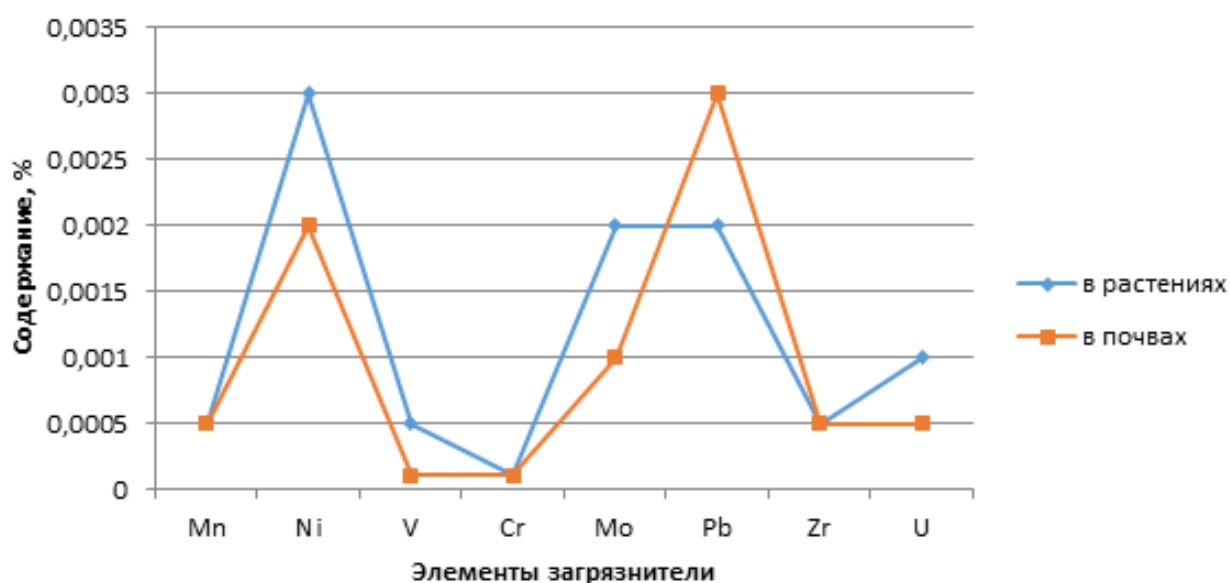


Рисунок 3.20. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах в профиле Б-5

Почвенно-растительный покров довольно пёстрый, но преобладают эфемероидово-полынные и эфемерово-эфемероидовые с полынью сообщества. В зону профиля входят как загрязненные участки зональной естественной растительностью, так и явно антропогенный ландшафт мусоросвалка, отрицательный в экологическом и химическом смысле фактор.

В отношении картины к гамма-излучению наблюдается следующая закономерность: повышенный уровень на поверхности связан непосредственно спляжной полосой хвостохранилища 1,8-1,5 мкЗв/ч, во всех других периферийных участках гамма-излучения ниже 0,7 мкЗв/ч.

В накоплении растительностью и почвы элементов-загрязнителей закономерности не отмечено. Однако по Mo, Pb, Ni и U у полыни в особенности замечено снижение этих элементов в т.4 и 5 где уровень гамма-излучения минимальный.

Несмотря на наветренное положение этой точки по отношению к основному источнику загрязнения (хвостохранилища), такое снижение объяснено щебнистостью этого транзитного участка. Наибольшие значения по накоплению наблюдается у полыни и в мятлике по Pb (0,001%-0,005%) в почве 0,003%. Содержание Ni в полыни составляет 0,003%, Co, Zn и V в растениях в достаточном количестве для чувствительности спектрального анализа не обнаружены. Наибольшее значение элементов определено в сообществах на склонах обращённых к дамбе. По содержанию урана существенных изменений в полыни и в мятлике не обнаружено. По Ni содержание у полыни 0,002% (0,001%) в трансаквальных ландшафтах, в трансэлювиальных снижается 0,0005% (0,002%) в почве 0,001%.

В катране на протяжении всего профиля постоянно низкое его содержание, мятлике никель не обнаружен, (предел обнаружения 0,001%).

Содержание Mo в полыни вниз по склону значительно падает, у берегов и в днищах южного борта хвостохранилища 0,002% даже ниже 0,001%. У мятлика картина распределения схожая. Кобальт в растениях не обнаружен. Содержание Pb в полыни у тела хвостохранилища повышенное,

на водоразделе понижение и вновь повышение в средней части, далее опять понижение свинца в полыни. В мятлике по содержанию элемента на водоразделе наблюдается понижение. Содержание Ni в почве не обнаружено, в полыни – 0,002%, т.7 до (0,001%) (рисунок 2.21).

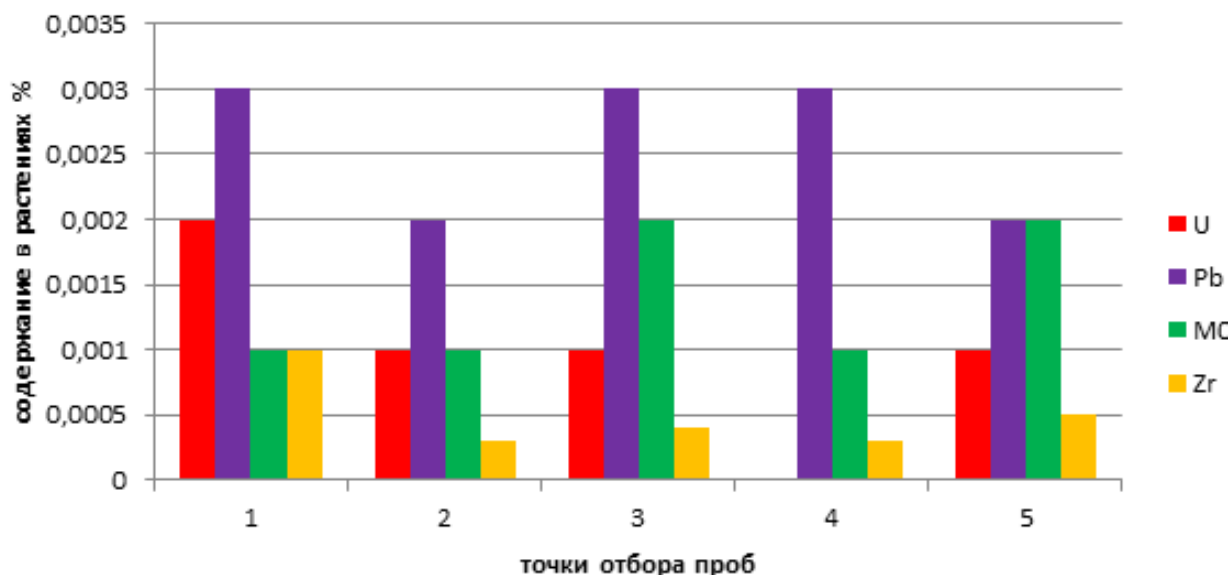


Рисунок 3.21. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях (%) в профиле Б-5

Таким образом, содержание элементов в профиле Б-5 по отношению данных 2015 года не значительно меняется. Но в полыни содержания свинца и никеля повышалось. По остальным элементам содержание идентично как в профиле Б-4.

Биогеохимический профиль Б-6 пролегает в северной части хвостохранища. Он начинается на склоне северо-восточной экспозиции под трубопроводом. Ландшафтно-геохимическая структура участка включает трансаквальные, субаквальные и трансэлювиальные ландшафты. В растительном покрове на профиле преобладают эфемероидово-полынные сообщества. Повышенный уровень гамма-излучения на профиле связан с утечками из трубопровода, под трубопроводом на 1-точке участка гамма-излучение составляет 1,1 мкЗв/ч, на аккумулятивной части склона повышение уровня гамма-излучения составляет (т.2, 4) 1,5 мкЗв/ч.

Содержание урана в катране 0,003% (0,001%) свинца и цинка не обнаружены. Молибден в полыни на т.4 составляет 0,001% (0,001%). На трансаквальных участках сая содержание свинца, цинка и ванадия, достаточного для чувствительности спектрального анализа, не обнаружено (рисунок 3.22).

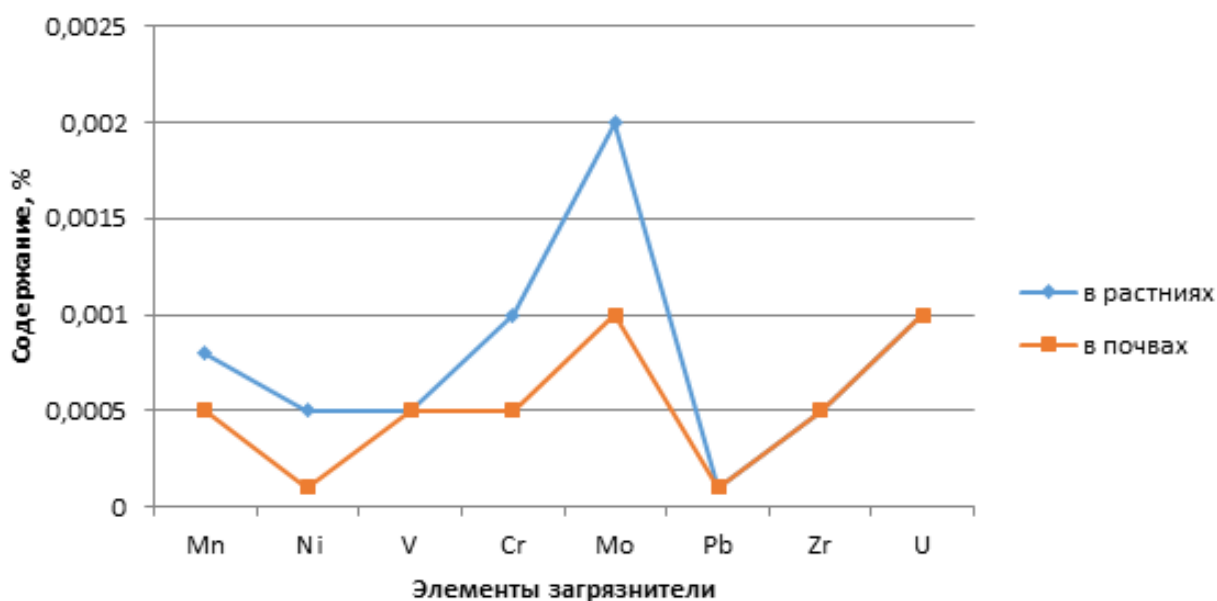


Рисунок 3.22. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах в профиле Б-6

Как видно из рисунка 3.22 содержание Мо на протяжении всего профиля накапливает полынь и катран. Его содержание составляет 0,001% и выше, непосредственно под трубопроводом на остальных участках концентрация этого элемента в катране составляет 0,0006%. В этом профиле содержание элементов-загрязнителей в растениях низкое, не считая старый трубопровод, где произошла утечка, имеется пятно загрязнения. Основным накопителем молибдена и урана является полынь, что по данным 2015г его содержание соответствует 0,001-0,005%, а по отношению 2020 года его содержание снизилось почти в два раза.

Профиль Б-7 расположен в восточной части изучаемой площади, он протягивается с юга на север вдоль склона водораздела. Естественная растительность представляет эфемероидово-полынными сообществами,

соседствующим на востоке участками садов и виноградников. Особенность этого профиля состоит в его значительном удалении от дамбы. Учитывая розу ветров, на участке не происходит значительное накопление микроэлементов в западном и северо-западном районе. Последнее обстоятельство повлияло и на уровень гамма-излучения (0,3 мкЗв/ч) по которому можно считать относительно чистым. Содержание урана в полыни, мятлике, в почве составляет 0,001%, и ниже замеров в 2015 г в 2 раза ниже. Циркония, никеля и свинца в растениях на уровне чувствительности, анализа в почве не обнаружены.

Профиль Б-8 расположен в северной части исследуемой площади. Он проведён с запада на восток по подножью северного склона вдоль дороги. Горизонтальное расчленение склона довольно частое, но относительно перепады небольшие (1-10 м). Склон находится вне зоны влияния хвостохранилища, однако по нему проложен трубопровод, вдоль которого заметно пятно загрязнения в результате аварийных проливов (рисунок 3.23).

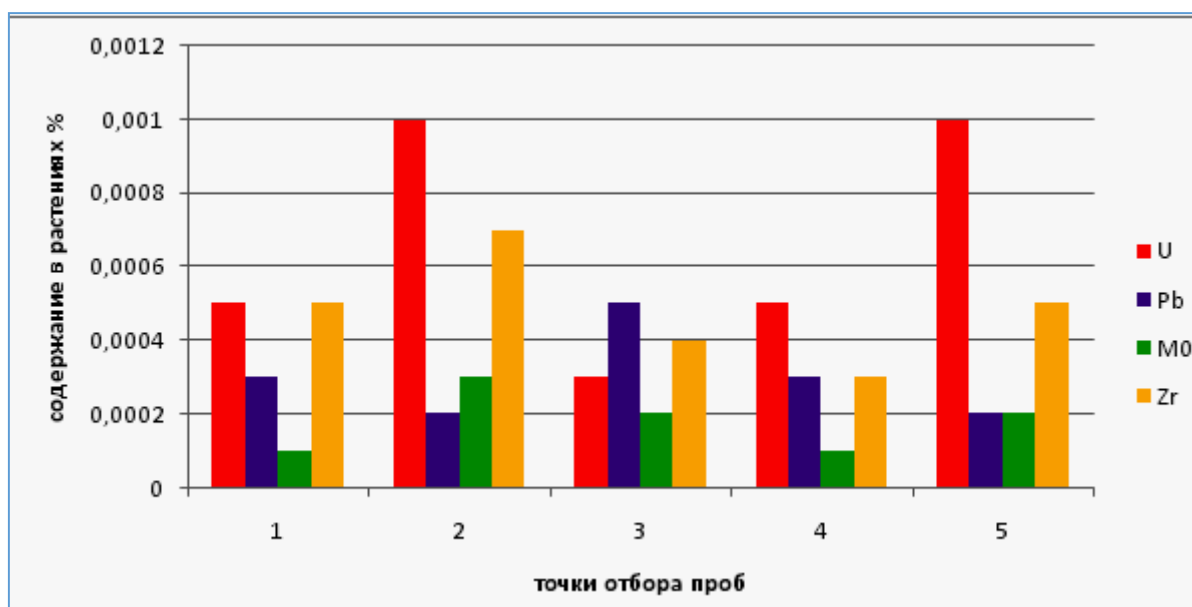


Рисунок 3.23. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях (%) в профиле Б-8

Пробы отобраны, также от виноградников и тутовников. Содержание молибдена в винограднике больше чем (0,003%) в тутовнике. Содержание урана в винограднике т.1 0,0005% в т.4. 0,0003%. Содержание урана в тутовнике в этих точках от 0,0003% до 0,001%. Содержание элементов в полыни низкое, уран 0,0003-0,0005% (0,0007%), молибдена и свинца 0,0001-0,0003% (0,00007-0,001%). В т.2, 3, 4, 5 обнаружено присутствие циркония в полыни 0,0007% (0,001%). Анализируя данные Профиль Б-8, которое находится в удалении от хвостохранилища, значительных загрязнений в растениях не выявлено.

Фоновый профиль 1. Дигмайское возвышенность (Профиль №1) фоновый профиль находится на Дигмайском возвышенности в 12 км от источника загрязнения Дигмайского хвостохранилища. Профиль расположен в северо-восточном направлении возвышенности, поворачивая в сторону востока пересекая эрозионные долины. Это фоновый профиль выбран с учётом удалении от хвостохранилища и полного отсутствия влияния радиоактивной пыли. На участке отобраны пробы почв и растений учитывая рельеф местности и розы ветров (рисунок 3.24).



Рисунок 3.24. — Расположение точек в Дигмайском возвышенности (Профиль №1).

Растительность на территории Дигмайской возвышенности представляют эфемерово-эфемероидово и полынные (*Artemisia Sogdiana* + *Carex pachystylis* + *Poa bulbosa*) сообщества, также принимает участие петрофитный кустарник-курчавка (*Atraphax ispinosa*), травянистые многолетники: мятлик, ранг, тюльпан, лук и катран и эфемеровое разнотравье. Профиль расположен в западной части склонов в сторону параллельно автодороги, оно составляет 10 точки биогеохимического опробования. Данный профиля биогеохимического опробования является фоновым. Учитывая повсеместное зарастание эфемероидово-полынные сообщества в качестве растения – индикатора был выбран полынь Согдийская. Результаты биогеохимического опробования и элементного состава и динамики распределения представлены на рисунке 3.25.



Рисунок 3.25. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах в фоновом профиле 1. Дигмайское возвышенность

Как видно из рисунка 3.25 сравнительно высокое содержание марганца и ванадия отмечается на этом участке. Среднее содержание урана во всех точках колеблется от 0,001 до 0,002%. По данным таблиц 3.16 и 3.17 можно заметит, что содержание магния и марганца в всех точках одинаково 0,1 до 1,0%. Отмечено сравнительно высокое содержание ванадия 0,001-0,005%. Ванадий также плохо усваивается растениями. Обнаружены следы молибдена, серебра и цинка в почвенных пробах. Содержание стронция от 0,05-0,1%.

Таблица 3.16. - Дигмайское возвышенность (Профиль №1). Фоновый профиль (почвенные и растительные пробы)
спектральный анализ

Точки отбора	Элементы, %														
	Mg	Mn	Ni	V	Cr	Mo	Zr	Cu	Pb	Ag	Zn	Be	Sr	Ba	U
1	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.003}$	$\frac{0.01}{сл}$	$\frac{0,0008}{0.003}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{—}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.005}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
2	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.003}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0,0005}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.005}$	$\frac{—}{сл}$	$\frac{0.003}{0.05}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.05}{0.0}$	$\frac{0.001}{0.001}$
3	$\frac{0.5}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0,001}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.003}$	$\frac{—}{сл}$	$\frac{—}{0.03}$	$\frac{0.0001}{0.001}$	$\frac{0.005}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.003}{0,002}$
4	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.005}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0,0008}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.003}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{—}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.002}{0.001}$
5	$\frac{0.5}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0,0008}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.003}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{—}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
6	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0,0008}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.002}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.0005}{0.05}$	$\frac{0.0005}{0.0003}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.003}{0.002}$
7	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.005}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0,0008}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.005}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{—}{0.05}$	$\frac{0.0005}{0.0003}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
8	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0,0008}{0.001}$	$\frac{0.0008}{0.001}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{—}{0.05}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.003}{0.001}$
9	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.001}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0,0008}{0.001}$	$\frac{0.0008}{0.005}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{—}{0.05}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
10	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.001}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0,0008}{0.001}$	$\frac{0.0008}{0.001}$	$\frac{0.0001}{сл}$	$\frac{—}{0.03}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$

Примечание: Числитель – содержание в почве; Знаменатель – содержание в растениях.

Таблица 3.17. - Оучи-Каллача (Профиль №2). Фоновый профиль (почвенные пробы) спектральный анализ

Точки отбора	Элементы, %														
	Mg	Mn	Ni	V	Cr	Mo	Zr	Cu	Pb	Ag	Zn	Be	Sr	Ba	U
1	$\frac{0.5}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{—}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0,0007}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.01}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.03}$	$\frac{0.0003}{0.0005}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
2	$\frac{0.5}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{—}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0,0007}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.001}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.002}{0.005}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.02}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.003}$
3	$\frac{0.5}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0,0007}{0.002}$	$\frac{0.0003}{0.005}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.005}{0.01}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.005}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.02}$	$\frac{0.003}{0,003}$
4	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0,0007}{0.002}$	$\frac{0.0003}{0.01}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.03}$	$\frac{0.0001}{0.0005}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.005}{0.003}$
5	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.002}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0,0007}{0.002}$	$\frac{0.0003}{0.005}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.001}{0.01}$	$\frac{0.0001}{0.0005}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
6	$\frac{0.5}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{—}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0,0007}{0.003}$	$\frac{0.0003}{0.003}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.002}{0.05}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.01}{0.02}$	$\frac{0.003}{0.003}$
7	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.005}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{—}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0,0005}{0.003}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.03}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.003}$
8	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0,0005}{0.003}$	$\frac{0.0003}{0.001}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.001}{0.04}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.02}$	$\frac{0.003}{0,003}$
9	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.005}{0.001}$	$\frac{0,0007}{0.003}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.001}{0.03}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.003}$
10	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0,0007}{0.003}$	$\frac{0.0005}{0.003}$	$\frac{—}{0.0001}$	$\frac{0.001}{0.03}$	$\frac{0.0003}{0.0002}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.003}$

Примечание: Числитель – содержание в почве; Знаменатель – содержание в растений.

Фоновый профиль 2, Оучи-Каллача (Профиль №2) расположен в Б.Гафуровском районе Согдийской области в 25 км от источника загрязнения Дигмайского хвостохранилища. Профиль расположен в юго-восточном направлении от Дигмайской возвышенности, в сторону востока пересекая эрозионные долины. Данный фоновый профиль, также выбран с учётом удаления от хвостохранилища и полного отсутствия влияния радиоактивного загрязнения. На участке отобраны пробы почв и растений учитывая рельеф местности и преобладающим направления ветров (рисунок 3.26).

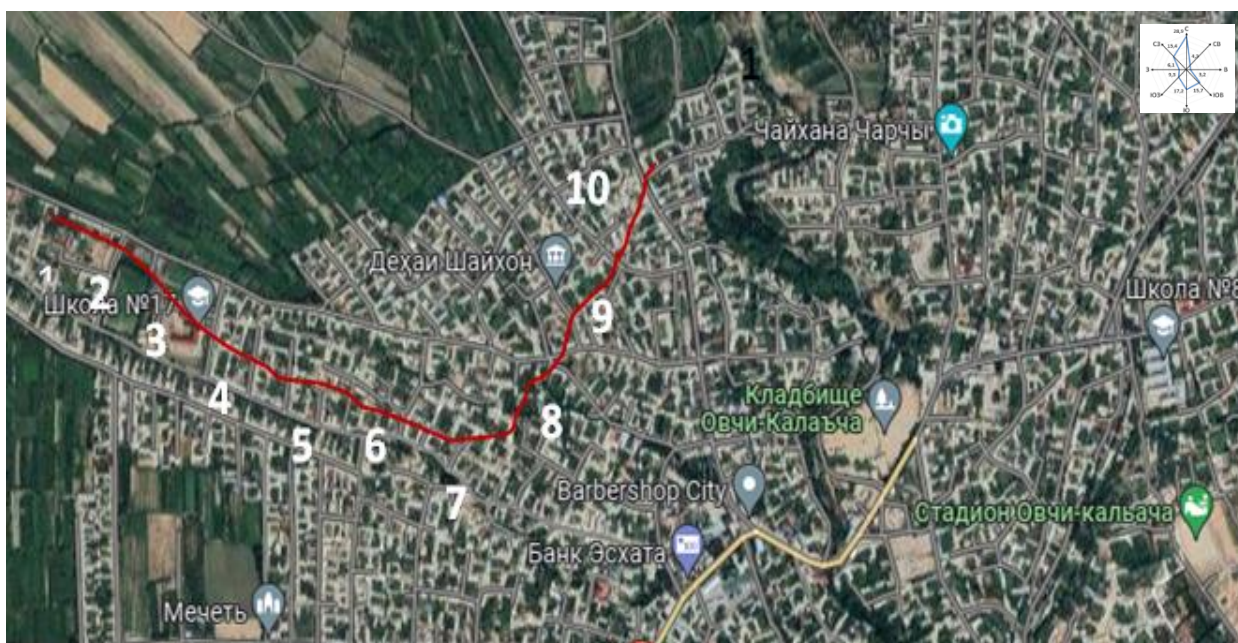


Рисунок 3.26. – Расположение точек наблюдения Оучи-Каллача (Профиль №2). Фонового профиля биогеохимического опробования

Растительность на территории Оучи-Каллачи представляют эфемерово-эфемероидово и полынные (*Artemisia sogdiana* + *Carex pachystylis* + *Poa bosa*) сообщества, также принимает участие петрофитный кустарник-курчавка (*Atraphaxis spinosa*), травянистые многолетники: мятлик, ранг, тюльпан, лук и катран и эфемеровое разнотравье. Профиль расположен в черте поселка с южной части склонов в сторону сая оно составляет 10 точек биогеохимического опробования. Учитывая повсеместное зарастание эфемерово-полынные сообщества в качестве растения – индикатора был выбран полынь Согдийская.

Как видно из рисунка 3.27 содержание микроэлементов в биогеохимических пробах довольно высокая. Содержание магния в всех точках одинаково оно составляет 1,0%. Местами встречаются аномальные точки, которые по содержанию марганца, ванадия, бария и свинца колеблется в пределах от 0,01 до 0,003%. Уран присутствует почти во всех точках опробования до 0,003%. Встречаются следы висмута во всех точках опробования, но растение не очень хорошо усваивает этот элемент.

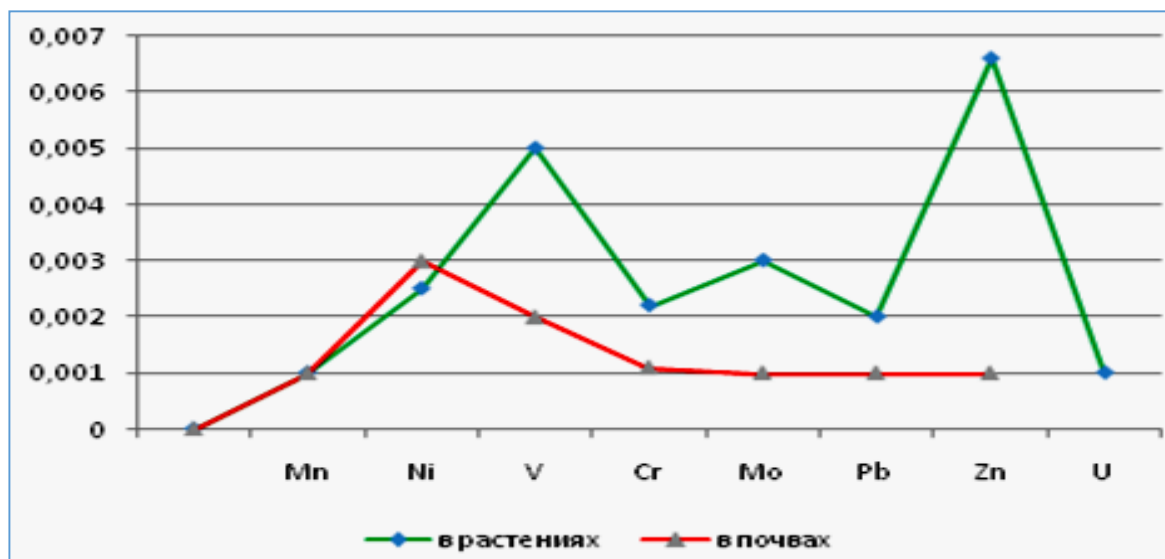


Рисунок 3.27. – Содержание микроэлементов в почвы и растений по фоновому профилю 2, Оучи-Каллача

Фоновый профиль 3, пос.Шахристан (Профиль №3) характеризующий минимальное воздействие антропогенных факторов на почву и растений который находится в удалении от хвостохранилища примерно на 150 км. Профиль расположен с южной части склонов в сторону возвышенности оно составляет 10 точки биогеохимического опробования (рисунок 3.28).

По результатам рисунка 3.29 можно заметит, что содержание магния и марганца в всех точках одинаковое 0,1 до 1,0%. Отмечено сравнительно высокое содержание ванадия 0,001-0,005%. Содержание стронция от 0,001-0,003%. Уран хорошо накапливается растениями. В некоторых зонах обнаружены аномальные проявления элементов-загрязнителей (таблица 3.18).

Таблица 3.18. - пос.Шахристан (Профиль №3). Фоновый профиль (почвенные и растительные пробы) спектральный анализ

Точки отбора	Элементы, %															
	Mg	Mn	Ni	V	Cr	Mo	Zr	Cu	Pb	Ag	Zn	Sn	Be	Sr	Ba	U
1	$\frac{0.5}{1.0}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{\text{сл}}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.0003}$	$\frac{0.005}{0.001}$	$\frac{0.002}{0.002}$	$\frac{0.001}{0.01}$	$\frac{-}{0.0002}$	$\frac{0.005}{0.003}$	$\frac{-}{0.003}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.005}{0.03}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
2	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.005}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.002}$	$\frac{0.0003}{0.01}$	$\frac{-}{0.0002}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{-}{0.01}$	$\frac{0.0002}{0.0003}$	$\frac{0.005}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.003}{0.01}$
3	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.002}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{-}{0.0002}$	$\frac{0.004}{0.001}$	$\frac{-}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.01}$
4	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{\text{сл}}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.002}$	$\frac{0.0007}{0.003}$	$\frac{-}{\text{сл}}$	$\frac{0.003}{\text{сл}}$	$\frac{-}{\text{сл}}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.003}{0.005}$
5	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{\text{сл}}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.002}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.003}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{-}{0.03}$	$\frac{0.0002}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.003}$
6	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{\text{сл}}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.003}$	$\frac{-}{0.0001}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{-}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{0.001}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.002}$
7	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{-}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{0.0001}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{-}{0.001}$	$\frac{0.0002}{0.0001}$	$\frac{0.001}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
8	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.0001}$	$\frac{-}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.0005}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{-}{\text{сл}}$	$\frac{-}{0.001}$	$\frac{0.0002}{\text{сл}}$	$\frac{0.001}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.01}$
9	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{-}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.001}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{-}{0.001}$	$\frac{0.0002}{\text{сл}}$	$\frac{0.001}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
10	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{-}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.001}$	$\frac{0.0001}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{-}{0.001}$	$\frac{0.0002}{-}$	$\frac{0.001}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$

Примечание: Числитель – содержание в почве; Знаменатель – содержание в растениях.

Таблица 3.19. - Дигмай (Профиль №1). Фоновый профиль (почвенные пробы) спектральный анализ, суммарная активность и МЭД

Элемент	Контрольные точки								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
U, %	0,001	0,001	0,001	0,0007	0,0002	0,0007	0,0007	0,0005	0,0005
Ra, Кu/кг	17	20	17	17	30	17	35	30	35
МЭД, мкЗв/ч	0,15	0,13	0,17	0,15	0,13	0,13	0,15	0,12	0,13

Таблица 3.20. - Оучи-Каллача (Профиль №2). Фоновый профиль (почвенные пробы) спектральный анализ, суммарная активность и МЭД

Элемент	Контрольные точки								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
U, %	0,001	0,001	0,001	0,0008	0,001	0,001	0,001	0,001	0,002
Ra, Кu/кг	35	20	60	15	12	27	25	25	20
МЭД, мкЗв/ч	0,11	0,11	0,11	0,13	0,13	0,15	0,12	0,12	0,15

Таблица 3.21. - Пос.Шахристан (Профиль №3). Фоновый профиль (почвенные пробы) спектральный анализ, суммарная активность и МЭД

Элемент	Контрольные точки								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
U,%	0,002	0,001	0,001	0,001	0,0002	0,001	0,001	0,001	0,001
Ra, Ку/кг	60	20	25	30	15	15	40	40	45
МЭД, мкЗв/ч	0,25	0,20	0,20	0,25	0,23	0,20	0,25	0,20	0,20

Таблица 3.22. - Дигмайское хвостохранилище (Профиль №2). Контрольный профиль (почвенные пробы) спектральный анализ, суммарная активность и МЭД

Элемент	Контрольные точки								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
U,%	0,005	0,005	0,002	0,001	0,001	0,003	0,001	0,002	0,002
Ra, Ку/кг	17	20	17	17	30	17	35	30	35
МЭД, мкЗв/ч	0,15	0,13	0,17	0,15	0,13	0,13	0,15	0,12	0,13



Рисунок 3.28. – Расположение точек пос. Шахристан (Профиль №3)

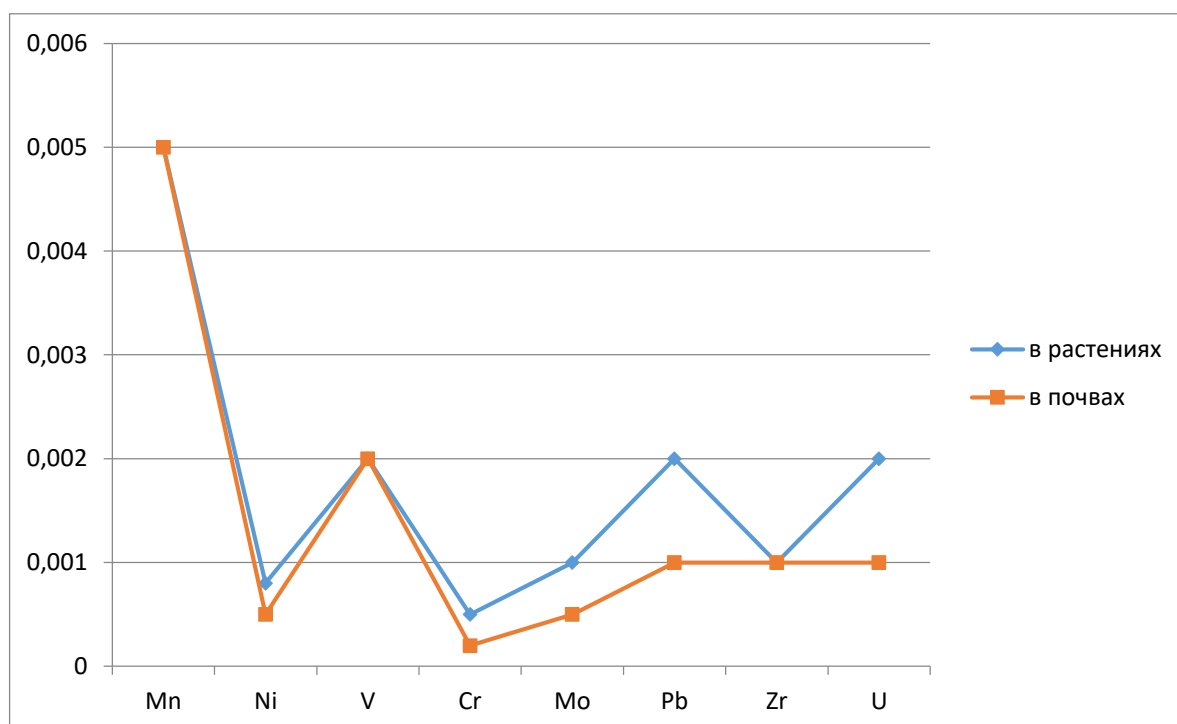


Рисунок 3.29. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах в фоновом профиле 3, пос.Шахристан (Профиль №3)

Биогеохимический профиль №2 контрольный профиль (почвенные и растительные пробы) протягивается от северо-западного края дамбы на запад, пересекая на своём пути несколько глубоких эрозионных долин. По линии профиля встречаются участки положенных водоразделов и узкие

днища, в большинстве случаев распаханые. Профиль пересекает преимущественно полынно-мятликовые и эфемероидово-полынные сообщества (табл.3.19-3.22).

Кансай (Профиль №4) – посёлок городского типа находится в Согдийской области, Таджикистана, входит в состав администрации г.Гулистан (ранее Кайраккум). Оно расположено на склонах хребта Карамазар в юго-западном направлении Кураминского хребта. Поселок возник при свинцово-цинковом руднике в 1933 года.

Горняцкий посёлок Кансай расположен в холмистой местности близ горной грядки Окуртау. Рудник Кансай разрабатывал свинцово-цинковый жилы, в т.ч. известняковую гряду (рисунок 3.30).



Рисунок 3.30. – Расположение точек контрольного профиль №4 пос.Консай биогеохимического опробования

Важным шагом в развитии Кансая стало создание местных и международных партнёрств, направленных на улучшение инфраструктуры и технологий. Совместные проекты с ведущими научно-исследовательскими институтами позволили посёлку внедрять новейшие достижения в области горнодобывающей промышленности и экологической безопасности. Эти

усилия помогли не только повысить эффективность добычи полезных ископаемых, но и сократить негативное воздействие на окружающую среду.

Образование и подготовка кадров стали ещё одним приоритетом для Кансае. В посёлке были открыты специализированные курсы, где будущие инженеры, геологи и металлурги могли получить качественное образование и практические навыки. Уникальная комбинация природных ресурсов, научного потенциала и культурного наследия делает Кансай одним из самых перспективных и динамично развивающихся посёлков Таджикистана. Местность в Кансае скалистая полупустынь с аридным климатом. Почвы сероземы гравийно-галечниковыми отложениями с супесью. Растительность приспособлена к условиям жизни при недостатке влаги в основном эфемерово-эфемероидово и полынные сообщества с многолетними травами: мятлик, ранг, тюльпан, полынь и катран. Профиль расположен в северной части посёлка оно составляет 12 точек геохимического и геоботанического опробования. При полевом обследовании производился отбор и гербаризация растения индикатора полыни Согдийской (*Artemiziasogdiana*) предлагаемого геоботанического индикатора. Результаты спектрального анализа биогеохимических проб представлены в таблицы 3.23 и рисунка 3.31.

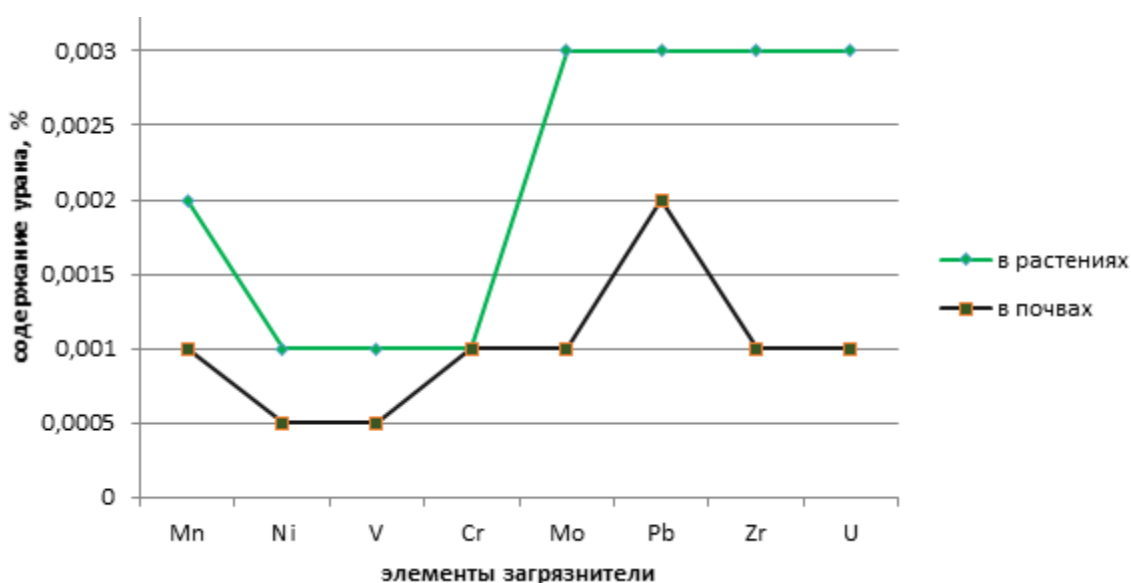


Рисунок 3.31. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах в Кансае (Профиль №4)

Таблица 3.23. - Кансай (Профиль №4). Контрольный профиль (почвенные и растительные пробы) спектральный анализ

Точки отбора	Элементы, %																
	Mg	Mn	Ni	V	Cr	Mo	W	Zr	Cu	Pb	Ag	Bi	Zn	Be	Sr	Ba	U
1	1.0	0.05	0.001	0.005	0.001	0.001	0.001	0.005	0.001	0.0005	сл	сл	сл	0.0001	0.005	0.03	0.003
	1.0	0.03	0.001	0.005	0.001	0.005	—	0.005	0.003	0.005	0.0001	—	0.03	0.0001	0.01	0.01	0.003
2	1.0	0.03	0.001	0.005	0.001	0.001	0.1	0.01	0.001	0.001	сл	сл	сл	0.0003	0.005	0.003	0.001
	1.0	0.01	0.001	0.003	0.001	0.005	—	0.003	0.003	0.01	0.003	—	0.005	0.0001	0.01	0.01	0.003
3	1.0	0.05	0.0003	0.003	0.003	0.0001	0.001	0.005	0.002	0.003	0.0001	0.0001	сл	0.0003	0.005	0.003	0.002
	1.0	0.01	0.001	0.003	0.001	0.01	—	0.003	0.003	0.005	0.0001	—	0.03	0.0001	0.01	0.05	0.003
4	1.0	0.05	0.003	0.003	0.001	0.0003	сл	0.01	0.002	0.005	0.003	0.002	сл	0.0003	0.005	0.003	0.002
	1.0	0.01	0.001	0.005	0.001	0.001	—	0.003	0.003	0.005	0.0001	—	0.03	0.0001	0.01	0.01	0.003
5	1.0	0.05	0.003	0.003	0.003	0.0003	сл	0.001	0.002	0.003	0.0001	0.0001	сл	0.0003	0.005	0.003	0.001
	1.0	0.01	0.001	0.005	0.003	0.001	—	0.005	0.003	0.005	0.0003	—	0.01	0.0003	0.03	0.01	0.003
6	1.0	0.03	0.003	0.003	0.003	0.0003	0.001	0.001	0.002	0.003	сл	сл	сл	0.0003	0.005	0.003	0.001
	1.0	0.01	0.001	0.005	0.001	0.001	—	0.005	0.003	0.01	0.0003	—	0.03	0.0003	0.01	0.01	0.003
7	1.0	0.05	0.001	0.003	0.003	0.0005	0.05	0.01	0.002	0.01	сл	сл	сл	0.0003	0.0005	0.003	0.001
	1.0	0.01	0.001	0.005	0.001	0.001	—	0.005	0.003	0.05	0.0001	—	0.05	0.0003	0.03	0.01	0.003
8	1.0	0.05	0.001	0.003	0.003	0.0001	0.001	0.005	0.002	0.005	—	сл	сл	0.000	0.005	0.003	0.001
	1.0	0.01	0.001	0.003	0.001	0.001	—	0.005	0.001	0.003	0.0001	0.001	0.05	0.0001	0.01	0.01	0.003
9	1.0	0.05	0.003	0.003	0.003	0.0001	сл	0.01	0.002	0.005	сл	сл	сл	0.0005	0.005	0.003	0.001
	1.0	0.01	0.001	0.001	0.001	0.001	—	0.003	0.001	0.005	0.0001	—	0.03	сл	0.01	0.005	0.003
10	1.0	0.05	0.003	0.003	0.003	0.0001	0.001	0.01	0.002	0.005	сл	сл	0.003	0.0003	0.005	0.003	0.001
	1.0	0.01	0.001	0.003	0.001	0.001	—	0.001	0.003	0.005	0.0001	—	0.003	0.0001	0.03	0.01	0.003
11	1.0	0.05	0.001	0.003	0.001	0.0003	0.003	0.005	0.002	0.005	—	сл	0.005	0.0003	0.005	0.003	0.001
	1.0	0.03	0.001	0.003	0.001	0.001	—	0.005	0.003	0.005	0.0001	сл	0.03	0.0001	0.03	0.01	0.003
12	1.0	0.03	0.001	0.003	0.001	0.0001	0.001	0.01	0.002	0.001	—	сл	0.005	0.0001	0.005	0.003	0.001
	1.0	0.01	0.001	0.003	0.001	0.001	—	0.005	—	0.003	0.0001	—	0.01	0.0001	0.03	0.01	0.003

Примечание: Числитель – содержание в почве; знаменатель содержание в растениях

Как видно из рисунка 3.31, объект расположен свинцово-цинковом руднике, содержание свинца в почве и растениях превышает по сравнению с другими объектами. Превышение, также составляет по ванадию, хрома и стронция по всем точкам. Наблюдается интенсивное усвоение элементов растениями в зависимости от содержания в почвогрунтах. Характерные для данной местности, также в составе почвы обнаружены вольфрам и висмут с содержанием от 0,1 до 0,003%. Но вольфрам и висмут плохо усваивается растениями. Потому что, в соединениях вольфрам для усвоения не доступен, и в основном они встречаются в виде оксидов и не диссоциируются в почвенном растворе. Содержание урана в почве составляет 0,001-0,003%.

Сугдиён, ранее Такали (Профиль 5) – посёлок городского типа расположен в северо-западе Согдийской области Таджикистана, входит в состав Матчинского района. Такали возник, как месторождение полиметаллических руд и был открыт 1933 г. Полиметаллических руды, это комплексные руды содержащие целый ряд химических элементов, среди которых важнейшим являются свинец и цинк, сопутствующими медь, серебро, кадмий, свинец и уран (рисунок 3.32).



Рисунок 3.32. – Расположение точек наблюдений контрольного профиля №5 Такели, (Сугдиён) биогеохимического опробования

В период советской власти добыча и переработка полиметаллических руд в Такели велась на высоком уровне. Были построены обогатительные фабрики и другие промышленные предприятия, благодаря которым сырьё проходило полный цикл переработки – от добычи до получения готовой продукции. Этот процесс требовал привлечения значительного количества людей, что способствовало росту населения и развитию социальной сферы в посёлке.

С распадом Советского Союза и переходом на рыночные рельсы, горнодобывающая отрасль в Сугдиёне столкнулась с множеством проблем, включая необходимость модернизации оборудования и привлечения инвестиций. Несмотря на это, добыча полиметаллических руд продолжила оставаться одним из ключевых экономических факторов развития Матчинского района. Благодаря существующим запасам полезных ископаемых, посёлок сохраняет свой промышленный потенциал и сегодня, поддерживая экономическое благополучие региона.

На склонах низкогорий развита полупустынная растительность, которая приспособлена к условиям жизни при недостатке влаги и высоких температур. Почвы в основном светлые серозёмы очень бедные гумусом и богатые карбонатами. Растительность на данной местности своеобразна и представляют собой эфемероидово-полынные сообщества, является обилием эфемеров в различных аспектах (рисунок 3.33).

Как видно из рисунка 3.33 для каждой точки биогеохимического опробования составлялось геоботаническое описание растительного сообщества, было произведено отбор проб почв и растений, определены содержание элементов загрязнителей на 16 контрольных точек. Полученные данные позволили выделить основные биогеохимические контуры, характеризующиеся специфическими комбинациями элементного состава почв и растительности. На основе проведённых исследований был создан банк данных, который послужил ресурсом для дальнейшего математического моделирования и эколого-геохимического картирования территории.

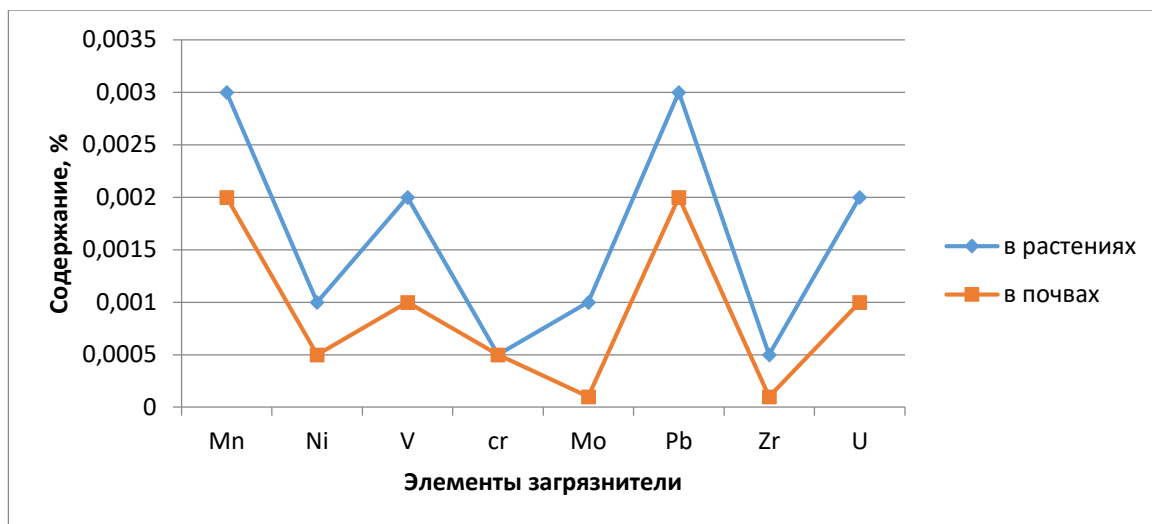


Рисунок 3.33. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах контрольного профиля №5 Такели (Сугдиён)

Внедрение результатов в практику природопользования позволяет оптимизировать мониторинг экологического состояния данных экосистем и разрабатывать рекомендации по их устойчивому развитию.

Исследование показало важность комплексного подхода в изучении биогеохимических циклов, интегрирующего геоботаническое описание, отбор проб и аналитический анализ. Продолжение наблюдений на контрольных точках и развитие методологий по их обработке и интерпретации обеспечат глубинное понимание процессов, происходящих в природных системах, и позволят принять обоснованные решения по их охране и восстановлению.

При выборе объектов опробования учитывались физиологические и экологические особенности растений и выбран полынь Согдийская в качестве индикатора загрязнения.

В результате мониторинговых исследований были установлены параметры естественной миграции элементов-загрязнителей и распределения химических элементов в почвенном и растительном покрове, а также зоны с аномальными проявлениями, которые представлены в таблицах 3.24-3.26.

Таблица 3.24. - Такели (Профиль №5). Контрольный профиль (почвенные и растительные пробы) спектральный анализ

Точки отбора	Элементы, %															
	Mg	Mn	Ni	V	Cr	Mo	Zr	Cu	Pb	Ag	Bi	Zn	Be	Sr	Ba	U
1	1.0	0.03	0.001	0.005	0.003	0.001	0.001	0.001	0.01	0.0003	0.001	0.005	0.0005	0.005	0.05	0.001
	1.0	0.03	0.001	0.003	0.001	0.001	0.003	0.003	0.01	0.001	0.001	0.1	0.0003	0.01	0.03	—
2	1.0	0.03	0.001	0.01	0.003	0.001	0.001	0.001	0.01	0.0001	0.001	0.005	0.0005	0.005	0.05	0.001
	1.0	0.03	0.001	0.003	0.001	0.0005	0.001	0.005	0.03	0.0001	сл	0.005	0.0001	0.003	0.02	сл
3	1.0	0.03	0.001	0.01	0.003	0.001	0.005	0.001	0.005	0.0002	сл	0.003	0.0003	0.005	0.03	0.001
	1.0	0.03	0.001	0.003	0.001	0.001	0.005	0.003	0.05	0.0003	0,0003	0.05	0.0001	0.003	0.02	0,003
4	1.0	0.03	0.002	0.003	0.003	0.001	0.005	0.002	0.01	0.0002	—	0.005	0.0005	0.005	0.03	сл
	1.0	0.03	0.002	0.003	0.001	0.001	0.003	0.01	0.03	0.0001	сл	0.01	0.0001	0.01	0.03	0.002
5	1.0	0.03	0.001	0.01	0.003	0.001	0.005	0.002	0.03	0.0003	—	0.005	0.0005	0.005	0.03	0.001
	1.0	0.03	0.001	0.001	0.001	0.001	0.003	0.03	0.05	0.0003	сл	0.03	0.0001	0.01	0.03	0.003
6	0.5	0.03	0.001	0.005	0.003	0.001	0.005	0.002	0.03	0.0003	—	0.005	0.0003	0.005	0.05	0.001
	1.0	0.03	0.002	0.003	0.001	0.001	0.001	0.005	0.01	0.0001	сл	0.003	0.0001	0.03	0.01	0,003
7	0.5	0.03	0.001	0.005	0.003	сл	0.005	0.002	0.03	0.0003	—	0.005	0.0003	0.005	0.01	0.001
	1.0	0.03	0.002	0.003	0.001	0.001	0.003	0.003	0.003	0.0001	сл	0.003	0.0001	0.03	0.01	0.003
8	0.5	0.03	0.001	0.005	0.003	сл	0.005	0.002	0.03	0.0003	—	0.005	0.0005	0.005	0.01	сл
	1.0	0.03	0.002	сл	сл	0.001	0.001	0.003	0.01	0.0001	сл	0.01	0.0001	0.01	0.03	0,003
9	0.5	0.03	0.001	0.003	0.001	сл	0.005	0.002	0.05	0.0003	—	0.01	0.0003	0.005	0.05	сл
	1.0	0.03	0.002	сл	сл	0.001	0.001	0.003	0.01	сл	сл	0.003	0.0001	0.03	0.02	0,003
10	0.5	0.03	0.001	0.003	0.001	сл	0.005	0.002	0.05	0.0003	—	0.005	0.0003	0.005	0.03	сл
	1.0	0.03	сл	сл	сл	0.001	сл	0.003	0.03	сл	сл	0.003	0.0005	0.03	0.02	0.003
11	0.5	0.03	0.001	0.005	0.001	0.003	0.01	0.002	0.05	0.0003	0.001	0.01	0.0003	0.01	0.05	0.001
	1.0	0.03	сл	сл	сл	0.0005	0.001	0.001	0.03	0.0001	сл	0.0001	0.0001	0.03	0.02	0.003

Продолжение таблицы 3.24.

12	$\frac{0.5}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.01}{сл}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.02}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.005}{0.03}$	$\frac{0.0003}{сл}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{0.005}{0.0001}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.003}$
13	$\frac{0.5}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.01}{сл}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{сл}{0.001}$	$\frac{0.005}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.005}{0.01}$	$\frac{0.0002}{0.0003}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{0.005}{0.01}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.005}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.003}$
14	$\frac{0.5}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.01}{сл}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.005}{0.03}$	$\frac{0.0002}{0.0003}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{0.005}{0.01}$	$\frac{0.0005}{0.0001}$	$\frac{0.005}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.003}$
15	$\frac{0.5}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.01}{сл}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{сл}{0.001}$	$\frac{0.01}{0.003}$	$\frac{0.002}{0.001}$	$\frac{0.005}{0.005}$	$\frac{0.0002}{0.0001}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{0.005}{0.003}$	$\frac{0.0005}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
16	$\frac{0.5}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.005}{сл}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{сл}{0.001}$	$\frac{0.005}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.01}{0.005}$	$\frac{0.0002}{0.0001}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{0.005}{0.003}$	$\frac{0.0005}{0.0003}$	$\frac{0.01}{0.005}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$

Примечание: Числитель – содержание в почве;

Знаменатель – содержание в растениях.

Таблица 3.25. - Агаджоль (Профиль №6). Контрольный профиль (почвенные и растительные пробы) спектральный анализ

Точки отбора	Элементы, %														
	Mg	Mn	Ni	V	Cr	Mo	Zr	Cu	Pb	Ag	Zn	Be	Sr	Ba	U
1	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.01}{0.05}$	$\frac{сл}{0.0005}$	$\frac{сл}{0.003}$	$\frac{0.002}{0.003}$	$\frac{сл}{0.008}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{—}{—}$	$\frac{—}{—}$	$\frac{0.0003}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.02}$	$\frac{0.001}{0.002}$
2	$\frac{0.3}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.001}{—}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.003}$	$\frac{сл —}{—}$	$\frac{сл}{—}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.001}{0.03}$	$\frac{0.005}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.002}$
3	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.02}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{0.003}{—}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.0001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.005}$	$\frac{сл}{—}$	$\frac{сл}{—}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.0003}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
4	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.003}{—}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.008}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{сл}{—}$	$\frac{сл}{—}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.0003}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$

Продолжение таблицы 3.25.

5	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.008}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.001}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
6	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.002}{сл}$	$\frac{0.003}{сл}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.0001}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.002}$
7	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.1}$	$\frac{0.003}{сл}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.002}$
8	$\frac{0.5}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.1}$	$\frac{0.001}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.002}{0.0005}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.002}$
9	$\frac{0.5}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.0003}{0.0008}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.002}{0.0001}$	$\frac{0.0003}{0.0003}$	$\frac{0.0001}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
10	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.1}$	$\frac{0.001}{сл}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.0003}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.005}{0.0005}$	$\frac{0.0003}{0.0003}$	$\frac{0.0001}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
11	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.5}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.005}{-}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.0001}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
12	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.02}{0.5}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{сл}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.005}{-}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.0001}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
13	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.5}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.008}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.005}{-}$	$\frac{0.0001}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.1}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.003}$
14	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.001}{0.0001}$	$\frac{0.005}{-}$	$\frac{0.003}{сл}$	$\frac{сл}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.008}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.005}{-}$	$\frac{0.0001}{0.001}$	$\frac{0.03}{0.1}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
15	$\frac{05}{1.0}$	$\frac{0.02}{0.5}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{0.008}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.0005}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.005}{-}$	$\frac{0.0001}{0.001}$	$\frac{0.005}{0.1}$	$\frac{0.01}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.003}$
16	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.5}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{сл}{0.008}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.002}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.005}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
17	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.05}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{0.003}{сл}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{-}{0.0005}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.005}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
18	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{0.003}{сл}$	$\frac{сл}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.008}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{-}{0.0005}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.002}$
19	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.0001}$	$\frac{0.001}{-}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{сл}{0.008}$	$\frac{0.005}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{сл}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.0003}{0.0003}$	$\frac{0.005}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.002}$

Продолжение таблицы 3.25.

20	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.003}{\text{сл}}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{\text{сл}}{0.008}$	$\frac{0.005}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.0005}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{\text{сл}}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.05}$	$\frac{0.01}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.002}$
21	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.002}{\text{сл}}$	$\frac{0.001}{-}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{\text{сл}}{0.0005}$	$\frac{0.005}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.0001}$	$\frac{0.005}{0.0005}$	$\frac{\text{сл}}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.002}$
22	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.002}{0.0003}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{\text{сл}}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{\text{сл}}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.005}{0.03}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.003}$
23	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{-}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{\text{сл}}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.0003}$	$\frac{\text{сл}}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.005}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.003}$
24	$\frac{1.0}{1.0}$	$\frac{0.03}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{\text{сл}}$	$\frac{0.003}{\text{сл}}$	$\frac{\text{сл}}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.0005}$	$\frac{\text{сл}}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.0001}{0.0003}$	$\frac{0.005}{0.03}$	$\frac{0.03}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.002}$

Примечание: Числитель – содержание в почве; Знаменатель – содержание в растениях.

Таблица 3.26. - Карамазар (Профиль №7). Контрольный профиль (почвенные и растительные пробы) спектральный анализ

Точки отбора	Элементы, %																
	Mg	Mn	Ni	V	Co	Cr	Mo	Zr	Cu	Pb	Ag	Bi	Zn	Be	Sr	Ba	U
1	$\frac{0.05}{1.0}$	$\frac{1.0}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.002}$	$\frac{0.005}{0.003}$	$\frac{0.002}{0.002}$	$\frac{0.005}{0.003}$	$\frac{0.001}{-}$	$\frac{0.001}{-}$	$\frac{0.03}{0.003}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.001}{0.01}$	$\frac{0.02}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.002}$
2	$\frac{0.03}{1.0}$	$\frac{1.0}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.005}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{\text{сл}}{0.0003}$	$\frac{0.005}{0.003}$	$\frac{0.001}{0.002}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{\text{сл}}{-}$	$\frac{-}{\text{сл}}$	$\frac{0.03}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.005}{0.01}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.002}$
3	$\frac{1.0}{3.0}$	$\frac{0.05}{0.05}$	$\frac{0.0003}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.003}$	$\frac{0.0005}{\text{сл}}$	$\frac{0.0003}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.005}$	$\frac{0.002}{0.01}$	$\frac{0.002}{0.002}$	$\frac{0.003}{0.01}$	$\frac{-}{0.001}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.005}{0.005}$	$\frac{0.0001}{0.0002}$	$\frac{0.01}{0.003}$	$\frac{0.01}{0.05}$	$\frac{0.002}{0.002}$
4	$\frac{0.03}{1.0}$	$\frac{0.05}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{\text{сл}}{0.0001}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.0005}{0.0003}$	$\frac{0.01}{0.003}$	$\frac{0.002}{0.002}$	$\frac{0.01}{0.005}$	$\frac{0.001}{\text{сл}}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.005}{0.003}$	$\frac{0.0002}{\text{сл}}$	$\frac{0.003}{0.01}$	$\frac{0.05}{0.02}$	$\frac{0.002}{0.001}$
5	$\frac{0.03}{1.0}$	$\frac{1.0}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{\text{сл}}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.0005}{0.001}$	$\frac{0.01}{0.003}$	$\frac{0.002}{0.002}$	$\frac{0.01}{0.01}$	$\frac{0.001}{\text{сл}}$	$\frac{0.003}{0.001 -}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.01}$	$\frac{0.1}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.002}$

Продолжение таблицы 3.26.

6	$\frac{0.03}{1.0}$	$\frac{1.0}{0.05}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.003}{\text{сл}}$	$\frac{0.0003}{\text{сл}}$	$\frac{0.01}{0.002}$	$\frac{0.002}{0.001}$	$\frac{0.01}{0.005}$	$\frac{0.0003}{0.001}$	$\frac{0.001}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.005}$	$\frac{0.0003}{\text{сл}}$	$\frac{0.003}{0.01}$	$\frac{0.05}{0.02}$	3
7	$\frac{0.03}{1.0}$	$\frac{1.0}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.0003}$	$\frac{0.0001}{0.001}$	$\frac{0.03}{0.005}$	$\frac{0.001}{0.003}$	$\frac{0.005}{0.001}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{\text{сл} -}{-}$	$\frac{0.005}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.01}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.002}$
8	$\frac{0.03}{1.0}$	$\frac{10.}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.0003}{0.001}$	$\frac{0.0005}{0.0003}$	$\frac{0.01}{0.002}$	$\frac{0.002}{0.002}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{\text{сл}}{-}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.01}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.002}$
9	$\frac{0.03}{1.0}$	$\frac{1.0}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.0003}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{\text{сл}}{0.0001}$	$\frac{0.01}{0.002}$	$\frac{0.001}{0.002}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.0001}{0.0001}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.01}$	$\frac{0.05}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.001}$
10	$\frac{0.03}{1.0}$	$\frac{1.0}{0.03}$	$\frac{0.001}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.0005}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.0003}{0.0001}$	$\frac{0.03}{0.002}$	$\frac{0.001}{0.002}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{\text{сл}}{0.0001}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{0.003}{0.001}$	$\frac{0.0002}{0.0001}$	$\frac{0.003}{0.01}$	$\frac{0.03}{0.01}$	$\frac{0.001}{0.002}$

Примечание: Числитель – содержание в почве; Знаменатель – содержание в растений.

По данным таблиц 3.24-3.26, содержание микроэлементов в биогеохимических пробах довольно высокая. Содержание магния в всех точках одинаково оно составляет 1,0%. Местами встречаются аномальные точки, которые по содержанию марганца, ванадия, барий и свинца колеблется в пределах от 0,01 до 0,003%. Уран присутствует почти во всех точках опробования до 0,003%. Встречаются следы висмута во всех точках опробования, но растение не очень хорошо усваивает этот элемент.

Агаджоль (Профиль №6) (Навабад) – месторождение цветных мраморов, известняк мраморизированный и конгломераты, добыча сырья ведаться с 1964 года. Оно расположено в Навабаде Истаравшанского района Согдийской области. В состав мрамора и конгломератов входит ряд микроэлементов: Mg, Ni, Cr, V, Cu, Mo, Zr, Pb, Ag, Zn ит.д, которые в результате атмосферных осадков и влияния климата разрушаются, попадая в природную среду, загрязняет почву и усваивается растениями (рисунок 3.34).



Рисунок 3.34. – Расположение точек наблюдения контрольного профиля №6 Агаджоль, (Навабад) биогеохимического опробования

Растительность на территории Агаджольском месторождении представляют эфемерово-эфемероидово и полынные (*Artemisia Sogdiana* + *Сarex pachystylis* + *Роa bosa*) сообщества, также принимает участие

кустарники (*Atraphaxis*), травянистые многолетники: мятлик, ранг, тюльпан, лук и катран и эфемеровое разнотравье. Профиль расположен с южной части склонов в сторону месторождения, оно составляет 24 точки биогеохимического опробования. Определены и закреплены координаты точек биогеохимического опробования с помощью географических карт и «JPS» навигатора.

С учётом широкого распространения эфемероидных сообществ, был избран растение-индикатор – полынь Согдийская (*Artemisia Sogdiana*). Данные биогеохимических исследований и элементного состава приведены в таблице 3.26 и рисунка 3.35.

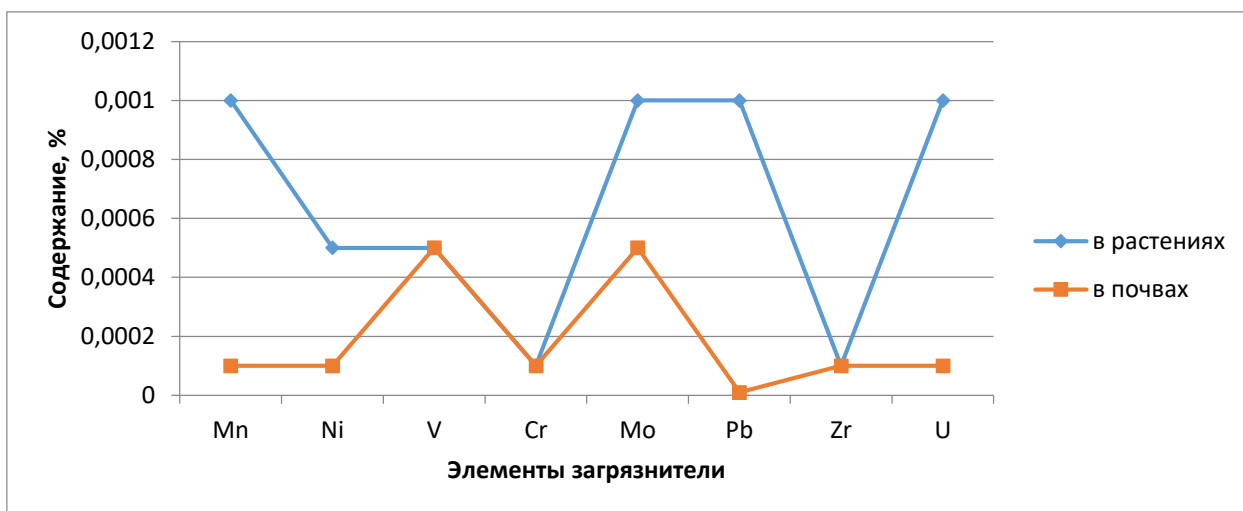


Рисунок 3.35. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах Агаджоль (Профиль №6) (Навабад)

В соответствии с данными рисунка 3.35 можно увидеть, что концентрация магния и марганца во всех точках варьируется от 0,1 до 1,0%. Было отмечено относительно высокое содержание ванадия, составляющее от 0,001 до 0,005%. Однако ванадий плохо усваивается растениями. Также в почвенных пробах были обнаружены следовые количества молибдена, серебра и цинка. Концентрация стронция колеблется в пределах от 0,05 до 0,1%. Стронций и уран активно накапливаются растениями. В некоторых районах зафиксированы аномальные уровни загрязняющих элементов.

Карамазар (Профиль 7) – горный хребет входит в состав западного Тянь-Шаня, который расположен на территории Таджикистана. Хребет представляет собой юго-западный отрог Кураминского хребта абсолютная высота до 200 м (н.у.м.) координаты 40 32 05 сш и 69 39 53 вд длина хребта около 60 км. Структура горных пород составляет метаморфическим сланцем, песчаники и гранитоиды (рисунок 3.36).



Рисунок 3.36. – Расположение точек контрольного профиля №7 Карамазар биогеохимического опробования

На возвышенностях преобладают эфемеры и эфемероиды, а в низинах доминирует полынь. На склонах можно найти пырей и многолетние травы такие, как мятлик, ранг, тюльпаны, а также луки и катран. Профиль местности простирается с востока на север с учётом особенностей рельефа. Образцы были собраны в 10 контрольных точках. Места взятия геохимических и геоботанических проб определены с помощью навигатора «GPS» и обозначены металлическими кольями.

Среди доминирующих растительных сообществ, где преобладают эфемероиды и полынь, для исследований была выбрана полынь Согдийская (*Artemisia Sogdiana*). Итоги этих исследований представлены в таблице. 3.26.

Проанализировав данные таблицы 3.26 и рисунка 3.37 можно отметить, что уровень содержания магния и марганца в большинстве точек не высок, а поглощение этих элементов растениями происходит достаточно активно. Относительно высокие показатели обнаружены у циркония, который составляет от 0,002% до 0,03%, и свинца - до 0,01%. Во всех точках отбора проб зафиксированы следовые количества висмута. Содержание стронция варьируется в пределах 0,001-0,003%, а урана - в диапазоне 0,001-0,002%.

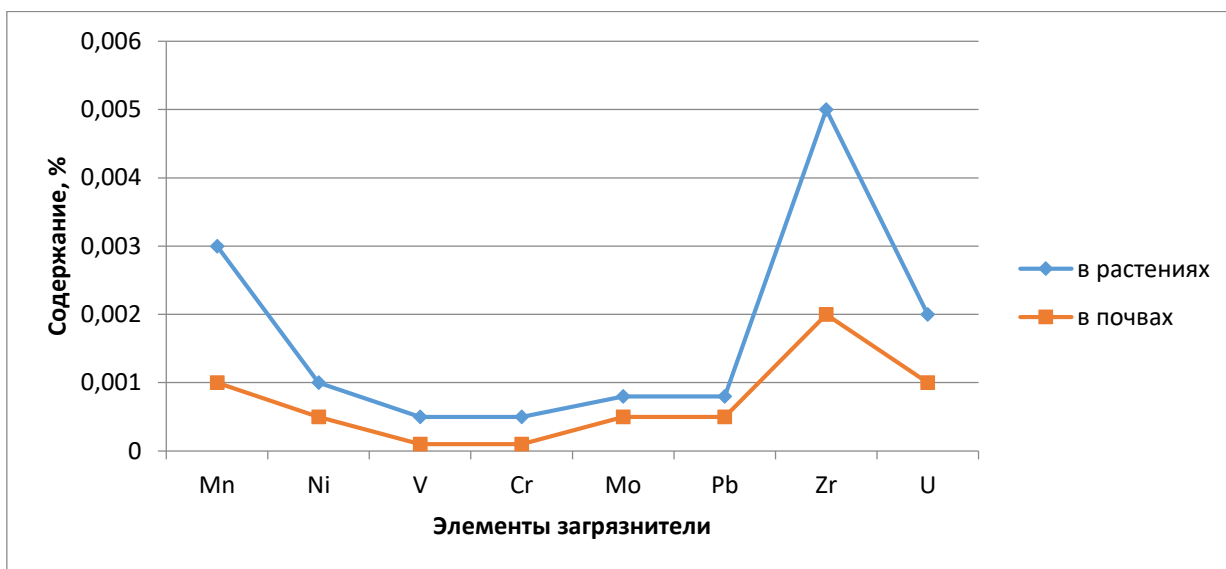


Рисунок 3.37. – Содержание радионуклидов и ТМ в растениях и почвах Карамазар (Профиль 7)

3.5. Выводы по третьей главе

По результатам комплексных мониторинговых наблюдений были определены группа токсичных и ТМ в почвенном и растительном покрове. Рассчитаны Кбп, которое служат для длительного биогеохимического наблюдения. В виду повсеместное распространение в качестве индикатора загрязнения был выбран полынь Согдийская.

В 2020 г зафиксированы относительно заниженная степень загрязнения, это связано с расширением площади за счёт зарастания растительности. На некоторых частях радиоактивного хвостохранилища и создание такыра, что уменьшило загрязнение в текущем году.

Концентрирование загрязненных участков на территории хвостохранилища связано сокращением отдалённого и вновь поступающего радиоактивного материала на временные участки рельефа, что уменьшило удаление пылевого материала накопительными участками.

Проведённые биогеохимические исследования дают основу на получения информации о состоянии загрязнённости объектов окружающей среды. Установлено, значительный весомый вклад, которые вносят в загрязнение почвенного и растительного сообщества в районе хвостохранилищ радиоактивных отходов, являются наиболее значительными факторами, способствующими накоплению этой группе элементов: Ni, Mn, V, Mo Cr, Zn, Pb, U. Влияние некоторых факторов на изменения химического состава растений можно разделить следующие виды:

- выявлен действия физиологического фактора, что представляет концентрация химических элементов на биохимические процессы в растительности, которое происходит избирательно в внутривидовом сообществе;

- фактор экологического действия, они связаны с условиями окружающей среды в.т.ч. климатическими почвенными и геохимическими, и другими, а также тип концентрации элементов в растениях, что определяется по физико-химическим процессам.

- негативное воздействие радиоактивного хвостохранилища на флору прилегающей территории, связано с накоплением радиоизотопов в растениях и испарением воды из прудка, что привело к резкому увеличению дефицита влаги в почве.

ГЛАВА 4. МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ НА ТЕРРИТОРИИ ТАДЖИКИСТАНА

4.1. Методика отбора проб вод и методы исследования

Отбор проб воды. Отбор проб воды регламентируется ГОСТ Р 51592-2000 «Вода. Общие требования к отбору проб» [183], ГОСТ Р 51593-2000 «Вода питьевая. Отбор проб» [184] и ГОСТ 24902-81 «Вода хозяйственно-питьевого назначения. Общие требования к полевым методам анализа» [185] использовалась емкости из полиэтилена объемом 0,5 дм³.

Пробы воды отбирались на контрольных точках из доступных источников воды на территории объектов. Источники воды могут быть наземными (речка, канал) или подземными (скважины, родники). Параметры минерализации, pH и Eh проб воды после ступенчатой фильтрации определялись с помощью жидкостного лабораторного анализатора серии «Анион 4100». Содержание приоритетных ионов в составе воды определяли по методу, общепринятому в стандарте ГОСТ 17.1.5.05-85 [186].

Пробоподготовка. Для анализа берется от 2 до 5 литров проб воды и консервируют их в пластиковых и стеклянных бутылках с подкислением азотной кислотой. Перед консервацией проб необходимо отделить твердые осадки и примеси. Пробы маркируются и отправляются в лабораторию для проведения дальнейших измерений [187, 188].

Проведенные измерения суммарной альфа- и бета-радиоактивность в воде проводились с помощью низкофонового альфа-и бета-радиометра, оснащенного сцинтилляционным сканером или полупроводниковыми детекторами и ионизационными камерами согласно методике измерений данного прибора. Результаты измерений записываются и сохраняются в единицах Бк/кг или Бк/л [189-194].

Отбор проб донных отложений. В процессе пробоотбора донных отложений (ДО) соблюдается ряд некоторых требований для получения достоверной информации. Проба ДО представляет собой водный объект или его часть за определённый период времени, при исследовании загрязнения ТМ количество проб ДО должно составлять порядка 1 кг.

Место отбора проб ДО были выбраны в соответствии с целями исследования. В начале, были отобраны пробы донного ила, достигающего наиболее развитой точки водозабора. Чтобы определить в какой степени сброс сточных вод повлияет на степень загрязнения. ДО отобраны выше и ниже планируемых точках сброса [195, 196].

Отбор проб ДО произведены на всех трёх сезонах года, с интервалом для возможной оценки степени загрязнённости в характерные фазы гидрологического режима. В результате хранения в определённом промежутке времени. В образцах проводились перемешивание, направленные на предотвращение изменения состава и сохранение первоначальных свойств. Образцы хранились в холодильнике при температуре от 0 до -3°C.

Пробы осадка отбирались и помещались на специальном оборудовании «ГР-91» на глубине 5-10 см в заранее подготовленные специально очищенные полиэтиленовые контейнеры.

Атомно-абсорбционная спектроскопия. Пробы воды фильтровались через мембранный фильтр с размером пор 0,45 мкм сразу после отбора. Измерения проводили на атомноабсорбционном спектрометре «AAAnalyst 800», оснащённом электротермическим атомизатором «TNSAGraphite Furnace» с дейтериевым фотоколлектором и автосамплером «AS-800». Для этого использовали графитовую кювету с пиролизным покрытием и спектральную лампу с полным катодом «Perkin Elmer». Необходимый объем 20 мкл анализируемого раствора вносили в графитовую печь с помощью автоматического инжектора и подвергали термообработке по заданной программе: сушка проводилась при температуре 110°C в течение 30с,

озоление при 700°C в течение 10с и процесс атомизации при 2000-2300°C в течение 5с времени. Перед измерением пробы воды подкислялись добавлением 0,5% азотной кислоты от объёма пробы. Для подтверждения правильности результатов измерений и присутствия меди в воде р.Сырдарьи использовался сертифицированный стандартный образец «Enviro MAT». Для оценки качества отобранной нами пробы из природных вод в полевых условиях был использован прибор «Cyber Scan PSD 650» и рН-метр. Качества воды исследовалась методом «Атомноабсорбционная спектроскопия» на спектрометре марки «AAAnalyst 800». [197-202].

На рисунке 4.1 представлены спектры ТМ содержащие в подземных водах Дигмайского хвостохранилища

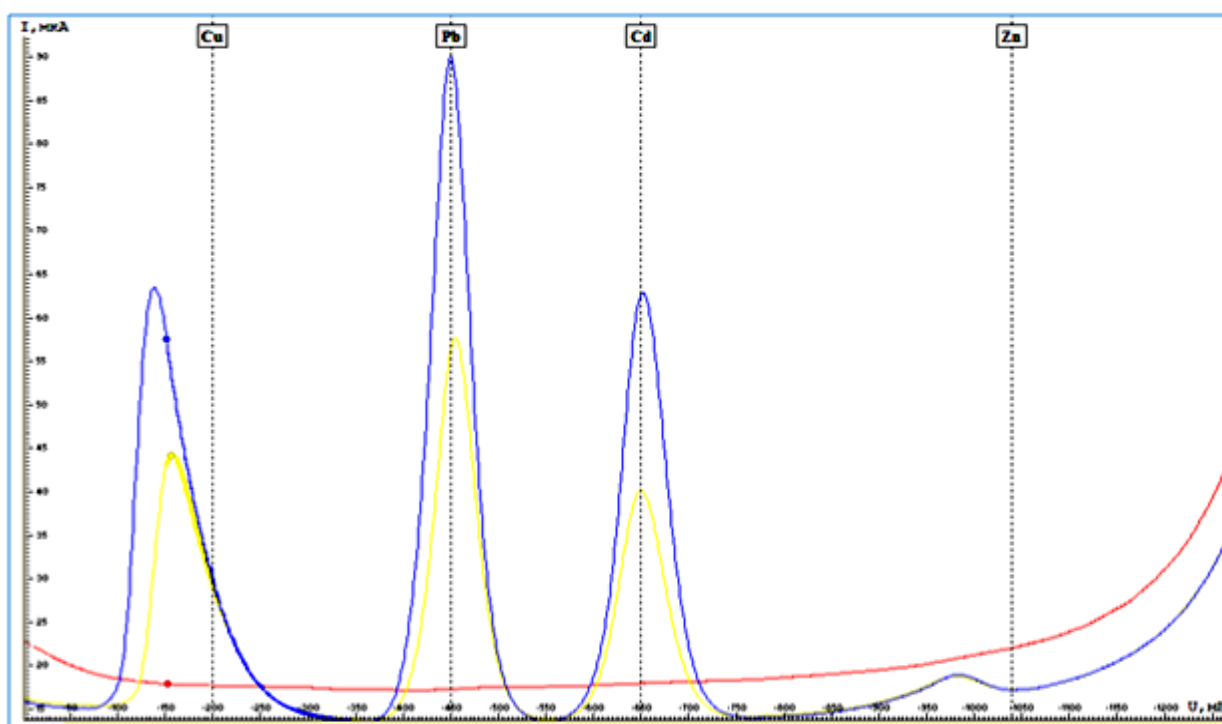


Рисунок 4.1. - Спектры некоторых ТМ в воде на спектрометре марки «AAAnalyst 800»

Как видно из рисунка 4.1. представлены спектры некоторых тяжёлых металлов в водных пробах, отобранных из наблюдательных скважин Дигмайского хвостохранилища. Высокое содержание меди, свинца, кадмия и

цинк наблюдается почти в всех пробах воды из наблюдательных скважин. Это говорит о техногенном происхождении данных элементов в подземных водах. Такое высокое содержание тяжёлых металлов в подземных водах указывает на возможное загрязнение окружающей среды, связанное с деятельностью человека. В частности, Дигмайское хвостохранилище, вероятно, является источником этих загрязнений, представляет собой значительную экологическую угрозу. Технологические процессы, происходящие на этом объекте, могут приводить к выщелачиванию токсичных веществ, таких как медь, свинец, кадмий и цинк, в подземные водоносные горизонты.

Для предотвращения дальнейшего загрязнения и минимизации экологического ущерба необходимо внедрение строгих контролирующих мер и обеспечение безопасного управления отходами на территории Дигмайского хвостохранилища. Мониторинг качества подземных вод в районе хвостохранилища должен быть выполнен на регулярной основе, что позволит своевременно выявлять и устранять возможные источники загрязнения. Дополнительно обязательно разрабатывать и внедрять системы очистки и фильтрации, которые помогут снизить концентрации тяжёлых металлов до безопасного уровня.

Эффективное управление загрязненными водными ресурсами требует комплексного подхода, включая не только технологические решения, но и общественное информирование и вовлеченность местного населения в вопросы охраны окружающей среды. Программа восстановления должна включать в себя мероприятия по восстановлению экосистем, организацию информационных кампаний для повышения осведомлённости о проблемах загрязнения и возможных способах их решения. В долгосрочной перспективе реализация таких мер существенно снизит воздействие тяжёлых металлов на окружающую среду и здоровье людей, проживающих в районе Дигмайского хвостохранилища.

4.2. Динамика загрязнения поверхностных и подземных вод вокруг Дигмайского хвостохранилища

В связи с ростом потребления воды, особое внимание уделяется качеству воды, безопасному для здоровья человека и окружающей среды. Хорошо известно, что источниками воды являются подземные, поверхностные воды и атмосфера. В Таджикистане около 26 процентов водоснабжения обеспечивается за счёт подземных вод. Подземные воды являются не только источником водоснабжения и компонентом окружающей среды, но и одним из основных индикаторов загрязнения водных объектов. Изменение физико-химического состава и гидрохимических показателей подземных вод, приводит к изменению качества природных водоёмов и водных объектов [203].

В результате загрязнения подземных вод органическими и неорганическими веществами необходимо исследовать состав воды и найти перспективные методы качественного и количественного управления. Следует отметить, что содержание загрязняющих веществ в подземных водах изменяется в зависимости от расположения источника загрязнения. На перемещение и распределение загрязняющих веществ, влияют антропогенная деятельность человека и природные явления.

На Дигмайском хвостохранилище хранится 36 млн. тонн низкоактивных урановых отходов. Поверхность хвостохранилища в настоящее время полностью сухая, на ней образовались такыры и трещины шириной от 0,2 до 1,0 м. и глубиной до 3 м. Дигмайское хвостохранилище занимает площадь более 90 га. Оно расположено на высоте 30 м. над уровнем реки от города Худжанда. Расстояние от центра города до объекта составляет 8 км, а до реки Сырдарья – 6 км. На рисунке 4.2 показана карта расположения мониторинговых скважин за пределами СЗЗ установленных на Дигмайском хвостохранилище.

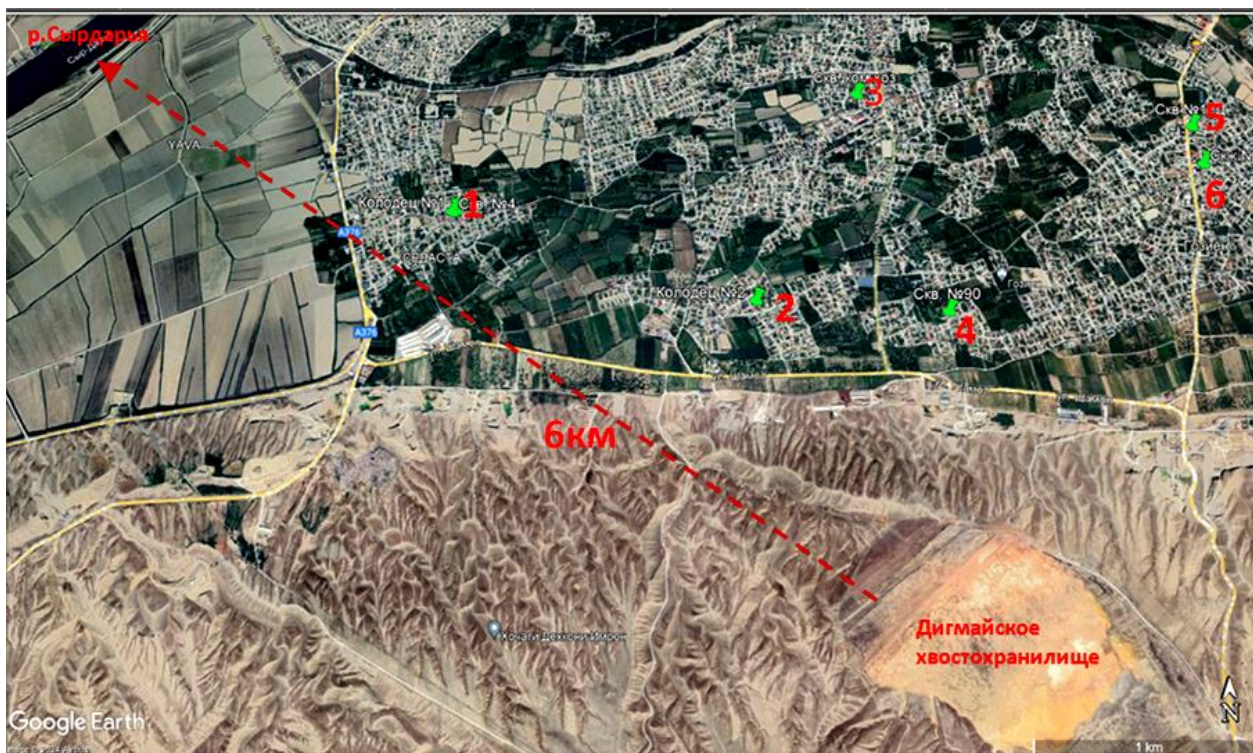


Рисунок 4.2. – Точки расположения наблюдательных скважин режимной сети в Б.Гафуровском районе (1, 2, 3, 4...номера скважин режимной сети)

В 2017-2020 гг. в Б. Гафуровском районе Согдийской области проведёны мониторинговые исследование водных проб с целью определения физико-химических параметров на 10 точках опробования. В работе представлены данные по основным физико-химическим свойствам природных вод: рН, содержание растворённого кислорода и электропроводность. Для выявления физико-химических параметров использовался стационарный прибор мультиметр «SyberScan PCD 650». Прибор способен измерять с точностью $\pm 0,002$ рН и дискретностью 0,001 рН, и может измерять все параметры от сверхчистой воды до 500 мСм/см. Пробы были проанализированы на месте, и результаты занесены в таблицу 4.1. Концентрация ионов водорода рН воды находится в пределах референтных значений, установленных для природных вод. Проводимость воды меняется в зависимости от времен года, с небольшими отклонениями от среднего значения в некоторых местах отбора проб. Уровень растворённого кислорода

в поверхностных и подземных водах колеблется в пределах от 8 до 112 мг/л с значительными сезонными и суточными колебаниями.

Таблица 4.1. - Физико-химические параметры водных объектов на Б. Гафуровском районе

№ проб	pH	Проводимость, mS	Растворенный кислород, %	Растворенный кислород, мг/л	Органическ. вещества, мг/л	Соленость, мг/л	Проводимость, mV	Удельное сопротивление кОм	Температура, °C
1	7,4	1,011	89	9,52	0,5	0,935	-75	1,005	12,1
2	7,37	1,56	82,4	9,16	0,746	1,488	-73,6	0,673	10,5
3	6,98	1,462	90,9	9,51	0,8406	1,416	-49,7	0,594	14,7
4	6,86	3,061	74,4	8,73	1,593	3,005	-42,1	0,313	13,2
5	7,16	1,776	75,5	8,79	0,675	1,692	-60	0,74	7,7
6	6,97	2,245	73,2	9,21	0,727	2,106	-48,9	0,689	5,5
7	7,58	3,26	77,1	9,25	1,197	3,16	-83,5	0,417	6,8
8	7,57	1,507	87,4	10,03	0,605	1,418	-83	0,835	8,9
9	7,72	1,318	85,1	10	0,486	1,271	-91,3	1,026	8,4
10	7,36	1,659	111,5	11,92	0,843	1,592	-71,3	605,9	12,9

Значительные изменения содержания ТМ в некоторых точках зависят от перемещения элементов загрязнителей в подземные воды. Это происходит в результате вымывания и выщелачивания из горных пород из месторождений полезных ископаемых, а также с поступлением ТМ от промышленных предприятий. В виду того, что это актуальная экологическая проблема, необходим детальный и все сторонний анализ, учитывающий не только осадки но и водные потоки и сезонные колебания.

Уровень грунтовых вод в районе Дигмайского хвостохранилище находится на глубине 50-85 м и имеет гидравлический напор около 50 м. За пределами загрязненного участка и сточными водами, которая вода пресная хлоридно-сульфатная натриевая и очень щелочная. Загрязненный участок

расположен на верхней части объекта, вода минерализованная, сульфатная, нейтральная и натриево-магниевая [204].

Использование данного водоносного горизонта как источника водоснабжения не имеют прикладного значения. Причина, из-за низкого водообильности подземного горизонта и глубокого залегания грунтовых вод. Определённые на обследуемой территории наблюдательные скважины с наибольшими зонами питания и разгрузки представляют общую гидравлическую систему. Этот фактор необходимо учитывать при определении границ загрязнения подземных вод [205].

В районе посёлка Газиен пробы воды были отобраны на расстоянии 5 км от источника загрязнения радионуклидов и ТМ. Результаты анализа некоторых ТМ и радионуклидов обобщены на рисунке 4.3.

Антропогенные факторы (потери воды из каналов, инфильтрация оросительной воды, инфильтрация промышленных вод) играют важную роль в питании подземных вод и в формировании их химического состава. Горизонтная вода преимущественно используется для водоснабжения.

Относительно высокое содержание сульфатов в грунтовых водах населённого пункта, указывает на потенциальную опасность и дальнейшее загрязнение грунтовых вод ТМ и радионуклидами. Это свидетельствует о том, что загрязнённые воды, вероятно, медленно движется из хвостохранилище в направлении стока р.Сырдарьи в сторону населений. Содержание таких радионуклидов, как ^{234}U , ^{238}U и ^{226}Ra , в подземных водах, используемых для хозяйственных нужд, было отмечено в некоторых пробах.

Однако есть основания полагать, что в ближайшем будущем загрязнение подземных вод в жилом районе Газиён будет постепенно увеличиваться под влиянием распространения загрязнённых вод из хвостохранилища. Поэтому, необходимо создать сеть мониторинговых наблюдений за оценкой состояния загрязнения подземных вод на территории населённых пунктах, и определить дозы внутреннего облучения на населения.

Подземные воды являются не только источником водоснабжения и компонентом окружающей среды, но и одним из основных индикаторов загрязнения водных объектов. Таким образом, химический состав и гидрохимические показатели подземных вод приводит к изменению качества природных водоёмов [206].

В условиях растущего водопотребления особый интерес представляет качество воды, безопасное для здоровья человека и потребностей общества. В связи с загрязнением подземных вод радионуклидами необходимо найти перспективные методы исследования. Содержание урана в подземных водах варьируется в зависимости от места их источника. Изучение закономерностей миграции урана и его распределения зависит от антропогенной деятельности человека и природных процессов.

Состав подземных вод оценивается по физико-химическим и гигиеническим показателям. Для определения степени загрязнения проб отобранных в районе Дигмайского хвостохранилища в полевых условиях использовался прибор для измерения pH. Качество воды исследовали методом атомноабсорбционной спектроскопии на спектрометре «AAnalyst 800» [177].

На рисунке 4.3 перечислены места отбора проб воды и их местоположение от источника загрязнения, а также концентрации урана. Дигмайское хвостохранилище крупнейшее урановое хранилище радиоактивных отходов на территории Ферганской долины. Оно расположено в Согдийской области Таджикистана.

Населённый пункт Газиён расположен на расстоянии 1,5 км от источника загрязнения радионуклидов и ТМ Дигмайского радиоактивного хвостохранилища. Для целей водоснабжения и орошения земельных угодий жители посёлка забор воды используется из колодцев, которые расположенных в пределах посёлка ниже по течению подземных вод к р.Сырдарья. Однако, тектонический разлом как раз проходит по северо-западу 6км от реки на путей миграции элементов загрязнителей из

хвостохранилища. Река Сырдарья это главная водная артерия ареала техногенного загрязнения снабжающая водой Таджикистан, Узбекистан и Казахстан. Поэтому, мониторинговые наблюдения на регионе за загрязнением подземных и поверхностных вод на микро- и макроэлементы (сульфатами, нитратами, хлоридами и ТМ.) дают прогнозируемые характеристики и являются очень важной проблемой [208].

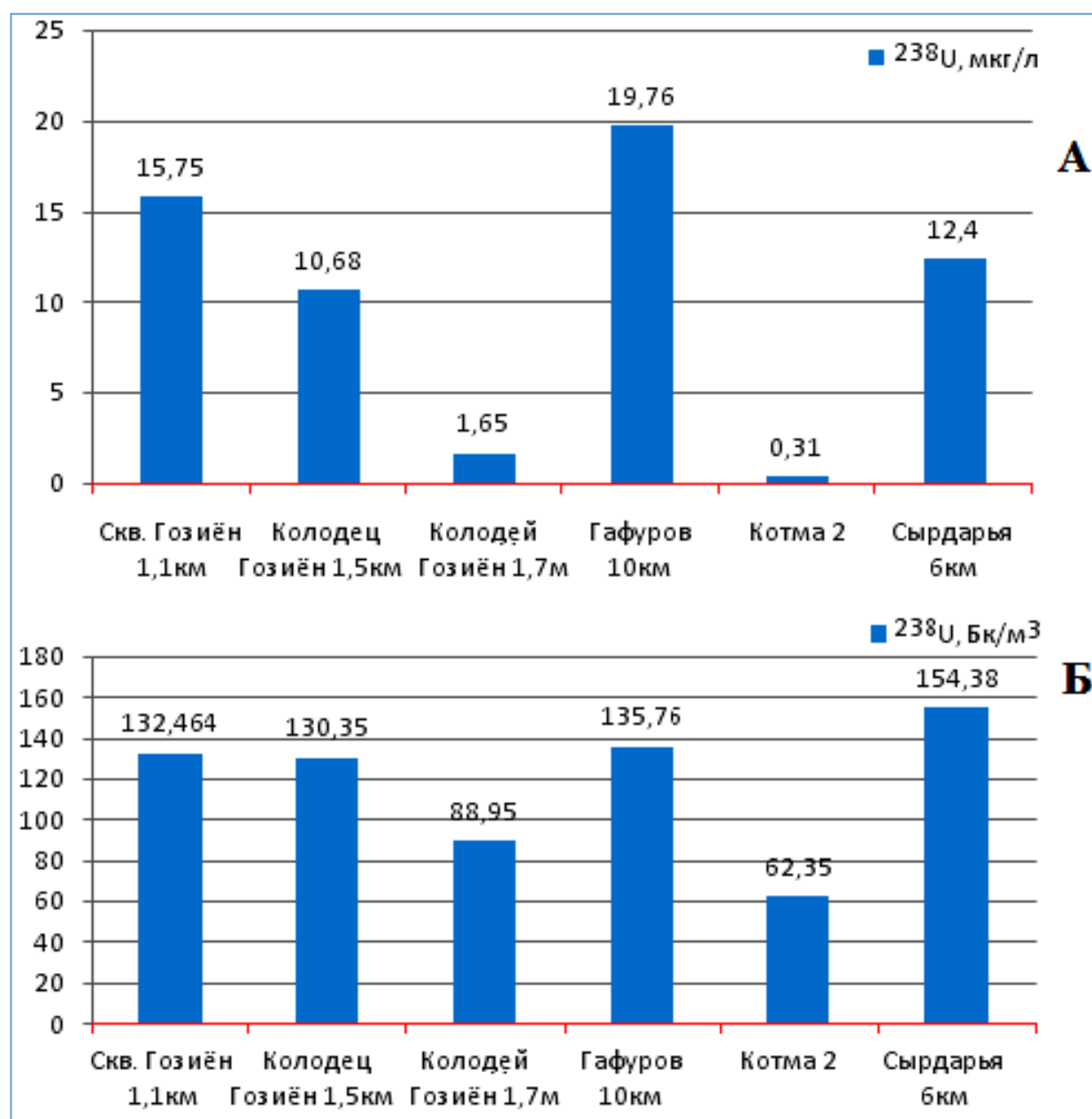


Рисунок 4.3. – Содержания ^{238}U , мкг/л (а) и активность ^{238}U , Бк/м³ (б) водных проб отобранных в районе Дигмайского хвостохранилища

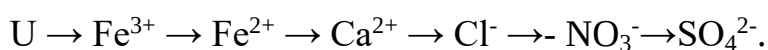
В результате фильтрации жидкой фазы пульпы радиоактивных отходов загрязняются подземные воды на территории расположения хвостохранилища, которое связано с концентрированием загрязнителей в хвостохранилище. Химический состав определяется от состава отходов, фильтрации жидкой фазы пульпы и характером расположения данного объекта (таблица 4.2).

Таблица 4.2. - Результаты анализа жидкой фазы отходов Дигмайского хвостохранилища

Компоненты	Дигмайское хв-ще, мг/л	Подземные воды, мг/л	ПДК, мг/л
^{238}U	0,35 - 0,6	$1,4 \cdot 10^{-4}$	1,7
^{226}Ra	10 - 15 Бк/л	$2,3 \cdot 10^{-13}$	$5,1 \cdot 10^{-11}$
^{210}Po	2,0 - 2,6	-	-
Fe	804 - 856	24 - 46	300
Mg	504 - 612	44 - 54	-
Mn	50 - 70	0,01 - 0,15	0,14
Na +K	230 - 324	20 - 106	-
Cl^-	100 - 126	200 - 256	350
NO_3^-	610 - 855	94 - 155	45
SO_4^{2-}	10210 - 11150	100 - 1110	500
Сухой остаток	9840 - 12040	2600 - 2840	1000

Представленные в таблице 4.3. данные источников загрязнения подземных вод в районе расположения хвостохранилища.

В результате фильтрации жидкой фазы отходов хвостохранилища происходит загрязнения радионуклидами и тяжелыми металлами. Зональное изменение приоритетных загрязнителей и компонентов имеет следующую последовательность [209]:



Другие макро- и микрокомпоненты включая радиоизотопы, распределяются вблизи сульфатного ареала по образованию, которого можно определить общую загрязнённость водоносного горизонта. В результате определения загрязнения подземных вод необходимо учесть миграцию радиоизотопов распределения по горизонтали и по вертикали. Согласно приведённым данным (таблица 4.3), сульфат кальция является единственным нерастворимым соединением в подземных водах.

Таблица 4.3. - Результаты растворимости сульфат-ионов в солевых отложениях

Соединение	[Me ⁺], г/л	[SO ₄ ²⁻], г/л	Растворимость при t=18°C
MgSO ₄	1,85	6,44	~404,0
CaSO ₄	0,46	1,16	~2,3
(NH ₄) ₂ SO ₄	0,27	0,71	~753,0
Na ₂ SO ₄	0,13	0,16	~404,0
K ₂ SO ₄	0,07	0,07	~116,0
Fe ₂ (SO ₄) ₃	0,46	1,03	только в кислой среде
		Σ=11,13	

В таблицы 4.4. приводятся средние статистические данные многолетних наблюдений за содержанием анионов и катионов прудка. Водородный показатель (pH) составляет 2,5. Водородный показатель скважины №18-7э изменяется от 7,2 до 7,4. Реакции с SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻, с одной стороны и Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, Na⁺, Fe³⁺, NH₄⁺ - с другой, протекают ионно однородно.

Таблица 4.4. - Содержание основных ионов анионитов и катионитов в прудковых водах Дигмайского хвостохранилища в 2015-2020гг

Анионы	г/л	мг-экв/л	Катионы	г/л	мг-экв/л
SO ₄ ²⁻	10,72	222,98	Mg ²⁺	1,93	159,53
Cl ⁻	0,12	2,81	Ca ²⁺	0,51	24,94

Продолжение таблицы 4.4.

NO ₃ ⁻	0,42	6,44	K ⁺	0,11	2,55
-	-	-	Na ⁺	0,12	4,34
-	-	-	Fe ³⁺	0,41	21,48
-	-	-	NH ₄ ⁺	0,34	19,42

Концентрация SO₄²⁻ хорошо согласуется с фоновыми значениями компоненты, которых приведены в таблице 4.4, учитывая фоновое значение 0,3 г/л в водоносных комплексах средне-позднечетвертичного (QII-QIII) и плиоцен-позднечетвертичного (N2-Q1) периодов. Это свидетельствует о процессе нейтрализации вод за счет химических явлений с минералами.

Анализ результатов отбора проб и химического состава воды из водных объектов, которые входят состав мониторинговых исследований установлена пятно сульфатного загрязнения. Данное загрязнение формируется за счёт двух источников водоснабжения: в результате фильтрации жидкой фазы шлама, которое поступает из хвостохранилища и путём орошения земельных угодий.

Масштаб распространения территории загрязнения в подземных водах от место фильтрации прудовых вод рассчитывается от расстояния источника. Это загрязнение происходит от SO₄²⁻. Они относятся к подвижной форме включающей к II-ой группе (отрицательные ионы) и определяется относительно повышенной скоростью миграции. Под скоростью миграции ионов-загрязнителей понимается это расстояние ($I_{\max}$), на котором минимальная концентрация ($C_{\min}$) компонента определяется по результатам химического анализа в воде. Место нахождения границ территории загрязнения во время функционирования хвостохранилища (время t) определяется по следующей формуле [210]:

$$I_{\max} = u \cdot t [1 - 2(n_{\min} + n_0) : n \sum] \sqrt{\pi D t},$$

где: u – скорость передвижения потока ионов-загрязнителей 0,1 м/сут;

T – затраченное время на момент исчезновения прудка, 13000 сут;

$n_{\min}$ – минимальная концентрация SO_4^{2-} ионов 1,0 г/л;

n_0 – фоновая концентрация ионов SO_4^{2-} , в подземных водах 0,6 г/л;

n – суммарная концентрация ионов в прудковых водах, 18 г/л;

D – коэффициент распределения конвективной диффузии, 1,5.

$$I_{\max} = 0,1 \times 13000 + \left[1 - 2 \frac{(1+0,6)}{18}\right] \times \sqrt{3,14 \times 1,5 \times 13000} = 1503 \text{ м (1)}$$

Проведенные исследования в 2015-2020 гг включает отбора проб из наблюдательных скважин на территории Дигмайского хвостохранилища нашли отражения на основе результатов гидрохимического анализа. Распределение форм миграции компонентов II-ой группы можно проверять расчётами с учётов действия минимальных факторов в.т.ч:

а) диффузия миграционных форм в подземных водах;

б) сорбционная ёмкость загрязненного объёма породы в водоносном комплексе.

По результатам оценки данных величин длина зоны развития перемещения формы компонента II-ой группы (SO_4^{2-}) определяется по следующему уравнению:

$L=4 \cdot Z \cdot n_{\min} \cdot \sqrt{D \cdot t}$, где: Z – аргумент представляющий интеграла Гаусса, при $n = n_{\min}$ $L=4 \cdot 4,24 \cdot 1,0 \cdot \sqrt{1,5 \times 13000} = 2368 \text{ м}$, т.е. на данном расстоянии от источника загрязнения подземных вод находится граница зоны рассеяния анионов, в т.ч. SO_4^{2-} , в подземных водах до фонового уровня.

В процессе гидродисперсии миграция сульфат-ионов происходит интенсивнее, которое рассчитывается с учетом скорости миграции ионов и расстояние от истичника загрязнения. Время Δt , за которое сорбционная ёмкость водоносного пласта в северной и северо-западной территории хвостохранилища (в направлении движения фильтрационного потока) полностью прекращена. Определяется значениями сорбционной ёмкости гидрослюды, начальной концентрации подвижных компонентов (C_0), расхода загрязненных подземных вод (Q) и значения константы скорости сорбции (V_0):

$$\Delta t = \frac{\partial}{q} + \frac{\partial}{B_0} \times (1 + 1ny), \quad \partial = \frac{dp}{C_0} \quad V = \frac{C}{C_0}$$

где dp – концентрация распределительных форм I группы (катионы), 0,4 г/л;

C_0 – равновесная концентрация, 0,5 г/л;

V – объем единицы сечения пласта длиной (L), $2,7 \cdot 10^9$ м³.

$$\partial = \frac{0,4}{0,5} = 0,8 \quad v = \frac{1,5}{0,5} = 3;$$

$$\Delta t = \frac{0,8 \times 2,7 \times 10^9}{0,75 \times 10^5} + \frac{0,8}{0,1} (1 + \ln 3) = 28817 \text{ суток} = 78,9 \text{ лет.}$$

Иными словами, в объеме $2,7 \cdot 10^9$ м³ гидрослюды при дебите подземных вод $0,75 \cdot 10^5$ м³ сорбция компонентов группы (катионов) продолжается до настоящего времени, что не допускает фильтрацию загрязненных веществ из прудковых вод на расстояние более 1,3-1,5 км от Дигмайского радиоактивного хвостохранилища.

В условиях равного соотношения осадков и испарения (по 1,6 м/год) прогнозируемое время воздействия воды пруда-отстойника на объем воды в оросительных скважинах колхоза им. П.Бобокалонова (№82, 86 и 164) после исчезновения пруда определяется уравнением (в предположении одномерной плоскопараллельной схемы движения подземных вод) может быть рассчитан по [211]:

$$Y = \frac{m \times n \times I}{D}$$

где: m – мощность загрязненного водоносного пласта 50 м;

n – максимальная пористость горных пород 0,01;

I – расстояние ирригационных скважин от Дигмайского хвостохранилища до 1500 м;

D – удельный расход потока загрязнителей, которое зависят от свойства водопроницаемости пород равно 45 м²/сут и гидравлического уклона направления потока подземных вод:

$$I = 0,02; d = \text{km}; \quad I = 0,9 \text{ м}^2/\text{сут.}$$

$$Y = \frac{50 \times 0,01 \times 1500}{0,9} = 833 \text{ сут} = 2,3 \text{ года}$$

Поскольку прудок полностью высох к 2010 году, вода из пруда просачивается вниз до линии расположения оросительного колодца и смешивается естественными грунтовыми водами.

4.3. Динамика загрязнения поверхностных и подземных вод вокруг хвостохранилища г.Истиклола

Концентрация урана в воде из карьерного озера г.Истиклола составлял 2,0 мг/л, что выше чем в воде отобранной в районе Дигмайского хвостохранилища, в ручьях из озера г.Истиклола и ниже хвостохранилища концентрация токсичных и тяжёлых элементов As, Mo, Mn и Fe превышали нормы для питьевой воды; U, As, Mo и Ni представляют собой низкомолекулярные частицы с подвижными формами. U, As, Mo и Ni являются, также низкомолекулярными частицами и подвижным в биодоступных формах. Уровни радиоактивности радионуклидов варьировались от места к месту. В ДО озера г.Истиклола были обнаружены аномальные концентрации радионуклидов до 6 кБк/кг, в то время как концентрации активности в почве были значительно ниже и составляли от 296 до 590 Бк/кг. Высокие концентрации изотопов ^{226}Ra и ^{228}Ra с активностью 17-32 кБк/кг были обнаружены в почве Дигмайского хвостохранилища. Полученные результаты показывают, что изотопы ^{238}U и ^{210}Pb обладают высокой подвижностью в озере г.Истиклола. Что подвижность этих элементов связана с pH среды и окислительно-восстановительными процессами. Изотопы ^{238}U в состав радиоактивных отходах оказались достаточно подвижными, а ^{210}Pb – инертными. Миграция радионуклидов и содержание ТМ в ДО в воде были довольно низкими. В озере г.Истиклола высоко мобильным остались ^{238}U (9,0 мг/кг), за ним следовали Ni ($1,5 \cdot 10^3$ мг/кг) и As ($5,0 \cdot 10^3$ мг/кг), Cu и Cd ($1,4 \cdot 10^4$ мг/кг) и Pb ($2,0 \cdot 10^5$ мг/кг) были весьма инертными.

Особое значение имеет попадание в окружающую среду агрязненных вод, характеризующихся значительным содержанием SO_4^{2-} ионов (9250-9620

мг/л) и CO_3^{2-} ионов (до 1850 мг/л). Проведенные измерения показали, что общая концентрация радионуклидов урана $^{238}\text{U}+^{234}\text{U}$ в пяти отобранных пробах колеблется в пределах 1110-1450 Бк/л, что сопоставимо с концентрацией промышленных урановых растворов (50-70 мг/л). Когда дренажные воды испаряются и растекаются по руслу водотока, в засушливом климате формируется желтоватая корка, представляющая собой минерализованные и нерастворимые SO_4^{2-} и CO_3^{2-} ионов с аномально высоким содержанием природных радионуклидов. На берегах пруда-хвостохранилища в г. Истиклол были обнаружены кристаллы с жёлтыми гранями, являющиеся SO_4^{2-} ионами, обогащёнными ураном, концентрация которого достигает 12000-15000 Бк/кг.

Предположительно, в процессе создания хвостохранилища образование дренажных вод с высоким содержанием SO_4^{2-} и CO_3^{2-} ионов связано с неполной нейтрализацией кислотных и щелочных растворов в загрязненной воде [212]. В таблицах 4.5 и 4.6 приводятся результаты анализа основных загрязняющих веществ г.Истиклола.

Исходя из табличных данных таблицы 4.5, воды из дренажа содержит в своём составе наибольшее количество сульфат-ионов, карбонат-ионов и ТМ. Рассматривается необходимость очистки воды из дренажа от ионов ТМ, а также радиоизотопов, со стороны населения воды из дренажа используются для хозяйственных и питьевых целей.

Таблица 4.5. Основные загрязняющие компоненты в объектах г. Истиклола (мг/л)

Водный объект	SO_4^{2-}	Cl^-	CO_3^{2-}	U
Карьер	725	106	322	52.9
Дренажи старых шахт	9210	174	1805	37.9
Сары-Сахлы-Сай	394	96	283	25.8
р. Уткен-Суу (исток)	312	105	184	0.65
р. Уткен-Суу (Худжанд)	413	115	232	0.73
Ручей Истиклол	382	113	192	1.87

Таблица 4.6. - Переменные качества воды в водах, отобранные в 2017 г. и 2020 г. из разных объектов

Показатели	Озера Истиклол	Выход озера Истиклол	Кайракк ум	Питьвода 1	Питьводы 2
По данным анализа лаборатории химии ТНУ (2017 г.)					
pH	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5
Cl ⁻	23	18	94	112	134
SO ₄ ⁻²	432	103	232	80	78
Ca	104	147	108	35	31
Mg	84	15	84	11	8
По данным Норвежского университета естественных наук (2020 г.)					
pH	8.0	7.5	8.3	7.5	7.5
EH	1.25	1.44	1.49	1.2	2.6
Toc	2.23	2.51	1.24	0.52	0.31
Na	111	120	120	149	191
Cl ⁻	14	12	113	101	170
SO ₄ ⁻²	471	480	502	88	92
K	3.6	3.9	5.4	3.3	3.9
Ca	126	139	111	126	133
Mg	36		59		
F	0.37		0.65		
NO ₃ ⁻	0.15		0.9		

Собранные ниже по течению от хвостохранилища и воды из Дигмайского хвостохранилище превышающие рекомендованные ВОЗ максимальные значения, для питьевых вод представлены в таблице 4.7.

Таблица 4.7. - Концентрации изотопа урана и ²²⁶Ra в водах, отобранных в объектов г.Истиклола и Дигмайского хвостохранилище

Пробы воды	Концентрация активности, мБк/л			U, мг/л	²²⁶ Ra, мБк/л
	²³⁸ U	²³⁴ U	²³⁴ U/ ²³⁸ U		
2015					
Карьер (озеро)	20.5±400	20.9±400	1.02±0.03	1660±32	1130±60
Выход реки 70 м	17.6±800	17.9±700	1.02±0.04	1430±65	868±32

Продолжение таблицы 4.7.

Чкалов.пить. вода	78±6	81±6	1.04±0.12	63±0.5	4.87±0.41
Вода п.Газиён	42±5	57±6	1.36±0.03	3.4±0.4	5.22±0.41
Чкалов. водоканал	94±6	96±6	1.02±0.05	7.6±0.5	2.19±0.27
Сырдарья 1	443±21	732±24	1.65±0.04	36±2	6.66±0.49
Сырдарья 2	552±34	1110±43	2.02±0.05	45±3	7.92±0.55
2020					
Карьер (озеро)	31.0	30.0	1.03	2000	-
Вода п.Газиён	46	60	1.29	3.7	-
Скв. 87	500	730	1.46	70	-
Скв. 18	210	270	1.25	17	-

Не наблюдалась различия в концентрации урана внутри объекта по толщине воды в озере (1 м и 13 м). Как уровень As в питьевой воде отобранная в г.Истиклоле (участок 2) 10 мг/л была аналогична верхней Рекомендуемое ВОЗ и выявлена максимальное значение требующего дальнейшего исследования. В озере карьера концентрация As и Ni не изменились. Между тремя годами, изменения U и особенно концентрации Mn, Fe, Mo были значительными. Это показывает более высокие концентрации в августе 2020 года, чем в ноябре 2015 г.

Очевидные годовые колебания озера карьера в основном связано с изменением гидрологического режима и жаркое лето снизило уровень воды в озере, но и мутность отобранной воды отражающая наличие осадков исключать нельзя (таблицы 4.8-4.10).

Таблица 4.8. Концентрация микроэлементов в водах различных участков Таджикистана отобранных в 2015 и 2020 гг.

Источник воды	Концентрация воды, мг/л							
	As	Ni	Cr	Mo	Mn	Th	Fe	Zn
2015								
Карьер	24	3.5	3.5	335	2710	0.07	1780	63

Продолжение таблицы 4.8.

Табош. пить	10	4.0	3.0	64	7.0	-	56	-
Табош. вода	2.0	-	1.3	42	14	-	72	-
Чкал.пить вод	0.3	0.9	1.4	4.4	21	-	125	9
Вода Гоziён	0.1	1.4	1.4	3.3	12	0.02	95	34
Чкалводканал	0.1	-	0.9	4.0	30	-	59	-
Сырдарья 1	11	2.6	2.6	14	20	0.01	109	8
Сырдарья 2	3.0	3.7	3.7	15	15	0.01	140	4
2020								
Карьер озер 1 м	25	3.8	-	34	13	0.005	18	-
Карьер оз 13 м	27	3.9	-	36	14	0.001	12	-
Река Сырдарья	31	4.8	-	15	1	0.0001	13	-
Кайраккум	5.0	4.9	-	12	46	0.001		-
Скв 87	24	3.1	-	31		0.001		-
Скв 18	2.5	12	-	0.77	11900	0.001		-
ПДК	10	70	-	70	400			-

Таблица 4.9. - Концентрация радионуклидов, pH, в пробах почвы и отложений, отобранных в окрестностях Истиклола и Дигмайского хвостохранилище

Место положения	Профиль	^{238}U , Бк/кг	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, Бк/кг	^{226}Ra , Бк/кг	^{228}Ra , Бк/кг	^{232}Th , мг/кг
Карьер почва 0-5см	Среднее	3300	1.03	460	63	10
	Min	1100	1.02	400	60	8
	Max	6300	1.04	570	69	14
Ручей донные отлож.	Среднее	1000	1.22	25000	170	14
	Min	760	1.12	24000	152	14
	Max	1300	1.31	25000	190	14
Дигмай трещины 0-5 см	Среднее	2100	1.07	18000	130	7
	Min	790	1.00	4000	79	6
	Max	4800	1.19	32000	160	11
Карьер донные отлож.	Среднее	460	1.02	1100	100	15
	Min	270	1.23	1200	110	11
	Max	470	1.12	1400	150	26

Таблица 4.10. - Концентрация микроэлементов в пробах почвы и ДО г. Истиклола и Дигмайского хвотохранилище

Место положения	Профиль	Концентрация микроэлементов, мг/кг					
		As	Cr	Cu	Ni	Pb	Cd
Карьер почва 0-5см	Среднее	150	17	63	6	130	2
	Min	120	15	49	4	88	1
	Max	180	19	80	8	180	2
Ручей донные отлож.	Среднее	240	23	220	6	700	2,9
	Min	160	19	100	5	310	3
	Max	310	27	420	7	1800	3
Дигмай трещины 0-5см	Среднее	230	81	130	25	290	2
	Min	39	24	35	4	160	2
	Max	590	170	270	60	550	2
Карьер донные отлож.	Среднее	820	22	150	2	670	1
	Min	360	16	87	1	340	1
	Max	1800	34	240	3	1200	2

Добыча и переработка полезных ископаемых сопровождается значительным все возрастающим воздействием на окружающую среду. Идёт загрязнение атмосферы, земель и водоёмов пылью, химическими и радиоактивными веществами, сточными и дренажными водами, изменяются режимы поверхностных и подземных вод [213].

В результате возрастания ареала загрязнения природной среды наблюдается серьёзные региональные изменения, что могут вызвать глобальные нарушения равновесий гидрогеохимических связей установившихся веками.

На данном этапе исследований была использована заметная новая по сравнению с предыдущими работами методики организации контроля режимной сети [214].

Принципиальное отличие от методики предшествующих работ в определении динамики содержание радионуклидов и тяжёлых металлов заключается в изменении содержания элементов в зависимости от природных

условий, что даст возможность целенаправленного изучения конкретной части водных объектов.

Экологические участки, организованные в 2015 по 2020 гг. на проведение гидрогеохимических работ направленные на рациональное использование поверхностных и подземных вод, которое обеспечивает оперативно контролировать состояние гидрогеоэкологической обстановки в данном регионе [215-218].

Определение радионуклидов проводилось в образцах воды (на различных глубинах), в питьевой воде и в пробах, отобранных на прилегающих к г.Истиклолу урановых участках и на Дигмайском хвостохранилище. Также, была проанализирована питьевая вода из городах Худжанд, Бустон и пос. Газиен, прилегающего к Дигмайскому хвостохранилищу (таблица 4.11).

Таблица 4.11. - Концентрация активности радионуклидов в образцах воды и годовая эффективная доза

Место отбора	^{238}U , мБк/л	^{234}U , мБк/л	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, мг/л	U , мБк/л	^{226}Ra , мБк/л	Общая доза, мкЗв/ч
г.Истиклол, т.1	305	309	1,32	366	413	1,65
г.Истиклол, т.6.	276	279	1,38	443	870	1,40
г.Бустон, питьевая вода, дет. сад №1	78	81	1,04	6,3	4,87	0,007
п. Газиен, вода из арыка	42	57	1,39	3,4	5,22	0,004
г.Бустон, скважина	94	96	1,02	7,6	2,19	0,006
Водозабор №2, (р. Сырдарья)	140	130	1,66	35,9	6,66	0,042
Водозабор №4, (р. Сырдарья)	150	112	2,0	44,7	7,92	0,06
ПДК	30	30	1,3	30	30	0,1

Из таблицы 4.11 видно, что низкие значения концентрации активности (^{238}U по массе) изотопов урана и ^{226}Ra во всех фактических и потенциальных источниках питьевой воды не вносят существенного вклада в увеличение общей годовой эффективной дозы, соответственно доза не превышает дозовых норм по питьевой воде по ВОЗ-у (0.1 мЗв/час) [216].

Из-за малых концентраций на увеличение годовой эффективной дозы излучения, концентрация и активности ^{210}Po и ^{210}Pb для воды питьевого назначения не влияют. В проанализированных образцах воды из карьера (г.Истиклол) и потока воды вытекаемого из того же карьера, обнаружены высокие концентрации изотопов U и ^{226}Ra , превышающие по Международным Стандартам максимально-допустимую концентрацию в питьевой воде, из этого следует, что употребление данной воды людьми и животными недопустимо.

Концентрация активности ^{238}U , ^{234}U предположительно находится в равновесном состоянии с изотопами $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$. После переработки ураносодержащего сырья в технологических процессах как дробление и экстракции, были взяты пробы воды из карьера и ручьёв, вытекающих из того же объекта пересекая отработанные отвалы хвостохранилища в Истиклоле. Это тенденция указывает о технологическом происхождении урана и его дочерних продуктов распада, которое концентрация активности представлена в таблице 4.12.

Таблица 4.12. - Концентрация активности изотопов урана в образцах воды

Место отбора пробы	^{238}U , мБк/л	^{234}U , мБк/л	^{235}U , мБк/л	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, мг/л	U, мБк/л (2015)	U, мБк/л (2020)
Истиклол, т. 2	359	373	367	1,54	370	392
Истиклол, т.3	380	392	376	1,42	395	380
Выход из Истиклол	290	286	790	1,49	-	138
Скважина ниже от Дигмайского хвостохранилища	123	128	57	1,04	70	99,8

Продолжение таблицы 4.12.

пос.Газиен, вода из арыка	49	68	3,0	1,30	28	30,7
Кайраккумское водохранилище	243	251	12	1,44	16,7	19,7
Истиклол, питьевая вода т.4	86	97	-	-	78	85
Истиклол (питьевая вода) т.5	69	100	-	1.9	115	92
ПДК	30	30	30	1,3	30	30

Беспокойство вызывает потенциальное загрязнение грунтовых вод. В образцах воды отобранной из скважин находящихся ниже от Дигмайского хвостохранилища, наблюдался повышенный уровень содержания изотопов урана в сравнении с другими образцами почвы и питьевой воды, находящиеся в изотопном соотношении 1:1. Эта вода потенциально используется в ирригационных целях. Однако, для подтверждения предварительно полученных данных статистики, необходим более детальный отбор проб и их анализирование.

Концентрация изотопов урана и радия в питьевых и других поверхностных водах были низкими. В данных объектах техногенных загрязнителей не было обнаружено, это подтверждается изотопным соотношением $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$. Исключение составляет в повышенные концентрации ^{238}U в двух образцах питьевой воды из г.Истиклола, превышающие допустимую концентрацию ^{238}U по нормам безопасности ВОЗ (Всемирная охран здоровья) ($15 \mu\text{g/L}$) и ААЗОС (Американское Агентство по защите Окружающей Среды) ($30 \mu\text{g/L}$).

Основываясь правилам обеспечения радиационной безопасности 2008 г. определённые уровни вмешательства (НРБ-06 П-2) предусматривается содержание радиоизотопов и ТМ в водной среде для действующих источников загрязнения водных объектов. В таких случаях, меры по использованию свободных источников питьевого водопотребления органы исполнительной власти РТ, органы местного самоуправления обязаны в

соответствии с данным положением принять меры по ограничению, приостановлению или запрещению водопотребления указанных потребителей [217].

Но в данном случае, превышающие нормы от природных радионуклидов и природных источников на питьевую воду не нормируется.

Повышенные концентрации изотопов U в образцах питьевой воды из г.Истиклола, не соответствуют допустимым нормам Международных Стандартов. Рекомендуются установить определённую мониторинговую программу по контролю за радиоактивными и химическими загрязнителями запасов питьевой воды на длительный период.

Пробы воды, отобранные в 2015 и 2020 гг по разным объектам показали высокие уровни концентрации урана 1.5-2.4 мг/л. Образцы из выходного потока, расположенный в 70 м ниже по течению карьера г. Истиклол показал, что концентрация урана колеблется в пределах 1,5 мг/л, примерно то же самый уровень близко к эталонным участкам. Концентрации ^{238}U в жабрах, печени, мышцах и костей у рыб от озера Истиклол были гораздо выше, чем в пробах воды из Кайраккумского водохранилища (таблица 4.13).

Таблица 4.13. - Концентрация активности изотопов урана в водных объектах

Водные объекты	Концентрация активности, Бк/л			U, мг/л
	^{238}U	^{234}U	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	
Озеро г.Истиклола	20,5 ±0,4	20,9 ±0,4	1,02±0,03	1660±32
Выхода из озера г.Истиклола	17,6±0,4	17,9±0,7	1,02±0,04	1430±62
Сырдарья пр.1	0,443±0,021	0,732±0,024	1,65±0,04	36±2
Срдарья пр.2	0,552±0,034	1,11±0,043	2,05±0,05	45±3
Вдхр. Кайраккум	0,21	0,27	1,25	17

Даже если различные рыбы были проанализированы, это ясно указывает на накопление ^{238}U и концентрация урана была замечена в почках

рыб (*Cyprinus*) карпов и (*Sander*) судака, полученные из местного промысла, расположенного на Каракумском водохранилище. Рассчитан коэффициент биоконцентрации из воды в печени и жабры, на основе двух различных видов, отобранных в озере Истиклоле, а рыб из водохранилища Кайраккум служил в качестве эталона.

Таблица 4.14 показывает, что накопление урана во всех видов рыб преимущественно происходит в почках и жабрах, а затем печени и костях, лишь небольшая фракция удерживается в мышцах (0,3 мг/кг). На основе расчёта коэффициентов корреляции Пирсона, жаберные концентрации урана положительно коррелируют с концентрацией ^{238}U в мышцах (0.837, $p < 0,001$). Как обсуждалось ранее, жаберный уран отрицательно коррелирует с отложением железа (Fe), на жабрах (0,605-0,029). Положительная корреляция жаберных Zn концентрации ^{238}U с жабр и средние жаберные концентрации может предложить некоторые общие механизмы поглощения этих элементов.

Коэффициент биоконцентрации (КБК) для рыб из озера Истиклол и перенос урана из воды к органам рыб к печени и жабрам, которые исследованы на трёх видов является презентативной.

Таблица 4.14. Концентрация урана в органах различных видов рыб исследованные в водных объектах

Органы	Истиклол озеро (<i>Cyprinus</i> карпов) мг/кг	Кайраккумское водх. (<i>Sander</i> судака), мг/кг	Кайраккумское водх. (<i>C. carpio</i> карпов), мг/кг
Кожа	8.9±2.3	0,026-0,027	0,022
Печень	14±29	0,022-0,023	0,01
Почки	13±10	0,018-0,020	0,024
Мышца	0,3±0,1	<0,01	<0,01
Кости	13±5	0,021-0,037	0,007

Как показывает результаты наибольшее скопление уран было замечено в жабрах. Обычно жаберные осадения урана не должна отражать

непосредственную концентрацию урана в воде, жабры некоторых видов, считается самой подвижной части, так как накопление данного элемента в печени связано с пищей.

В горных районах Истиклола, открытых озер руда смывается с водой, также ТМ и радиоактивные элементы попадают из грунтовых вод и атмосферных осадках. В обоих местах озера содержали повышенные концентрации урана, как и в другие водные объекты. Концентрация ^{238}U в воде, также в жабрах, печени, мышцах и костях рыб из озера были намного выше, чем от установленных норм, в воде из карьера г.Истиклол оно составляет около 1 мг/л до 3 мг/л. Обычно жаберные осадки урана не должны отражать непосредственную концентрацию урана в воде. Образцы из выходного потока, расположенный в 70 м ниже по течению показал, что концентрация урана колеблется в пределах 1,5 мг/л, примерно, то же самый уровень близко к эталонным участкам [218-223].

4.4. Изучение качества родниковых вод вокруг горного массива

Моголтау

Массив Моголтау находится к северу от Мирзарабатского хребта, расположенного со стороны юга к Ферганской долиной. Массив представляет собой возвышенность в структурно-геологическом отношении, которое состоит из палеозойских пород, а по периметру крупных разломов осадочные толщи мезозойского периода заполняют межгорную впадину.

На рисунка 4.4 представлены геологического строения гор Моголтау и Моголтауского урановорудного района: 1 – вулканогенно-осадочные образования нижнего-верхнего карбона; 2 – терригенно-карбонатные толщи среднего девона-нижнего карбона; 3 – осадочно-вулканогенные образования нижнего девона; 4 – терригенно-сланцевая толща ордовина-силура; 5 – субвулканические интрузии субщелочного и среднего состава нижняя пермь; 6-10 – интрузивный комплекс Музбекского плутона (средний карбон): Кииктаальские мелкозернистые (аплитовидные) граниты (6), гранитоиды

Кудуксайского типа (7), порфировидные гранодиориты-адамеллиты (8), музбекские (карамазорские) гранодиориты (9), диориты, габбро-диориты (10); 11 – преднижнедевонские (каледонские) гранитоиды; 12 – крутопадающие разломы: Рудный (I), Эффузивный (II), Бешкатанский (III), Южный (IV), Контактный (V) [224].

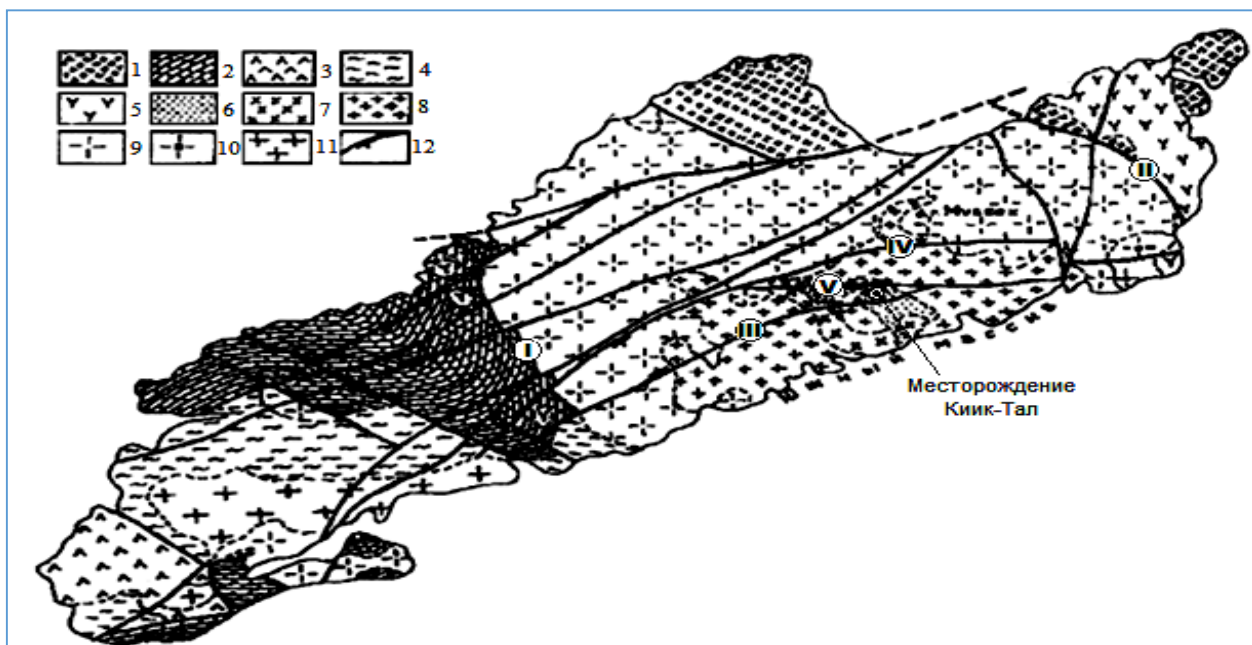


Рисунок 4.4. – Схема геологического строения гор Моголтау и Моголтаускогоурановорудного района

Некоторые урановых рудники связаны с зоной граденизации в основании южного массива, и они являются наиболее широко разработанными из Кииктала плитоподобных гранитов. Здесь находятся Кийктальское урановое месторождение, на котором с 1973 по 1978 года велась добыча урана методом подземного выщелачивания. Ураносодержащая вода из Тоннеля 1 сорбировалась на смоле АМ(п) в течение более 20 лет. Сорбционные блоки, сохранившиеся на участке шахты 3, предотвращают урановое загрязнение территории прилегающей к р.Сырдарьи и природной среды [224].



Рисунок 4.5. – Пункты расположения водоисточников массива Моголтау

Таким образом, соответственно было проведено гидрохимические исследование воды в водоисточниках хребта Моголтау. Результаты приведены в таблице 4.15.

Таблица 4.15. - Физические параметры воды в родников горы Моголтау

Населенный пункт	pH	-мВ	μS/см	TDS, мг/л	SAL	O ₂ , мг/л
с. Октош	7,8	63	542	323	0,3	0,43
с. Учбог	7,7	57	591	353	0,4	0,42
с. 3 мкр.	7,7	61	342	203	0,2	0,2
Киик Тал	7,6	45	524	312	0,2	0,43
с. Чашма	7,7	55	542	323	0,3	0,42
пос.Чорух Дайрон:	7,5	25	504	303	0,2	0,2
родничок Мармар	7,3	16	502	296	0,3	0,3
Каторбулок	7,5	42	507	302	0,2	0,4
Бутар	7,2	22	342	203	0,4	0,2

Продолжение таблицы 4.15.

с. Некрох	7,25	24	321	193	0,2	0,43
с. Мевагул 1	8,32	81	313	182	0,3	0,52
с. Мевагул 2	7,93	64	313	182	0,3	0,51
с. Каторчашма	7,84	57	312	184	0,2	0,51
с. Сечашма	7,62	41	312	183	0,2	0,43
с. Хулбазор	6,13	42	315	185	0,2	0,41
с. Чашмаизулол	7,54	45	313	183	0,2	0,51
с. Шаббода	6,42	25	315	185	0,2	0,42
с. Барис	6,72	23	315	187	0,2	0,41
с. Хучаобод	7,02	12	317	188	0,2	0,42
с. Дехконобод	7,28	27	318	188	0,2	0,41
с. Дарайболо	7,32	27	317	188	0,2	0,42
с. Кухсор	7,29	26	322	191	0,2	0,41

Была Физические параметры источников измерялись с помощью многопараметрического анализатора «Eijkelkamp 18.28» рН-метра со стеклянным электродом. (таблица 4.15). Величина рН концентрация ионов водорода изменялась от 6 до 8 близко к ПДК. ОВП варировалась от -9 до -83 мВ. Значения 310 до 590 мкСм/см по электропроводности. Общая минерализация от 184 до 355 мг/л. Жесткость воды от 0,2 - 0,3 мг/л. Содержание растворённого кислорода до 0,4-0,5 мг/л. Органические характеристики источников в районе исследования были измерены на всех точках опробований. Результаты приведены в таблице 4.16.

По результатам органолептических исследований была оценена свойства воды:

Запах – 0 или 1 балл (не обнаруживается или очень слабый);

Привкус – < 2 баллов (естественного происхождения и может быть определён как травянистый);

Цветность – 3-6 градусов;

Мутность – < 1,6 мг/л;

Прозрачность вод – 32 см.

Таблица 4.16. Физико-химическое свойство родников в районе горы Моголтау

Свойства и состав вод	Населенный пункт							ПДК
	с.Окташ	3 мкр.	Киик-Тал	с.Некрох	с.Хулбазор	с.Шаббода	с.Барис	
Органолептические свойства								
Температура, °С	22	214	23	20	21	21	20	
Запах (при 20°С)	2 ^б	2 ^б	-	2 ^б	0 ^б	2 ^б	2 ^б	2 ^б
Вкус	-	-	-	2 ^б	0 ^б	2 ^б	2 ^б	2 ^б
Цвет	0°	0°	0 ⁰	0°	0 ⁰	0°	0°	20°
Мутность	не обн.	не обн.	не обн.	не обн.	не обн.	не обн.	не обн.	1,5 мг/л
Прозрачность вод	>30 см	>30 см	>30 см	>30 см	>30 см	>30 см	>30 см	30 см
Химический состав воды								
рН	7,3	7,1	7,3	7,1	7,3	6,7	7,2	6,0-9,3
Окисляемость, мг/л	1,03	0,84	-	-	0,82	-	-	4,1
Аммоний (NH ₄ ⁺), мг/л	следы	-	следы	не обн.	-.	не обн.	-.	0,001-0,002
Na ⁺ и K ⁺ , мг/л	64	75,3	-	-	46,3	-	-	-
Магний (Mg ²⁺), мг/л	43	42	64	27,7	34,3	15,3	-	20-85
Кальций (Ca ²⁺), мг/л	103	105	228	50,1	56,1	43,2	23,2	30-143
Железа (Fe ³⁺), мг/л	0,052	0,021	0,83	-	не обн.	-	-	0,33
Хлор (Cl ⁻), мг/л	72,6	69,53	131,13	55,2	30,3	25,2	35,2	352
Нитрат (NO ₃ ⁻), мг/л	10,2	10,6	8,11	16,6	18,1	15,2	25	45
Нитрит (NO ₂ ⁻), мг/л	следы	не обн.	следы	не обн.	не обн.	не обн.	не обн.	0,001-0,005
НСО ₃ ⁻ , мг/л	195,2	183	-	210,3	219,4	170,6	213,5	-
Сульфат (SO ₄ ²⁻), мг/л	274	314	783	-	155,5	-	123	505
Общая жесткость, мг.экв./л	8,5	8,45	16,6	4,6	5,4	3,43	3,92	7,1
Щелочность, мг.экв./л	3,2	3,2	-	3,4	3,5	2,7	3,5	-
Сухой остаток, мг/л	822	763	1715	-	513	-	204	1000
Уран (U ⁶⁺), мг/л	0,072	0,074	22	-	-	-	-	1,6

Данные исследования подтверждаются стандартными эталонами предъявляемым к воде, пригодной для питья.

Большинство родников входят к этому типу, их рН находится в пределах 6,5-7,5.

Слабощелочные источники встречаются в родниках сел Октош, Учбог, Киик-Тал месторождения 3 мкр, Чашма, Мевагул 1, Мевагул 2, Каторчашмаи Сечашма (основные), с показателями рН от 7,6 до 8,3.

Показатели среды рН в некоторых точка слабокислые 6,1-6,7. Такие значения наблюдается в селах Хулбазор, Шаббода и Барис.

Как видно из таблицы 4.16 обнаружены повышенные значения хлора, сульфатов, кальция и магния в некоторых пробах. Общая жёсткость родников расположенных вокруг массива гор Моголтау колеблется от 3,4-16,8 мг-экв/л. Родники в местностях Некрох, Хулбазор, Шаббода и Барис имеют сравнительно среднюю, с общей жёсткостью 3,4-5,6 мг-экв/л. Родники в местностях Окташ, 12 мкр. и 18 мкр. и урановое месторождение Киик-Тал, составляют очень жёсткую воду (жёсткость 7,2-16,8 мг/л). Исходя из выше изложенного, источники в районе массива Моголтау относятся к среднежестким и жёстким водам.

Исследование химического состава водоемов и анализ присутствующих ионов демонстрируют, что в большинстве случаев ангионы представлены в виде гидрокарбонатов. Исключения составляют источники, находящиеся в селениях Хулбазор и Барис, где основными ангионами являются сульфаты и железные ионы, а также шахтные воды из месторождения Киик-Тал. В катионном составе преобладают магний и кальций, причем кальций является доминирующим в пресных источниках.

Разнообразие видов источников в данной местности обусловлено рельефом, геологическими особенностями и гидрогеологическими условиями. По своим кислотнo-основным характеристикам эти источники в основном нейтральные. Общая жесткость воды колеблется в пределах от 3,4 до 16,8 мг-экв/л.

Также можно выделить определенные закономерности в формировании химического состава воды родников. В пресной воде наблюдается неравномерная тенденция к увеличению жесткости, содержания гидрокарбонатов, а также ионов кальция и магния, наряду с сульфатами, при росте минерализации.

4.5. Исследование качества воды реки Сырдарьи в пределах Таджикистана

В настоящее время проблема загрязнения водной среды является актуальной экологической проблемой современности. Тяжёлые металлы (ТМ) на в природной среде находятся в растворимом состоянии и со временем попадает в ДО. В результате растворения ТМ в воде они преобразуются в ионы, происходит их накопление в ДО в виде анионов карбонат-ион, сульфид-ион, гидрокарбонат-ион и фосфат-ион. Накопление ТМ в воде происходит по разному. В нижних слоях воды обнаружены самые высокие концентрации ТМ, которые зависят от свойств токсичности и располагаются в следующем порядке: Hg, Ag, Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Ni, Co [225].

Воду и ДО были отобраны на определённых точках р.Сырдарьи и Кайраккумского водохранилища по методике указанном в литературе [226]. Пробы пропускали через сито с размером отверстий 3 мм, высушивали и анализировали на содержание ТМ: Cu, Zn, Cd, Cr, Fe и водорастворимых сульфидов.Пробы воды и ДО были отобраны на различных участках реки Сырдарьи и Кайраккумского водохранилища (рисунок 4.6) в соответствии с принятым методам [227].

Твёрдые пробы пропускали через ситовый анализ отверстия, которых составляет 3 мм, высушивали и анализировали на содержание ТМ и водорастворимого сульфида. Концентрацию подвижных форм ТМ в составе воды и ДО определяли методом атомноабсорбционной спектрометрии. Анализ ТМ проводилась в соответствии с ГОСТ 17.5.1.03-86[228].



Рисунок 4.6. - Схема отбора проб воды в реке Сырдарья

Как видно из рисунка 4.7 между микроэлементами в пробах воды из реки Сырдарья и донных отложениях обнаруживается корреляционная связь. Присутствуя в воде, тяжелы металлы накапливаются в донных отложениях. Тем самым, происходит обратный процесс: тяжёлые металлы из донных отложений переходят в воду, загрязняя среду обитания водных организмов.

Комплексный подход к проблеме загрязнения тяжёлыми металлами включает не только технические решения, но и образовательные программы и повышение экологической осведомлённости. Только объединяя усилия на всех уровнях — от научных исследований до конкретных действий по защите водных ресурсов, можно добиться устойчивого улучшения экологической ситуации в бассейне реки Сырдарья и других водоёмов.

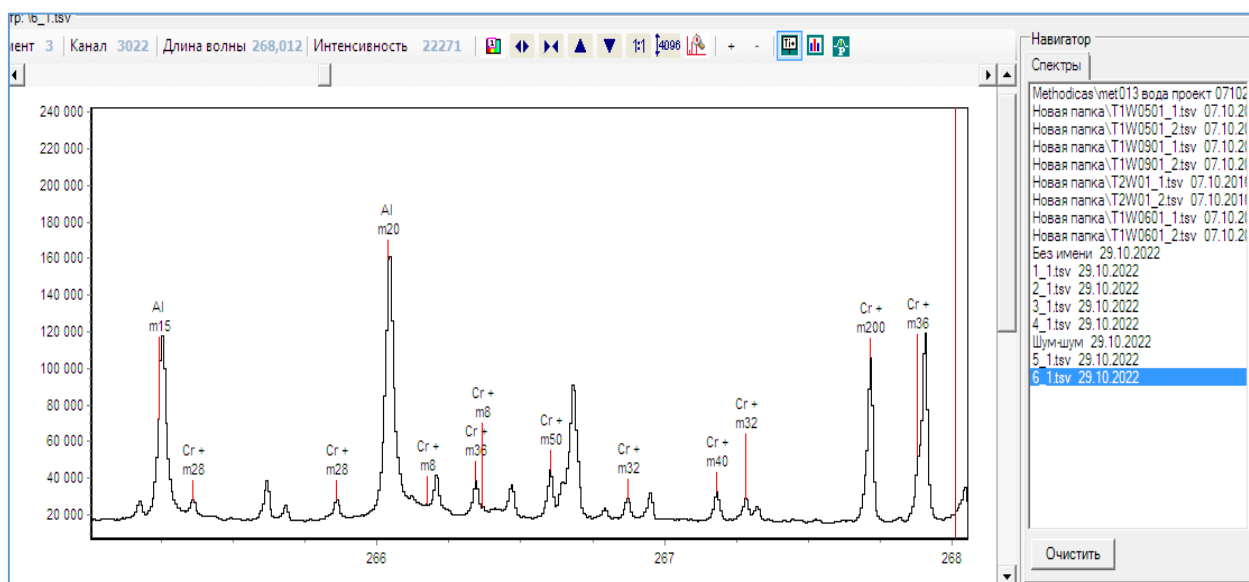
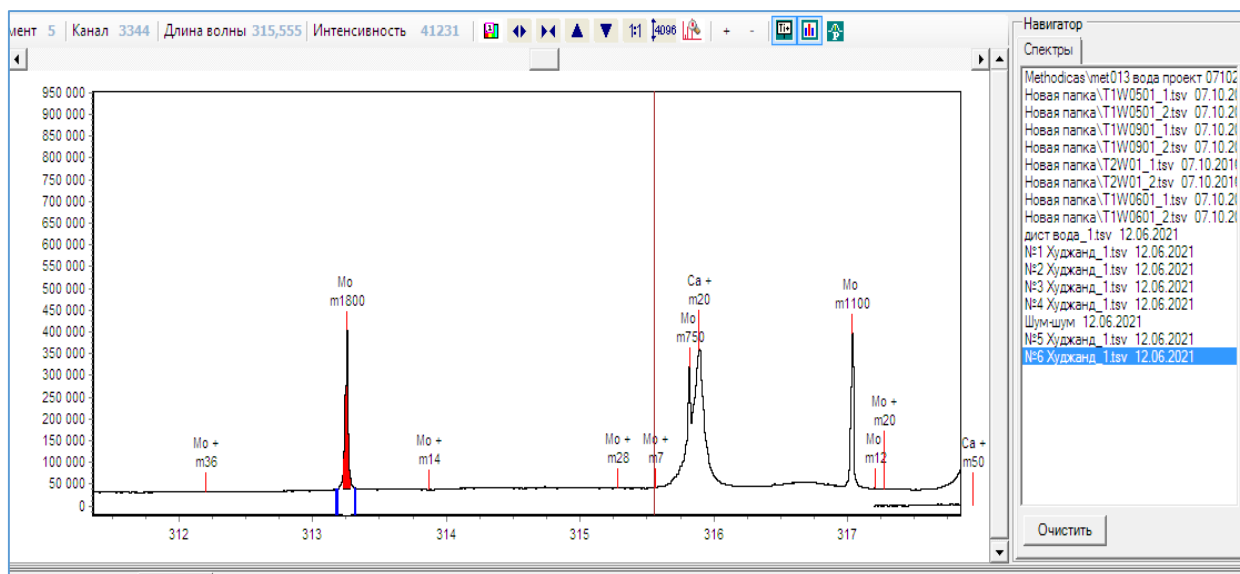
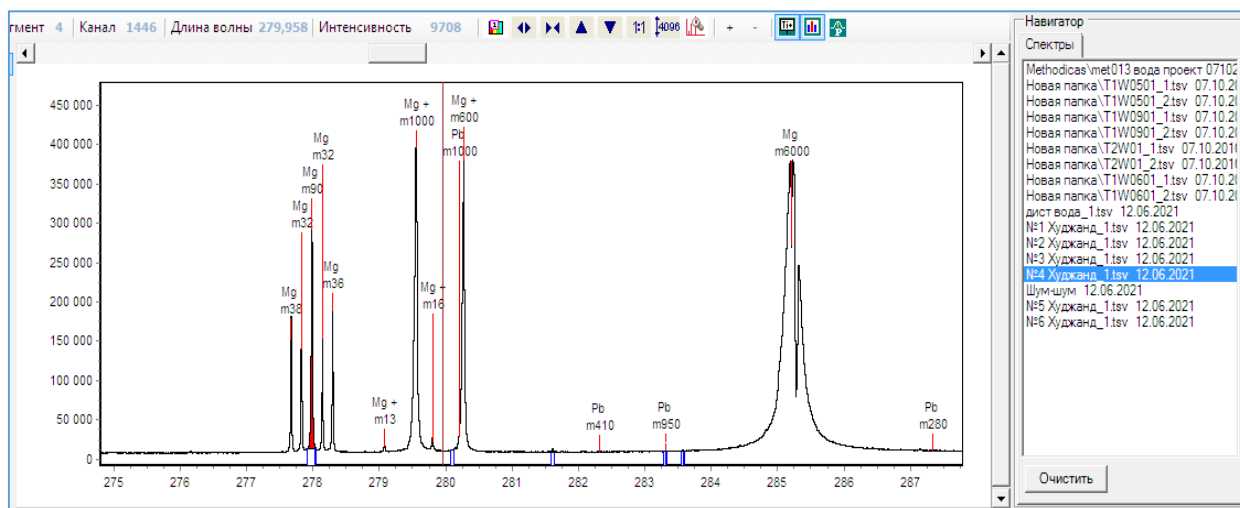


Рисунок 4.7. - Гистограммы распределения микроэлементов в воде реки Сырдарья

Таблица 4.17. - Классы опасности ТМ, химических веществ, поступающих в почву с выбросами, сбросами и отходами. СанПиН 2.1.7.1287-03

Класс опасности	Химическое вещество
Высоко-опасные	Cd, Hg, Pb, Zn
Умеренно-опасные	Co, Ni, Mo, Cu, Cr
Мало-опасные	V, W, Mn

Наибольший интерес представляют металлы, которые по своей биологической активности и токсикологическим свойствам используются в больших количествах и широко применяются в производстве и представляют высокую опасность в связи с накоплением во внешней среде (рисунки 4.8-4.9).

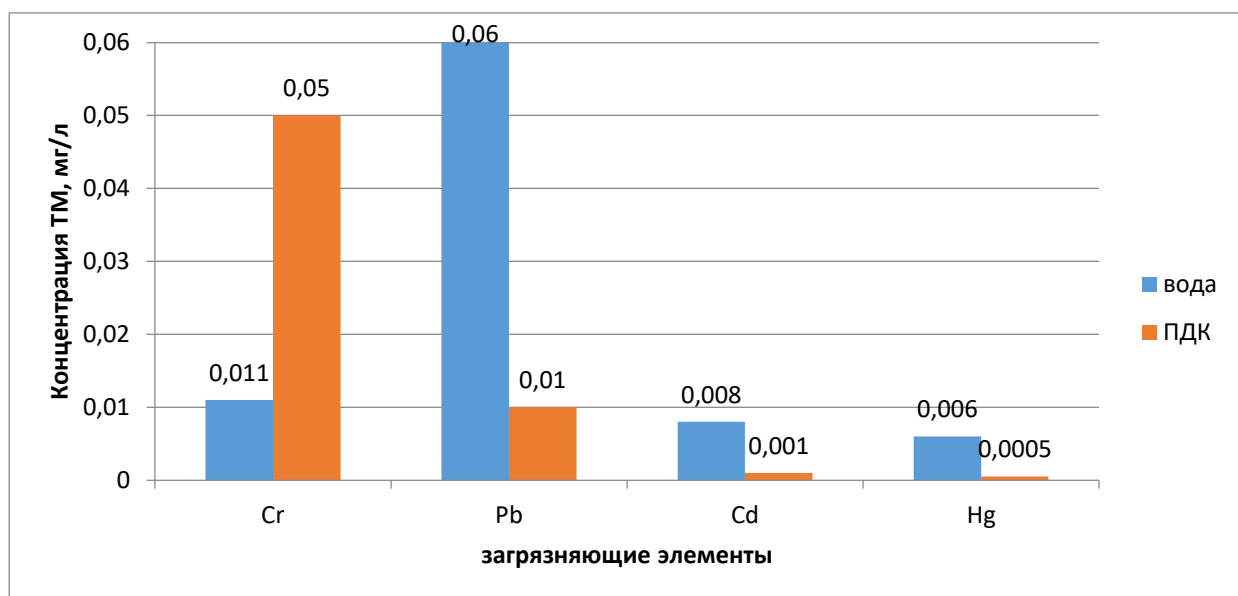


Рисунок 4.8. - Средняя концентрация некоторых ТМ в воде в объектах окружающей среды

Наиболее опасными среди ТМ относятся Hg, Cd, Cr, Pb, Ni и As. Опасность ТМ в воде выражается тем что, они обладают способностью накапливаться в ДО. ТМ в водных объектах находятся в растворимом или абсорбционном состоянии. В составе воды и ДО концентрация подвижных форм ТМ определяли методом атомноабсорбционной спектрометрии. Сравнительно высокое содержания ТМ в воде и ДО позволяет

выявить геохимическую аномалию, которое характерна для областей Туркестанского и Кураминского хребтов. Содержание ТМ в ДО реки Сырдарьи зависит не только от гидрохимических особенностей бассейна реки но и от гранулометрического состава ДО. Коэффициент корреляции содержания ТМ в ДО составляет 0,5- 0,8 мг/л (таблица 4.18).

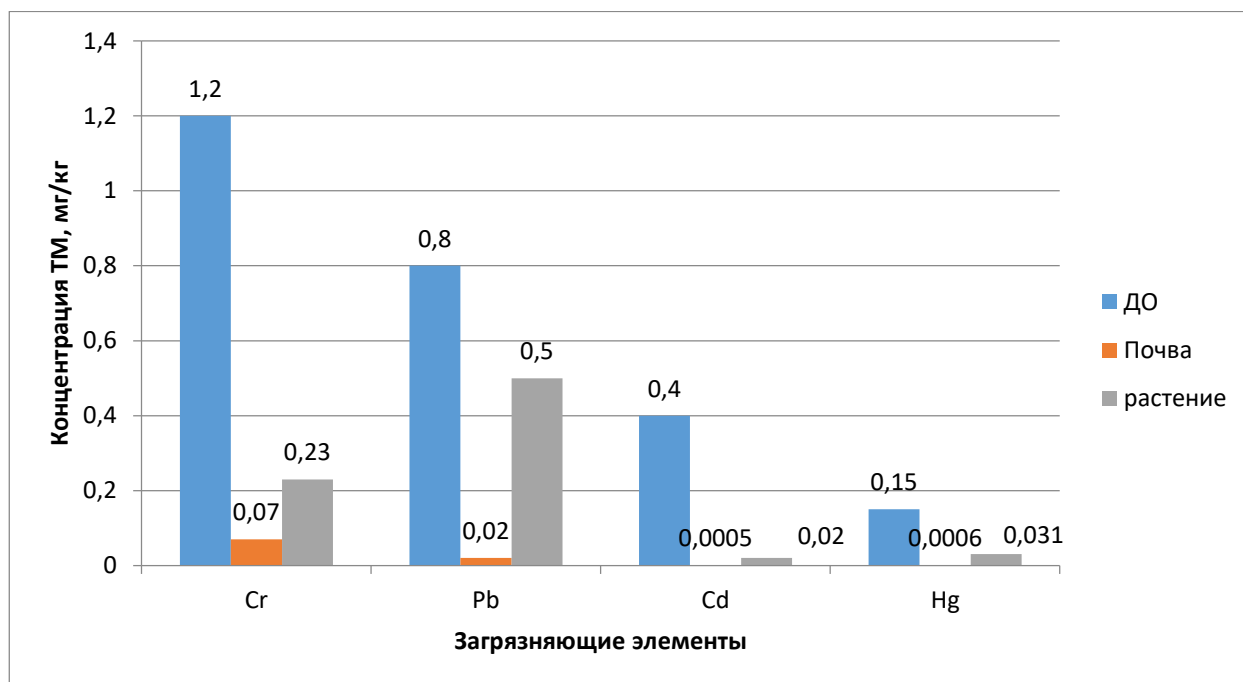


Рисунок 4.9. - Средняя концентрация ДО, в почве и растений в объектах окружающей среды

Таблица 4.18. - Общее загрязнение потенциал Eh и содержание ТМ в ДО

Тип донных отложений	Eh,В	Содержание ТМ, мг/кг	
		Cu	Zn
Песок	0,30	0,029	0,039
Заиленный песок	0,240	0,060	0,038
Грубодисперсный ил	0,344	0,050	0,190
Коричневая ил	0,258	0,030	0,033
Сероватая ил	0,207	0,090	0,035

ДО в реке Сырдарья характеризуется тонкозернистой фракции песка. Это связано, с высокой гидродинамической активностью реки и влиянием диффузионной способности водной среды. Присутствие ТМ в водах связано с

тем, что бассейн р.Сырдарьи относится Алайскому литолого-геохимической провинции, имеющий относительно высокий геохимический фон ТМ. Алайский природный фон выделяется как более высокий фон некоторых микроэлементов, что оно связано с влиянием рыхлых отложений алевроита, аргелита и пиносетов, соответственно (рисунок 4.10).

Согласно полученным результатам содержание свинца в ДО близко к Кларку. При этом, содержание меди и цинка в ДО несколько превышает. В отличие от проб отобранных под плотиной наблюдается небольшое накопление отмечается по хрому. Наибольшее накопление ТМ выявлено для кобальта. В 2016 г были начаты работы по комплексному исследованию и оценки состояния водохранилища и р. Сырдарьи. В рамках данного исследования были отобраны пробы воды, донных отложений и высших водных растений для определения в них ТМ. Отбор проб производилась по 10 контрольным точкам.

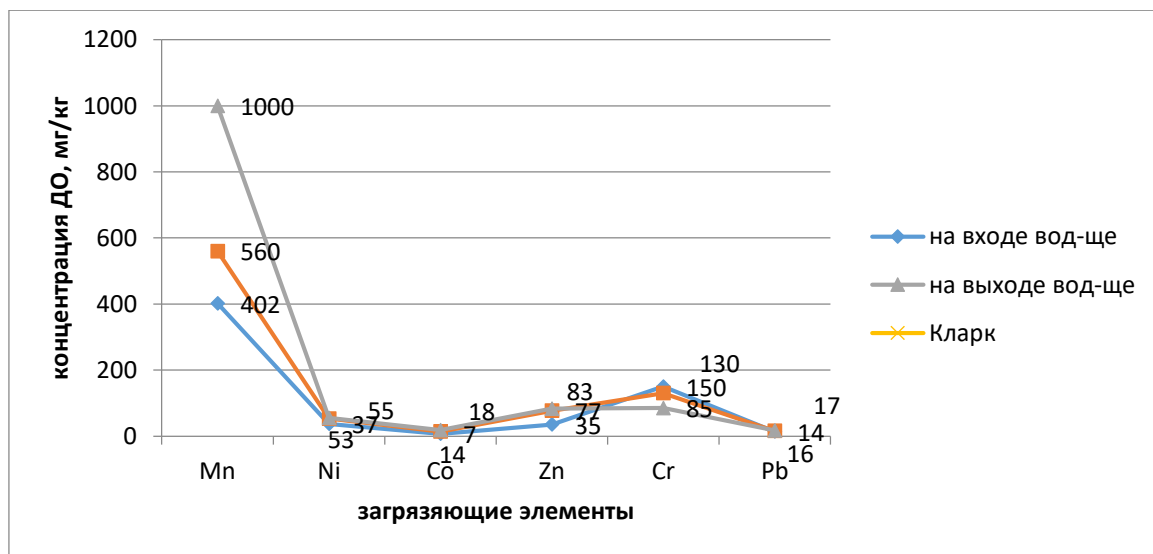


Рисунок 4.10. - Среднее содержание и сравнительный анализ ТМ в ДО Кайраккумского водохранилища

Результаты анализа содержание ТМ в воде на контрольных точках проведённых в 2016 по 2020 гг. показаны на рисунке 4.11.

Как видно, из рисунка 4.11, наблюдается повышение содержания ТМ в осадке на участках 6, 7, 8 и 9. Это вероятно, связано с гидродинамическими

режимами и циркуляцией приводящими к перемешиванию воды в направлении течения. Распространение ТМ в ДО было ярко выраженным в 2016 по 2020 гг., при этом результаты содержания ТМ в 2016 г были относительно ниже, чем в 2020 г. В 2020г содержание цинка было значительно выше, что отразилось на концентрации цинка на входе из водохранилище. Накопление ТМ до средних концентраций в несколько сотен раз превышает содержание меди в речной воде.

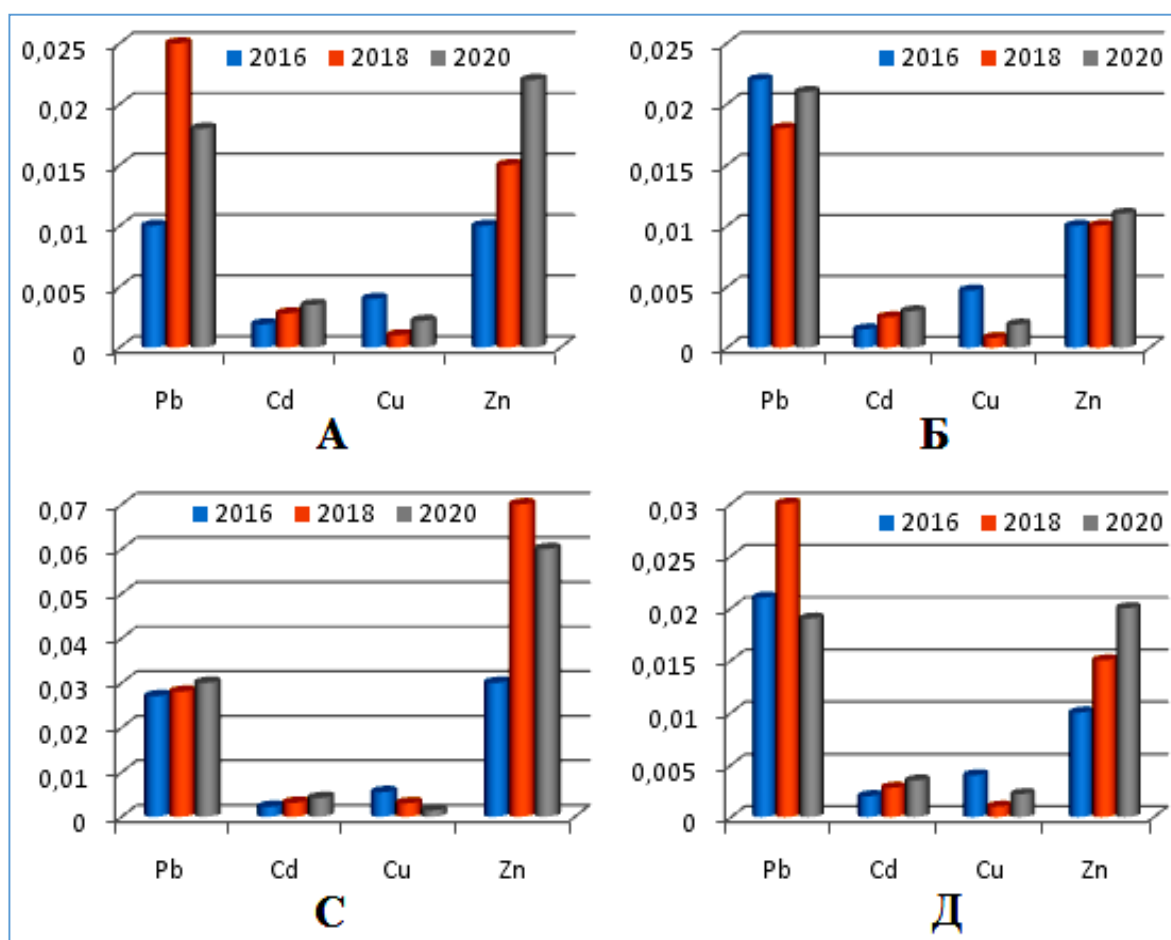


Рисунок 4.11. - Содержания ТМ в ДО Кайраккумского водохранилище: а – точки 1, 2, 3; б – точки 4, 5; в – точки 6, 7, 8; г – точки 9, 10.

По результатам многолетних исследований динамика содержания цинка в ДО показала относительно низкую концентрацию. Это занижение отмечался в 2020 г. с разницей 0,5 раза, а превышающее значение в 2016 г. Содержание меди в ДО под платиной в период с 2016 по 2020 гг. изменялась

от 0,18 до 0,22 мг/кг. Учитывая проникновение ТМ в воду, из воды в осадки, из ДО в воду в результате десорбции, происходит обратное увеличение концентрации ТМ, как меди, цинка и никеля в воде. Полученные данные свидетельствуют о том, что ДО в реке Сырдарьи может быть источником вторичного по отношению к ТМ загрязнения воды (рисунок 4.12).

Сравнительный анализ результатов данной работы, с выводами предыдущих исследований 2020 г. можно сделать вывод, что понижение концентрации ТМ в ДО реке Сырдарьи в 0,5 раз ниже концентрации ТМ наблюдаемого элемента цинка.

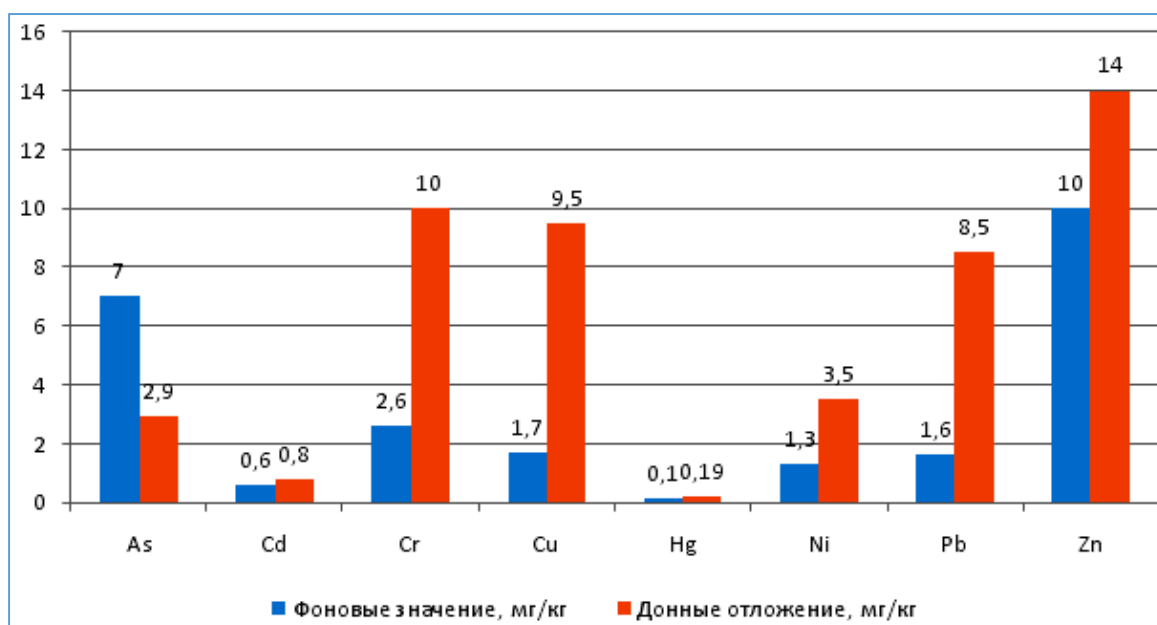


Рисунок 4.12. – Сравнение концентрации элементов в ДО с фоновыми значениями р.Сырдарьи

На исследованной территории в ДО цинк изменялся от 1-9. Самое большое значение отмечено близи к плотине водохранилища Кайраккум. В остальных точках в образцах проб наблюдается сравнительно низкие уровни загрязнения ТМ. На основании проведённых работ установлена, что концентрация ТМ в ДО находится на уровне Кларка и не представляют угрозу экосистеме воды и здоровью населения (таблица 4.19).

Таблица 4.19. - Среднее колебание ТМ в воде Кайраккумского водохранилища на 2020 г.

Элементы	Сред.знач., мг/кг	min	max	Сред.знач., мг/кг	min	max
As	7,3	1,1	13	11	2	21
Cd	0,86	0,049	2,4	2,2	0,4	4,3
Cr	28	2,9	46	46	22	65
Cu	12,5	0,01	32	31	13	72
Hg	0,11	0,017	0,34	0,06	0,02	0,13
Ni	12	0,7	22	36	16	90
Pb	17	0,01	33	37	19	72
Zn	1,15	6,2	34,0	183	60	410

ДО образуются в результате осаждения взвешенных веществ в воде органического и неорганического происхождения и играет основную роль в изменении состава водной среды. ДО служат индикатором состояния водной среды и являются последним связывающим звеном между веществами и водной средой. Одной из преимущественных характеристик загрязняющих веществ в ДО является их способность накапливать ТМ и оказывать токсическое воздействие на экологическую систему. Основным фактором воздействия на содержание ТМ в ДО. Это наличие металлов Cu, Zn и Mn. Поскольку в пределах уменьшения размера частиц в ДО, соответственно тем больше содержания ТМ в ДО.

Гидрохимические условия в окрестностях Дигмайского хвостохранилища были исследованы с использованием несколько скважин. В пос.Газиён есть несколько дренажей в районе Б.Гафурова и Дигмайского хвостохранилища в 5 км от базовой площадки. В таблице 4.20 приведены точки и места пробоотбора воды, а также концентрации некоторых ТМ и радионуклидов.

Таблица 4.20. - Химический состав подземных вод в пределах Дигмайского хвостохранилища

Номера скважин	Концентрации тяжёлых металлов, мг/дм ³						
	свинец	хром	медь	цинк	уран	марганец	молибден
18	не обн.	0.0018	0,0013	не обн.	0.016	0.013	следы
7Э	следы	0.0013	0.0024	не обн.	0.03	0.006	не обн.
1Н	не обн.	0.0014	0.0011	не обн.	0.024	0.018	не обн.
83	следы	не обн.	0.0051	не обн.	0.063	0.051	не обн.
2Д	0.0016	не обн.	0.0016	0.0008	0.032	0.013	не обн.
82	0.014	не обн.	0.0051	0.0018	0.012	0.045	0.014
133	0.022	не обн.	0.0033	0.012	0.003	0.045	не обн.
64	0.004	не обн.	0.0032	0.003	0.004	0.032	не обн.

Как показано в таблице 4.20, уровни цинка на участках 4, 7, 8 и 9 в 6-9 раз превышают ПДК. Содержание мышьяка в 7-10 раз выше чем ПДК. Концентрация кадмия, также превышает по сравнению с фоновым. Уровень урана на точках 7 и 9 отмечено повышенное, но близко к ПДК. Причина завышения некоторых радионуклидов и урана может быть связано с условиями местонахождения хвостохранилища.

Присутствие относительно высокого содержания сульфатов в подземных водах п.Газиён свидетельствует о риске и дальнейшем загрязнении подземных вод тяжёлыми металлами и радионуклидами. Это является свидетельством того, что загрязненные воды возможно, медленно выдвигаются из зоны хвостохранилища в сторону их разгрузки реки Сырдарьи, в сторону населённого пункта. Содержание радионуклидов, таких как ^{234}U , ^{238}U и ^{226}Ra в подземных водах, используемых для питья, было отмечено по некоторым пробам. Однако, есть основания полагать, что в ближайшем будущем, загрязнение подземных вод в районе расположения пос. Газиён под влиянием распространения ареала загрязненной воды из хвостохранилища будет постепенно увеличиваться.

В результате насыщения природных вод кислородом воздуха за счёт точки касания с атмосферой, анионами SO_4^{2-} , NO_2^- , Cl^- содержащимися в неорганических удобрениях, отходы и сбросы производства фильтруются в

водные пласты, а катионы Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} и др. насыщается в результате взаимодействия минералов и водой.

В бассейне р.Сырдарьи поверхностные и подземные стоки привели к изменению состава речной воды. Такие изменения наблюдаются и в других водных объектах (рисунок 4.13)

Как видно из рисунка 4.13 изменение состава речной воды в бассейне реки Сырдарьи, обусловленное как поверхностными, так и подземными стоками, является явным индикатором крупномасштабных экологических и гидрологических изменений. Эти процессы, наблюдаемые и в других водных объектах, подчёркивают важность комплексного подхода к управлению водными ресурсами и охране окружающей среды.

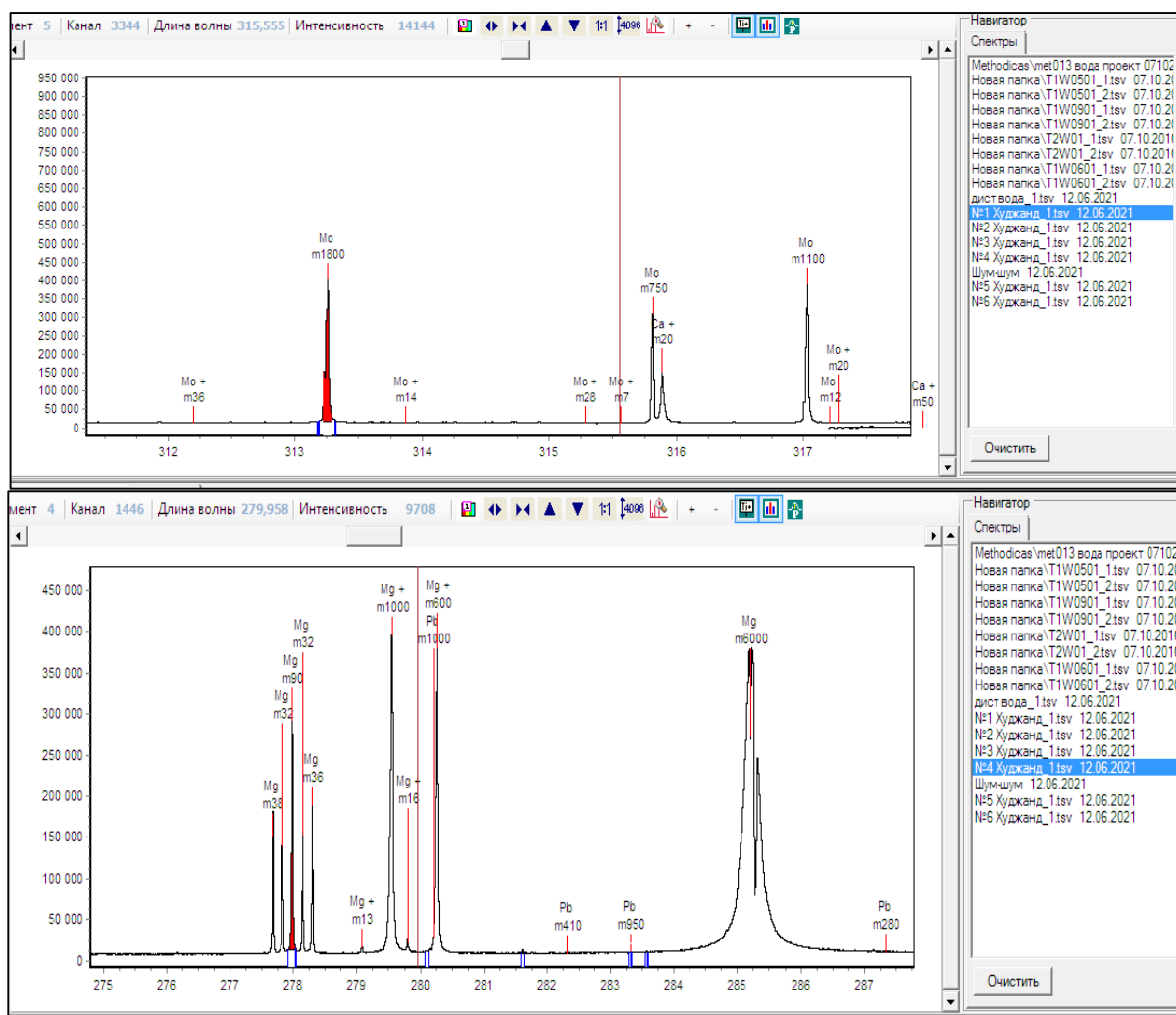


Рисунок 4.13. - Гистограмма результатов гидрохимического опробования поверхностных и подземных вод Б.Гафурова района

Поверхностные стоки зачастую несут с собой загрязняющие вещества, такие как сельскохозяйственные пестициды и промышленные сбросы, что резко ухудшает качество воды. В то же время подземные водные потоки могут переносить растворённые минеральные вещества и соли, которые также изменяют химический состав воды.

В таблице 4.21 представлены результаты гидрохимического анализа подземных вод по водным объектам Согдийской области.

Таблица 4.21. - Результаты гидрохимического опробования подземных вод

Содержание компонента в, мг/л	Место отбора проб									ПДК
	Карьер стройматер	Дренажн. канал впад. в карьер	Исписор	Хистеварз	Зона отд. Аэропорт	Джигдалик	Ниязбек	Махрам	Канибадам	
Сухой остаток	1292	1487	728	1267	944	1205	1333	1252	1113	1000
pH	7,1	7,5	7,5	7,5	7,3	7,6	7,7	7,7	8,3	6-9
HCO ₃ ⁻	245	272	65	187	45	177	282	377	165	-
CO ₃ ²⁻	28	8,1	7,2	н/о	13,1	13,2	8,1	9,2	12,1	-
Cl ⁻	76	84	77	96	98	15	108	118	103	350
SO ₄ ²⁻	518	626	415	598	514	634	602	538	486	500
NO ₃ ⁻	42	85	47	68	14	48	45	43	37	45
NO ₂ ⁻	0,62	0,72	0,32	3,8	0,52	1,7	0,02	0,17	0,17	3,2
Ca ²⁺	123	141	46	131	57	103	148	148	135	180
Mg ²⁺	82,1	84,1	48,2	113	84,1	118	82	87	62	945
Na ⁺	136	156	82	102	115	104	122	122	121	250
NH ₄ ⁺	21	34	28	13	14	22	10	16	н/о	2,2
Fe _{общ}	144	172	93	167	54	58	123	67	132	300
Pb	0,015	0,012	0,007	0,022	0,017	0,016	0,031	0,052	0,05	0,03
Zn	0,006	0,007	0,0063	0,0027	0,018	0,026	0,065	0,043	0,088	5,0
Cu	0,004	0,006	0,006	0,034	0,036	0,027	0,015	0,017	0,03	1,0
Mo	0,012	0,011	0,017	0,024	0,061	0,062	0,077	0,086	0,16	0,24
Mn	0,117	0,22	0,181	0,122	0,131	0,044	0,132	0,131	0,21	0,1
As	0,04	0,06	0,03	0,03	0,04	0,03	0,04	0,04	0,05	0,05
U _{общ}	0,16	0,23	0,33	0,32	0,88	0,55	0,07	0,04	0,02	1,7
Ra, Ку/л 10 ⁻¹¹	0,11	0,12	0,15	0,73	0,03	0,05	0,07	0,27	0,44	5,2·10 ⁻¹¹
Th, Ку/л 10 ⁻¹¹	след	0,05	0,61	0,15	0,12	0,003	0,07	0,04	0,04	2,1·10 ⁻¹¹

Как видно из таблицы 4.21. самая высокая минерализация наблюдается в речном стоке северо-западной части р. Сырдарьи село Ниязбек. Вода карбонатная и сульфатная среда нейтральная.

Катионное содержание отличается в точках опробований сёлах Ниязбека и Махрам сравнительно высокое, но близки к нормам. Содержание тяжёлых металлов увеличилась в точках Махрам и Канибадама. Такие изменения может быть причиной вымывания горных пород на пути протекания реки и специфическими горными пластами данного региона. Сравнительно высокое содержание урана наблюдается в точках отбора проб зоны отдыха аэропорт и селе Джигдалик. Это завышение считается сравнительным и ниже ПДК.

По результатам анализа данных, представленных в таблице 3.21 видно, что все точки находятся за пределами завышения ПДК по содержанию общего катиона и аниона. Таким образом, почти все точки отбора проб жёсткости по сухому остатку и сульфат-ионам и ТМ превышают нормативы. Из этого следует, что проведенные исследования данные гидрохимического анализа 2016-2020 гг, показывает, что качество водных объектов в данных районах ухудшилось.

4.6. Выводы по четвёртой главе

В этой главе, рассмотрены вопросы миграции нуклидов и ТМ в водных объектах и оценке качества воды, решена задача оценки динамики загрязнения природных вод, рассмотрены методы прогнозирования с использованием метода радиоэкологического мониторинга техногенных ареалов с целью разработки методики оценки экологического состояния.

Рассмотрены способы решения задач по загрязнению воды в р.Сырдарьи ионами ТМ от верхней части и ниже по течению. Показаны фактические увеличения концентрации загрязняющих веществ в воде ниже по течению от места сброса сточных вод, что источником загрязнения реки Сырдарьи являются очистные сооружения на правом берегу города

Худжанда. Загрязнение воды также, связано с преобладанием антропогенной нагрузки на территорию (с сельскохозяйственной деятельностью на землях машинным орошением, стоками от промышленности).

Выявлено, что в качества воды могут влиять увеличение верхнего и нижнего притока реки Сырдарья. Ионы Pb, Zn и Cu легко очищаются в трансграничном регионе, где они быстро фильтруются во время высокоскоростных трансграничных периодов. Процесс протекает более интенсивным при разбавлении и естественной очистке. Установлено, что содержание ионов ТМ (Cu, Zn, Mn) в ДО прежде всего определяется питанием водохранилища и с минеролого-геохимическими особенностями. Поскольку, в пределах уменьшения размера частиц в ДО, соответственно тем больше содержания ТМ в ДО.

Для контроля и регулирования химического состава водных объектов используется система предельно-допустимых концентраций загрязняющих веществ. Кроме того, на основе предельно-допустимых концентраций разработаны предельно-допустимые сбросы вредных веществ от источников концентрации в поверхностные воды. Установлено, что содержание ТМ в диссоциированной форме зависит от состава различных солей, pH и наличия условий для прохождения химических реакции гидролиза и комплексообразования.

Оценка степени загрязнения водных экологических систем важна как с экологической, так и социально-экономической точки зрения. Показано, что отходы уранодобывающих предприятий, особенно те, которые не были захоронены, являются источником радиоактивного загрязнения прилегающих территорий и сети водотоков. Основными факторами, вызывающими загрязнение территории, являются пылевая дисперсия и водная миграция радиоизотопов.

Выводы из данной проблемы не могут быть переоценены, поскольку радиоактивное загрязнение водных экологических систем представляет собой серьёзную угрозу не только для окружающей среды, но и для здоровья

населения. Уранодобывающие предприятия, оставляющие отходы без должного захоронения, создают источники радионуклидного загрязнения, которое проникает в грунтовые воды и водные течения. Это негативно отражается на экосистемах и может привести к долгосрочным последствиям, включая мутации в биоте и заболевания у людей.

Опасность пылевой дисперсии и водной миграции радиоизотопов заключается в их способности быстро распространяться на значительные расстояния, загрязняя большие территории. Пылевые частицы могут уноситься ветром, оседая на почвах и водоёмах, тогда как водная миграция обеспечивает перенос радионуклидов по водным потокам, соединяющимся с водоразделами и водосборами.

Для эффективного управления радиоэкологической безопасностью необходимо не только контролировать выбросы и ликвидировать последствия загрязнения, но и внедрять технологии, препятствующие распространению радиоактивных веществ. Принятые меры должны носить комплексный и превентивный характер, чтобы минимизировать риски для окружающей среды и здоровья населения.

Таким образом, оценка степени загрязнения и управление радиоэкологической безопасностью являются одними из ключевых аспектов обеспечения устойчивого развития и охраны окружающей среды.

ГЛАВА 5. РАДИОЛОГИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ РАДОНА В РАЗЛИЧНЫХ СРЕДАХ

5.1. Методы измерения радона и дочерних продуктов распада радона в объектах окружающей среды

В последние годы для расчёта годовой эффективной эквивалентной дозы облучения на населения и окружающей природной среды от радиоактивных источников широко используется метод трековых эманации. Результаты расчётов позволяют предварительно оценить фактическое состояние населения вблизи от радиационноопасных объектов и пунктов окончательного захоронения радиоактивных отходов.

Радоновый мониторинг проводился с применением, как интегрального, так и мгновенного метода измерения. В районе Дигмайского хвостохранилища и посёлка Газиён были установлены 265 трековых детекторов на основе пластика «CR-39» (аллилдигликолькарбоната) производства Венгерской компании «Radosys, Ltd.» двух типов: «RSKS» и «RSFV». По периметру хвостохранилища с шагом 50 м около основной дамбы и далее через 100 м были размещены трековые детекторы типа «RSFV» в количестве 52шт. По продольному и поперечному профилю через чашу хвостохранилища были установлены 43шт. По саю с выходом к пос. Гозиён – 24шт. Поверхность Дигмайского хвостохранилища площадью 90га до сих пор остаётся открытой. Эсхалация радона в атмосферу существенно увеличилась после полного испарения воды из прудка и образование много протяжённых хаотично расположенных трещин высыхания глубиной от 1 до 4 метров. В трещинах были размещены 10 детекторов типа RSKS, предел насыщения которых оказался в итоге превышен.

Детекторы типа «RSKS» наиболее часто применяются при радоновых обследованиях. Продолжительность экспонирования может составлять от 20 дней до 3 месяцев. Диапазон регистрируемых экспозиций составляет от 40 до 8000 кБк·ч/м³, предел насыщения составляет порядка 12000 кБк·ч/м³.

Детекторы типа RSFV предназначены для проведения измерений в тех случаях, когда возможный диапазон значений объёмной активности (ОА) радона неизвестен и непредсказуем.

Диапазон регистрируемых экспозиций составляет до 80 000 кБк·ч/м³, а предел насыщения составляет порядка 100 000 кБк·ч/м³, что позволяет во многих случаях избежать необходимости проведения повторных измерений из-за превышения предела насыщения стандартного детектора «RSKS». Необходимо отметить, что для пересчёта ОА радона в эквивалентную равновесную объёмную активность (ЭРОА) радона использовались значения коэффициента радиоактивного равновесия K_{Rn} равное 0,4 (для воздуха помещений) и 0,6 (для атмосферного воздуха), в соответствии с данными Научного комитета ООН по действию атомной радиации (НКДАР ООН) 2000 и 2006 гг. и рекомендациями Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) [229-239].

Мгновенные измерения ОА радона проводились с помощью радиометра радона PPA-01M-03 [240]. Измерительный комплекс, состоящий из радиометра PPA-01M-03 и пробоотборного устройства ПОУ-04, был использован для измерений плотности потока радона (ППР) по методике [241].

В отобранных пробах были определены радионуклидный состав и суммарную альфа- и бета-активность уранового ряда. В твёрдых пробах определён химический состав и содержание радионуклидов. Пробоотбор и подготовка к анализу проб проводились по общепринятой методике и рекомендации проведённых работ, изложенных в руководствах [242].

Измерение мощности амбиентного эквивалента дозы (МАЭД) гамма-излучения осуществлялось с дозиметрами ДКС-96 «Доза» (Россия), «ДКС-АТ1123» «Атомтех» (Беларусь), «МКС-АТ6130» «Атомтех» (Беларусь) и комплексом «PackEye FHT-1377» «Thermo» (Германия).

В ходе проведения исследования были использованы, также спектрометрию и химический анализ, с целью определения концентрации радионуклидов и других веществ в отходах.

Пробы аэрозоля, для исследования были собраны в приземном слое атмосферы с помощью прибора «РГА-09М». Абсолютные измерения проводились с помощью современного сцинтилляционного спектрометра «РРА-09М». На основе этих измерений был создан набор значений суммарного количества альфа-счетов во временном интервале, соответствующим методам Маркова и Томаса. Затем были проведены расчёты по формулам методов Маркова и Томаса. Поскольку в данном методе использовались одни и те же пробы воздуха и одни и те же измерительные приборы, различия в результатах касались только используемых расчётов, что позволило провести более точный анализ результатов, полученных сравниваемыми методами. В результате для измерений ЭРОА RaA, RaB и RaC (15%) были получены одинаковые результаты для каждого метода. Значительные расхождения наблюдались в результатах расчётов для RaA.

В связи с этим, была предложена модификация метода Маркова, которая безупречна, особенно для измерений RaA, RaB и RaC. В этой модификации добавлен временной интервал для подсчёта пробы аэрозоля, который в обычном методе Маркова отсутствует. Цикл измерений для модифицированного метода Маркова составляет 5 минут прокачки, 1 минута пауза, 3 минуты измерений, 3 минуты пауза и 3 минуты измерений.

По методу Томаса, цикл измерения составлял около 35 минут:

откачка – 5 минут, пауза – 1 минута, измерение – 4 минуты, измерение – 15 минут и измерение – 10 минут.

Данный подход основан над циклическим измерением аэрозольного фильтра каждую минуту с 1-й по 30-ю минуту с момента отбора проб аэрозоля. Это позволило исключить влияние на результаты измерений таких

параметров, как скорость выхлопа фильтра, эффективность записи положение пробоотборника.

Единственным отличием в формуле является расчёт значения RaA , которое пропорционально разнице между альфа-счетами первых двух последовательных измерений. Расчетные коэффициенты были определены путём регрессионного анализа набора от счетов, полученных двумя сравниваемыми методами, на основе выборки из 20 измерений аэрозольных фильтров, проводимых минута за минутой.

Модифицировав метод Маркова для расчёта RaA , можно получить результаты, согласующиеся с результатами метода Томаса с погрешностью менее 10%. Метод может быть использован для расчёта RaA . Объёмные активности ОА ^{222}Rn и ЭРОА ^{222}Rn без учёта влияния торона (^{220}Rn) определяются как результаты измерений последующего уравнения [243]:

$$C_A = \frac{19,25}{enW} (N_1 - N_2),$$

$$C_B = \frac{1,12}{enW} N_3$$

$$C_A = \frac{(2.21 N_3 - 0,9N_1)}{enW}$$

$$ЭРОА_p = 0,105C_A + 0,516C_B + 0,379C_C$$

$$F = \frac{0.842 \cdot ЭРОА}{C_A}$$

$$C_{\text{радо́на}} = \frac{ЭРОА_p}{F}$$

$$\lambda = 1.552 \left(\frac{C_A}{C_R} - 1 \right)$$

где C_A , C_B , C_C – объёмная активность ДПР радона (RaA , RaB , RaC) соответственно, $Bк \cdot м^{-3}$;

$ЭРОА_p$ $ЭРОА_T$ – показатель, эквивалентная равновесная объёмная активность радона-222 и торона (радон 220), соответственно $Bк \cdot м^{-3}$;

λ – кратность воздухообмена в помещении с учётом влияния торона (радона 220) $ч^{-1}$;

$N_1 N_2 N_3$ – количество альфа-частиц, зарегистрированных радиометром в интервале времени с 1 по 4 (включительно), с 4 по 6 (включительно) с 7 по 10 (включительно) минуты после окончания прокачки;

ϵ – эффективность регистрации альфа-излучения, с⁻¹·Бк⁻¹;

η – эффективность улавливания аэрозолей фильтром;

W – средняя объёмная скорость прокачки воздуха через фильтр, л·мин⁻¹;

F – коэффициент равновесия между радоном и продуктами его распада.

Объёмная активность ДПР радона-222 и ЭРОА радона-222 с учётом влияния торона (радон-220) и ЭРОА торона определяются как результаты косвенных измерений по формулам:

$$C_A = \frac{4,37}{\epsilon \eta W} (N_1 - N_2 - \frac{2,21 N_3 \cdot 10^{-2}}{K_T} N_T)$$

$$C_B = \frac{1,12}{\epsilon \eta W} (N_3 - \frac{2,09 \cdot 10^{-1}}{K_T} N_T)$$

$$C_C = \frac{1}{\epsilon \eta W} (2,21 N_3 - 0,9 N_2 - \frac{7,58 N_3 \cdot 10^{-3}}{K_T} N_T)$$

$$\text{ЭРОА}_P = 0,105 C_A + 0,516 C_B + 0,379 C_C,$$

$$\text{ЭРОА}_T = \frac{0,44 N_T}{\epsilon \eta W K_T},$$

$$C_{\text{радо́на}} = \frac{\text{ЭРОА}_P}{F},$$

$$\lambda = 1,552 \left(\frac{C_A}{C_B} - 1 \right)$$

где C_A , C_B , C_C – объёмная активность радона-222 ДПР (RaA, RaB, RaC) соответственно Бк·м⁻³;

ЭРОА_P, ЭРОА_T – показатель эквивалентная равновесная объёмная активность радона – 222 и торона (радон-220), соответственно, Бк·м⁻³;

λ – кратность воздухообмена в помещении с учётом влияния торона (радон-220) ч⁻¹;

N_T – количество альфа-частиц, зарегистрированных радиометром в течении 30 минут в произвольное время (T_2), попадающее в интервал от 5 до 24 после окончания прокачки, соответственно;

K_T – коэффициент Кузнецова, определяемый по таблице 4.1, мин⁻¹·Бк⁻¹.

Таблица 5.1. - Значение коэффициента K_T (имп. мин. Bk^{-1}) в зависимости от T_2 (час)

T_2	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
K_T	2,89	2,76	2,61	2,46	4,31	2,16	3,03	1,90	1,78	1,67

5.2. Исследование дочерних продуктов распада радона в различных средах

Основным механизмом распространения эманаций радона является диффузия, при которой движение переходит в направлении уменьшения концентрации. Основным параметром диффузионного процесса является коэффициент диффузии D . Физический смысл его вытекает из первого закона Фика [244]:

$$dm = DS \frac{dc}{dx} \cdot dt,$$

где dm - масса вещества, диффундирующего за время dt через площадку S , перпендикулярную направлению диффузии x ;

dc/dx – градиент концентрации в направлении x ,

При $S = 1 \text{ см}^2$ и $\frac{dc}{dx} = 1$ формула принимает вид $D = \frac{dm}{dt}$

Следовательно, коэффициент диффузии численно равен массе вещества, проникающего через площадку 1 см^2 за 1 с при градиенте концентрации, равном размерности коэффициента диффузии D , $\text{см}^2/\text{с}$.

D соответствует единичному градиенту поровой концентрации, D - единичному градиенту объёмной концентрации. Они связаны соотношением:

$$D = D / \eta,$$

где η – пористость горной породы.

При диффузии газов в порах горных пород, как и при истечении газов через узкие отверстия, коэффициенты диффузии разных газов обратно пропорциональны квадратным корням, из их молекулярных весов M :

$$D_1 / D_2 = K \cdot (\sqrt{M_2} / \sqrt{M_1}),$$

где K – коэффициент пропорциональности.

Использование механического способа защиты почв и грунтов от процесса эрозии ветров и нахождения эффективных способов защиты в настоящее время приобретает большую актуальность. Процесс приготовления защиты включает: уплотнение, увлажнением, засыпку хвостохранилища грунтом местного характера с различным гранулометрическим составом. Самый эффективный размер частиц грунта данного $d > 0,1$ мм. Склоны, находящиеся в северо-восточной части Дигмайского хвостохранилища пригодны для покрытия пылящей поверхности и защиты от эрозии.

Нами исследована кинетика эксхалации радона-222 на баковой модели [245] фракциях (класса -50+25 мм) при разных температурах (283, 293, 303К).

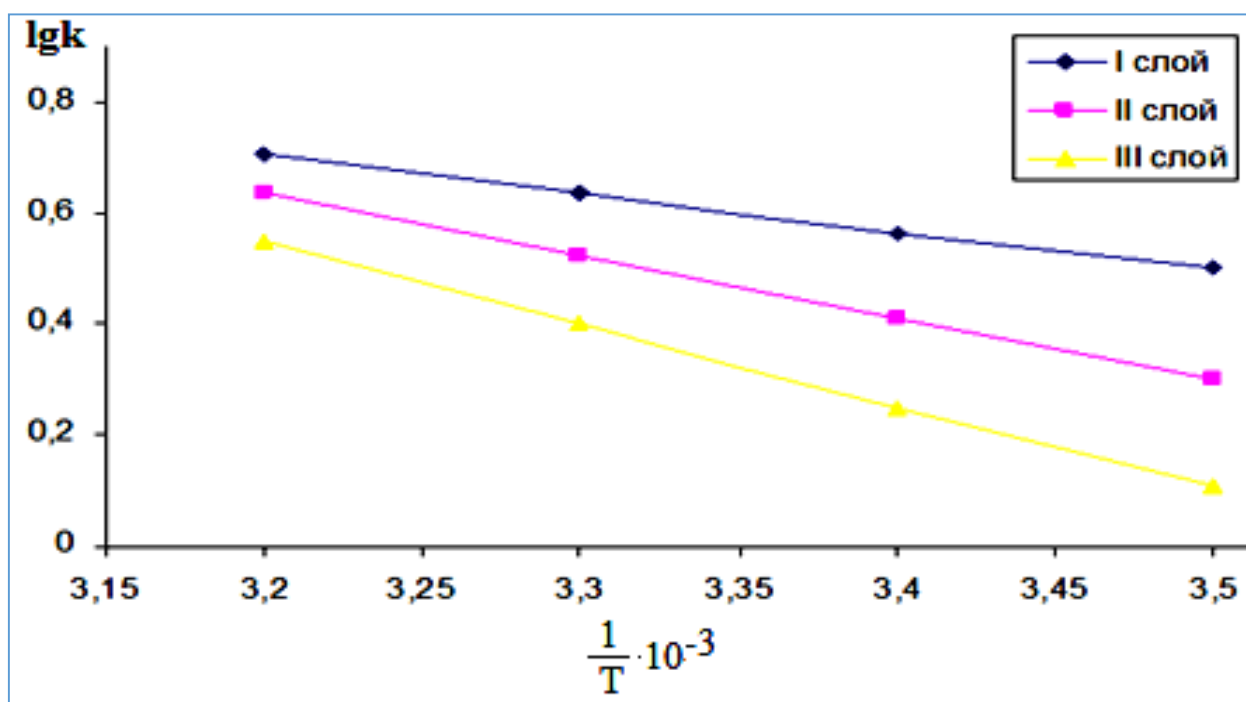


Рисунок 5.1. – Зависимость $\lg K$ от обратной абсолютной температуры $1/T$

На рисунке 5.1 приведены кинетические кривые измерения объёмной активности (Бк/м^3) в зависимости от времени (t) поступающего в атмосферный воздух (эксхалация радона-222) и от температуры.

Характер кривых показывает, что эксхалация радона-222 проходила по закону, приближающемуся к параболическому. С повышением температуры

воздуха увеличивается эксхалация радона-222. Рассчитанные значения ППР изменяется от 1,42 до 4,70 Бк·м⁻³·с⁻¹, в зависимости от температуры и слоя покрытия. При площади хвостохранилища равной 90 га и среднем значении плотности потока радона-222 равном 40 Бк·м⁻³·с⁻¹ годовое поступление радона в атмосферу может составлять $1,13 \cdot 10^{15}$ Бк (30,6 кКи в год).

По нашему мнению, что проблема эксхалации радона может оказаться более острой, чем это оценивалось ранее. Разнос пыли и продуктов распада радона с атмосферным воздухом, способствует расширению границ загрязнения поверхности почв на прилегающих территориях. Истинная скорость эксхалация радона-222 на первом слое вычисленная по касательным, приведённым от начала координат к кривым и рассчитанная по формуле: $K = \Delta OA \cdot \Delta t$ составляет 3,08 и 3,73 и 4,70 Бк·м⁻³·с⁻¹, соответственно, при температурах 283, 293 и 303К.

Кажущаяся энергия активации эксхалации радона-222, вычисленная по тангенсу угла наклона прямой зависимости $\lg k - 1/T$ и по формуле $E = 2,3 \cdot R \cdot \operatorname{tg} \alpha = 4,575 \cdot \operatorname{tg} \alpha$ составляет 1,22 кДж/моль.

Физико-химические процессы, отражающие динамику массопереноса радона и продуктов его распада из хвостохранилища в окружающую среду, схематично представлены на рисунке 5.2.

Модель динамики распределения радона определяется пространственными и временными вариациями процессов радиологического распада и метеорологическими факторами.

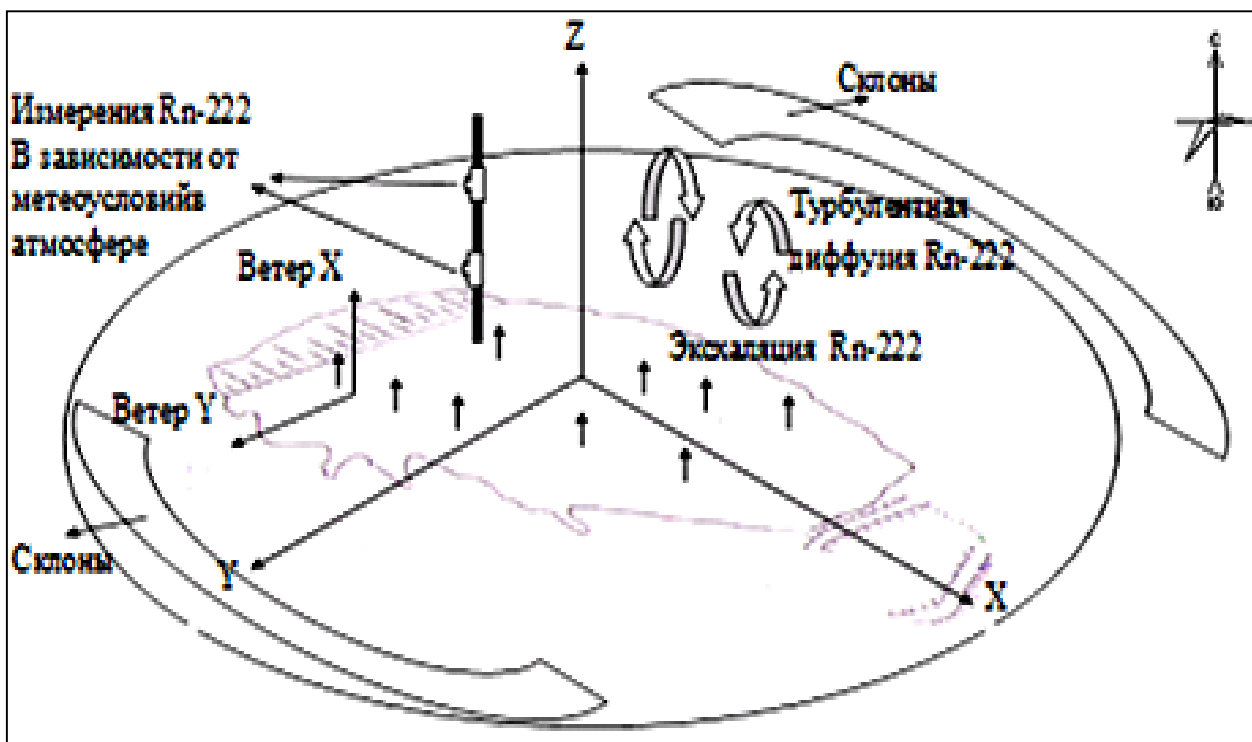


Рисунок 5.2. – Динамика модели распространения радона по Дигмайскому хвостохранилищу

Стационарное распределение Rn-222 вблизи поверхности хвостохранилища определяется экспоненциальным законом:

$$C_r = \frac{K_{Rn} * Q}{\lambda_{Rn}} (1 - \exp(-|z| \sqrt{\lambda_{Rn} | D_z})), z < 0$$

$$C = C_0 \exp(-z \sqrt{\lambda_{Rn} | D_z}), z \geq 0$$

$$C_0 = C(z = 0)$$

где K_{Rn} – коэффициент эманирования Rn-222;

D_g – коэффициент диффузии в грунте;

D_z – коэффициент диффузии;

Q – темп наработки атомов Rn-222 в единице атома подпочвенного слоя.

Поскольку источником Rn-222 является α - распад радия, то величина Q определяется уравнением:

$$Q = \lambda_{Ra} * P_{Ra} * \rho / m A_{Ra},$$

где P_{Ra} весовая концентрация Ra-226 в граммах на грамм;

λ_{Ra} и A_{Ra} постоянная распада и атомный вес радия.

Подставляя данные соотношения в граничное условие на земной поверхности получим связь концентрации Rn-222 в приземном слое C_0 с величиной Q :

$$C_0 = \frac{mKRn * Q}{\lambda Rn} \sqrt{\frac{Dz}{Dz}} \approx PRa$$

где: $D\Gamma$ – коэффициент диффузии в радиоактивных отходах.

Для Дигмайского хвостохранилища $D\Gamma = 0,018 \text{ см}^2/\text{с}$.

5.3. Радиационная ситуация на территории Дигмайского хвостохранилища

Из результатов исследования можно рассуждать, что Дигмайское хвостохранилище расположено недалеко от посёлка Газиён. Преобладающим фактором, которое создаёт высокий риск загрязнения окружающей среды, является рассеивание радиоактивной пыли под влиянием господствующего направления ветра, связанного добычей урановой руды из самого хвостохранилища. Перемещение мелкодисперсных радиоактивных отходов в результате эрозии механически накапливаются в склонах и понижениях рельефа радиоактивного хвостохранилища (рисунок 5.3).

После прекращения в 1996г функционирования ГМЗ и из-за засушливого климата, вода с зеркальной поверхности хвостохранилища испарилась и часть из них дренировалась вниз по рельефу. В результате на поверхности хвостохранилища образовались большие трещины, такыры шириной до 1,0 м и глубиной более 4-х метров.

Эти факторы прямо способствовали интенсивному выделению радиоактивного газа радона в приземные слои атмосферы над хвостохранилищем (рисунок 5.4).

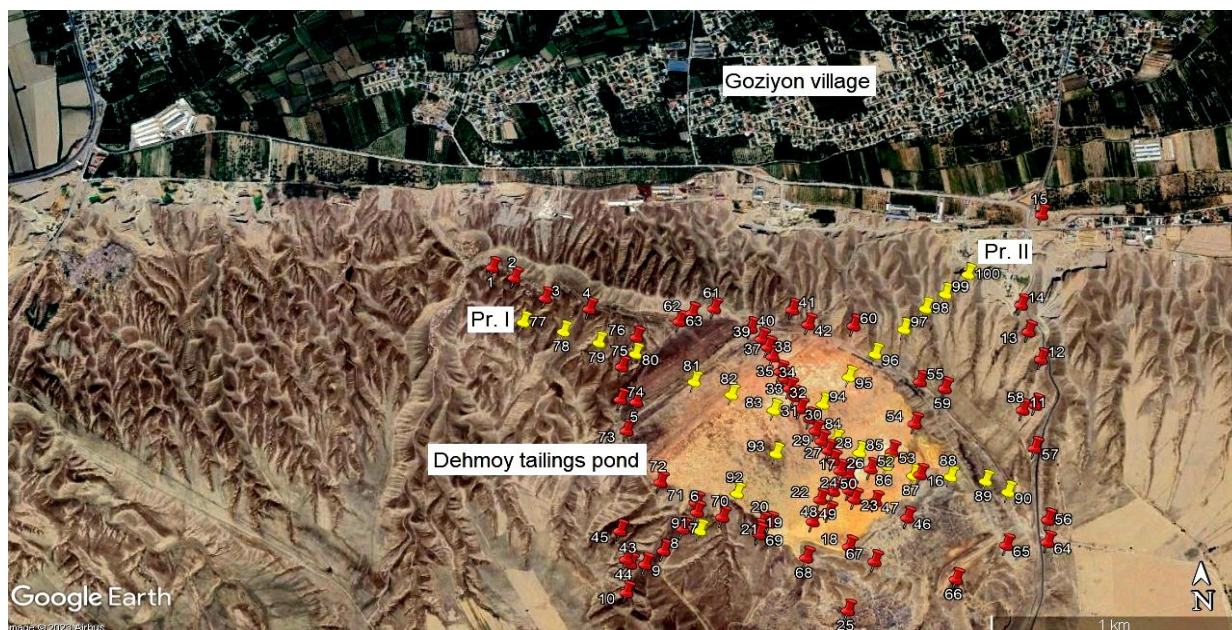


Рисунок 5.3. – Расположение точек замеров и отборов проб на территории Дигмайского хвостохранилище (Пр.І-продольный профиль, Пр.ІІ поперечный профиль)



Рисунок 5.4. – Трещины-такыри на поверхности Дигмайского хвостохранилище

Проведённые нами исследования показали, что измерения плотности потока радона (ППР) составляют в среднем от 10 до 62 Бк/(м²·сек), а ежегодное поступление радона в атмосферу превышает 30 ТБк. Проблема выбросов радона из Дигмацкое хвостохранилище на оказалась более

серьёзной, чем предполагалось ранее. Из-за очень высокого поступления радона в атмосферу продукты его распада, такие как полоний-210 и свинец-210, легко образуются и осаждаются на прилегающих территориях. Равновесная активность радиоактивных элементов $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ и $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ радионуклидов уранового порядка в аэрозолях определяется по общепринятым региональным стандартам. Результаты фактических измерений активности $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ в аэрозолях воздуха может быть в существенно выше, чем единица Бк/м³. Кроме того, данные содержания радионуклида ^{210}Po в аэрозолях воздуха оценивается в качестве соотношения. По результатам измерений концентрация ^{222}Rn на некоторых точках объекта хвостохранилища достигает от 100 и 400 Бк/м³, которые представлены в табл. 5.2.

Таблица 5.2. - Среднее содержание ЕРН в воздухе и почве в районе Дигмайского хвостохранилища

ЕРН	В воздухе, Бк/м ³			В почве, Бк/кг		
	фоновые	посёлок Газиён	хвостохрани лище	фоновые	посёлок Газиён	хвостохрани лище
^{210}Pb	$0,4 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$11,3 \cdot 10^{-4}$	47	95	12400
^{210}Po	$0,3 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$11,5 \cdot 10^{-4}$	33	60	12400
^{226}Ra	$3,3 \cdot 10^{-5}$	$4,2 \cdot 10^{-5}$	$37,2 \cdot 10^{-5}$	31	63	7440
^{228}Th	$0,7 \cdot 10^{-5}$	$2,4 \cdot 10^{-5}$	$5,5 \cdot 10^{-5}$	13	23	2600
^{230}Th	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	60	120	13500
^{234}U	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-5}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$	14	24	1022
^{238}U	$2,1 \cdot 10^{-5}$	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$4,2 \cdot 10^{-5}$	13	25	900
^{222}Rn	22	52	240	-	-	-

Из-за того, что хвостохранилище близко расположен к посёлка Газиён по результатам исследований рассчитаны средняя концентрация радона в помещениях и были определены величина активности, которое составляет около 50 Бк/м³. Тяжёлые металлы при этом используются, как показатели

появления в окружающей среде опасных загрязняющих веществ и как индикаторы - трассеры, фиксирующие пространственное положение ареала загрязнения. Хвостовой материал на прилегающие территории объекта подвергается преимущественно влиянию розы ветров, которая разносит за пределами хвостохранилища. Кроме того, гамма-излучение является основным фактором и радиационного риска в результате попадания в организм ингаляционным путём из-за относительно высоких содержаний радона в атмосферном воздухе. Средние уровни МАЭД гамма-активности на мониторинговых объектах не подвержены непосредственному прямому влиянию Дигмайского хвостохранилища, и оно составляют примерно 0,15 мкЗв/ч. В таблице 5.3 представлены минимальные, максимальные и средние значения МАЭД, для каждого из объектов сети мониторинговых наблюдений.

Таблица 5.3. - Значения МАЭД (мкЗв/ч) для участков вокруг Дигмайского хвостохранилища

Значение МАЭД	Место замеров	
	Населённый пункт посёлок Газиён	Дигмайского хвостохранилища
Минимальные	0,2	4,0
Максимальные	0,5	20
Средняя	0,22	5,24

По результатам проведённых исследований измерения МАЭД уровень гамма-излучения на Дигмайском хвостохранилище и прилегающей к ним территорий высокая. Отмечены, что самая высокая интенсивность мощности гамма-излучения наблюдается на центральной и северо-западных частях хвостохранилища (рисунок 5.5).

Исследования активности отобранных проб показали, что радиоактивные хвостохранилища содержат разнообразные ЕРН (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K), включая их дочерние продукты распада (таблица 5.4 и рисунок 5.6).

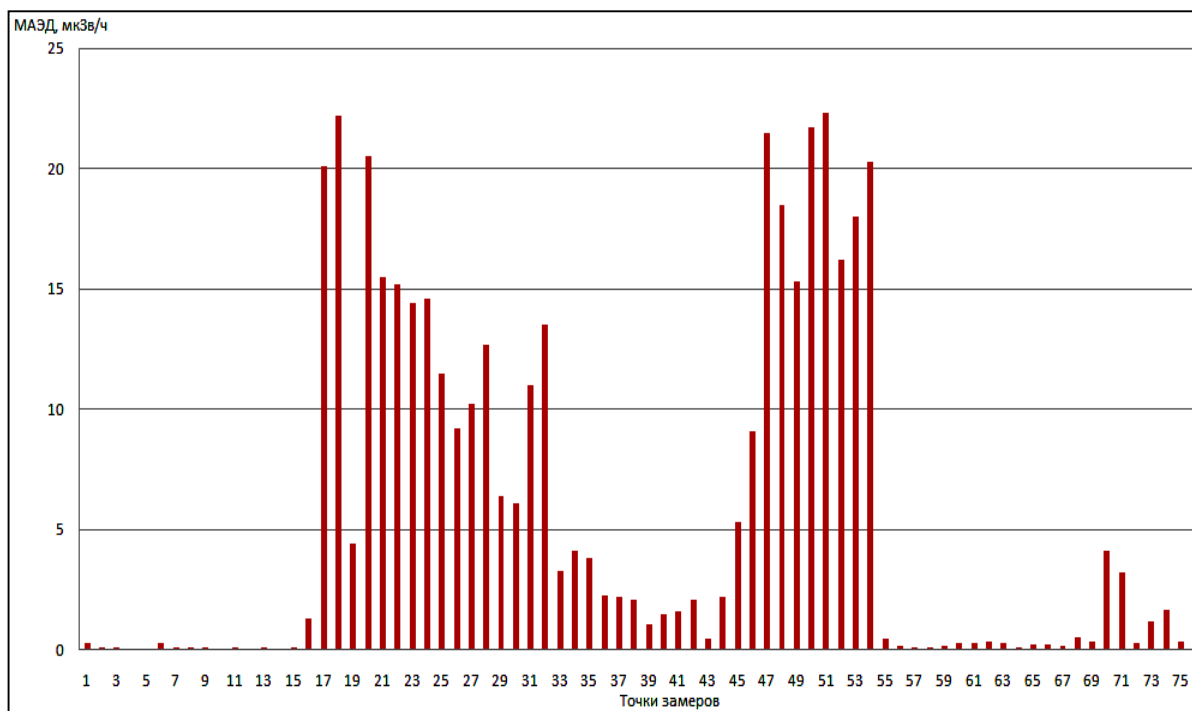


Рисунок 5.5. – МАЭД гамма-излучения на территории Дигмайского хвостохранилища

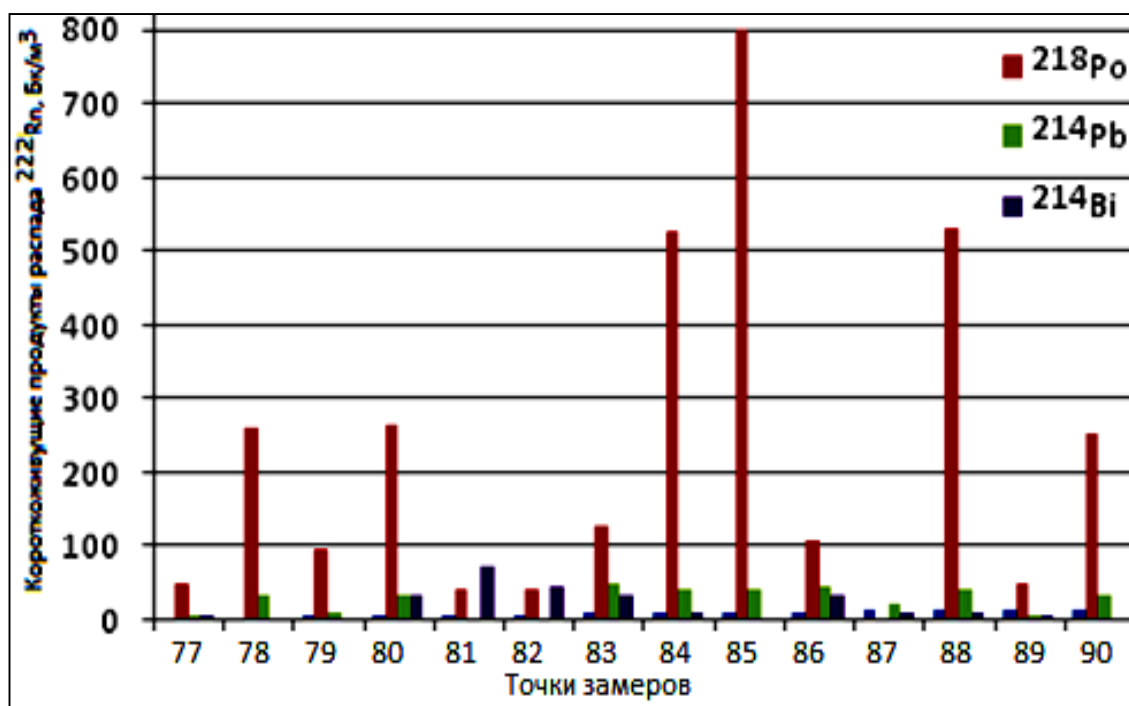


Рисунок 5.6. – Содержание короткоживущих продуктов распада радона на поверхности Дигмайского хвостохранилища

Они вносят определённый вклад по формированию общего радиационного фона. Концентрация этих веществ в разных частях хвостохранилища значительно отличаются.

Таблица 5.4. - Активность проб отобранных на территории Дигмайского хвостохранилище (Измерения проводились в 2023 году)

№ проб (см. рис.4.3)	Координаты		Активность радионуклидов, Бк/кг			A _{эфф.} , Бк/кг
	Широта	Долгота	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	
1	40°14'4.1"	69°36'45.0"	51,8	23,5	414	120
2	40°14'2.5"	69°36'48.9"	109	22,4	357	169
3	40°13'59.4"	69°36'54.4"	251	58,8	666	385
4	40°13'57.7"	69°37'2.2"	105	41,3	713	220
5	40°13'43.8"	69°37'10.3"	509	46,1	773	635
6	40°13'27.6"	69°37'20.6"	44,4	23,8	375	162
7	40°13'25.2"	69°37'18.1"	50,7	26,2	486	189
8	40°13'22.1"	69°37'14.7"	54,4	23,9	396	185
9	40°13'20.2"	69°37'11.5"	50,9	31,8	442	193
10	40°13'16.2"	69°37'8.2"	30,5	20,7	316	124
11	40°13'42.1"	69°38'17.3"	51,8	23,5	414	181
12	40°13'49.5"	69°38'21.1"	53,5	20,4	281	168
13	40°13'53.6"	69°38'19.1"	39,1	17,9	309	137
14	40°13'57.6"	69°38'18.2"	32,8	18,7	262	120
15	40°14'11.2"	69°38'22.9"	37,6	23,8	404	151
16	40°13'32.7"	69°37'59.6"	8504,3	74,2	762	1040
17	40°13'33.2"	69°37'46.9"	6182,2	63,2	467	1440
18	40°13'22.3"	69°37'46.9"	21193,8	169,5	444	1250
19	40°13'24.9"	69°37'31.2"	1200	46,1	773	635
20	40°13'25.9"	69°37'31.9"	376	-	638	430
21	40°13'25.9"	69°37'33.2"	709	-	756	774
22	40°13'29.2"	69°37'42.1"	3460	126	1140	3730
23	40°13'29.2"	69°37'48.1"	4650	80	358	4780
24	40°13'30.5"	69°37'47.2"	4240	76	362	4370

Продолжение таблицы 5.4.

56	40°13'26.1"	69°38'20.9"	60,1	26,2	577	144
57	40°13'36.5"	69°38'19.1"	64,2	16,8	517	130
58	40°13'42.8"	69°38'19.6"	49,9	10,1	233	82,9
59	40°13'45.3"	69°38'3.8"	44,9	12,5	170	75,7
60	40°13'54.7"	69°37'48.4"	760	<13,1	704	837
61	40°13'57.5"	69°37'24.2"	328	<7,63	736	401
62	40°13'56.8"	69°37'20.3"	646	<11,5	710	721
63	40°13'55.6"	69°37'18.1"	85,0	9,65	190	114
64	40°13'22.9"	69°38'20.7"	14,7	17,7	182	53,3
65	40°13'22.3"	69°38'14.0"	33,9	25,7	339	96,4
66	40°13'17.4"	69°38'5.2"	238	<6,53	371	278
67	40°13'20.1"	69°37'51.2"	15,1	20,08	331	70,5
68	40°13'20.7"	69°37'39.4"	124	11,1	383	171
69	40°13'24.3"	69°37'31.3"	58,9	17,9	344	112
70	40°13'26.8"	69°37'25.0"	430	23,9	416	497
71	40°13'28.9"	69°37'20.4"	138	34,6	781	250
72	40°13'31.9"	69°37'14.3"	42,3	30,3	304	108
73	40°13'39.6"	69°37'8.5"	299	<6,95	<213	326
74	40°13'44.1"	69°37'7.5"	1440	<20,5	490	1510
75	40°13'49.0"	69°37'7.8"	323	<7,94	327	362
76	40°13'53.3"	69°37'10.4"	182	7,20	<171	206

Как видно из таблицы 5.4. пробы, отобранные из Дигмайского хвостохранилище (№16-18) отличаются высоким содержанием урана, радия, тория, удельной альфа-активности и других радионуклидов.

Результаты проведённого радонового мониторинга на территории радиоактивного Дигмайского хвостохранилища и населённого пункта – посёлка Газиён обобщены в таблицах 5.5 и 5.6.

Таблица 5.5. - Результаты замеров ОА и ЭРОА радона в атмосферном воздухе
Дигмайского хвостохранилище

Место установки детекторов	Количество, штук	ОА радона, Бк/м ³	ЭРОА радона, Бк/м ³
Дигмайское хвостохранилище	104	610	362
пос. Гоziён	165	43	26

Таблица 5.6. - Содержание радона на поверхности Дигмайского
хвостохранилище

№ проб (см. рис.5.3)	Координаты		ППР, Бк/(м ² ·с)	ОА радона, Бк/м ³	ЭРОА радона, Бк/м ³
	Широта	Долгота			
Профиль I					
77	40°13'55.76"	69°36'50.36"	5,28	680	10,8
78	40°13'54.33"	69°36'57.63"	6,22	460	46,4
79	40°13'32.63"	69°37'3.84"	12,66	520	17,1
80	40°13'50.90"	69°37'10.27"	16,48	450	55,7
81	40°13'46.71"	69°37'20.45"	5,86	480	27,38
82	40°13'44.74"	69°37'26.90"	16,24	420	21,38
83	40°13'42.40"	69°37'34.27"	12,68	484	53,02
84	40°13'37.93"	69°37'44.99"	16,46	450	81,21
85	40°13'36.02"	69°37'49.11"	16,89	426	106,7
86	40°13'34.10"	69°37'53.75"	11,28	457	49,79
87	40°13'32.56"	69°37'58.41"	11,41	628	16,73
88	40°13'32.38"	69°38'4.80"	6,16	340	82,01
89	40°13'31.75"	69°38'10.69"	5,28	680	10,8
90	40°13'30.10"	69°38'14.29"	6,32	440	41,9
Профиль II					
91	40°13'24.92"	69°37'21.02"	1,18	50	10,8
92	40°13'30.24"	69°37'27.61"	2,22	350	81,5

Продолжение таблицы 5.6.

93	40°13'35.39"	69°37'3.84"	3,14	340	76,17
94	40°13'43.21"	69°37'42.84"	2,18	370	82,45
95	40°13'47.19"	69°37'47.46"	1,35	160	47,16
96	40°13'50.53"	69°37'52.07"	1,20	140	28,19
97	40°13'54.14"	69°37'57.23"	1,13	110	18,05
98	40°13'57.19"	69°38'1.23"	1,46	90	22,35
99	40°13'59.33"	69°38'4.80"	1,89	80	25,73
100	40°14'2.25"	69°38'9.09"	0,48	60	20,45

На основе анализа значения ППР был рассчитан годовой выброс радона: $8,15 \cdot 36 \cdot 10^2 \cdot 24 \cdot 365 \cdot 90 \cdot 10^4 \sim 231,32 \cdot 10^{12}$ Бк/г ~ 6260 Ки/год [246, 247].

По результатам мониторинговых исследований и объёмная концентрация радона (ОА) в приземном слое атмосферного воздуха составляет в пределах 300-700 Бк/м³. Исследований показывают, что объёмная концентрация радона в приземном слое атмосферного воздуха варьируется в пределах 300-700 Бк/м³. Этот диапазон значений имеет значительные последствия как для управления экологической обстановки, так и для общественного здоровья.

Радон, являясь радиоактивным элементом, может оказывать негативное воздействие на людей при длительном воздействии высоких концентраций. Особенно это касается закрытых пространств, где радон может накапливаться в значительно больших объёмах, чем на открытом воздухе.

Представленные данные подчёркивают необходимость регулярного мониторинга и адекватных мер по снижению уровней радона, особенно в жилых и производственных сооружениях. Гармонизация стандартов и практик по мере контролирования объёмной концентрации радона в атмосфере будет играть ключевую роль в обеспечении безопасности и здоровья населения.

На продольном профиле I выделяются семь зон, отличающихся между собой значениями ОА радона и величиной гамма-фона (рисунок 5.7). Это обусловлено, приуроченностью к санитарно-защитной зоне (зона 1 и 7), а также к различным участкам поверхности хвостохранилища.

Зона 2 находится непосредственно перед плотиной хвостохранилища и приурочена к участку поверхности, интенсивно загрязненному пылевыми выносами с поверхности хвостохранилища.

Зона 3 включает пляжи хвостохранилища, сложенные песками и имеющими высокие значения гамма-фона и коэффициента диффузии, что обуславливает повышенные концентрации на этом участке.

Характеризующих зону 4, территориально соответствует участку, предназначенному для складирования отходов ванадиевого производства, где радиоактивные отходы перекрыты твёрдой фракцией ванадийсодержащей пульпы.

Поверхность участка 5 покрыта растительностью и находится в более консолидированном состоянии, чем поверхность 6-го участка, соответствующей территории высохшего прудка. В настоящее время, она покрыта трещинами ширина, которых достигает до 0,5-2,0 м, а глубина до 4-х метров. Эти факторы способствуют интенсивному выделению радона в приземные слои атмосферы над хвостохранилищем.

Аналогичная зональность отмечается и на графике поперечного профиля II. Здесь зоны 1 и 4 соответствуют поверхности санитарно-защитной зоны, а зоны 2 и 3 поверхности хвостохранилища с различной степенью консолидации. Кроме того, поверхность зоны 3 частично покрыта материалом забалансовых руд и нейтральным грунтом. Поскольку хвостохранилище в плане имеет сложную форму, оно было разбито на пять прямоугольных участков, каждому из которых соответствует среднего значения ППР и общая мощность выброса радона. Расчёты произведены с учётом фоновых концентраций, которые для данной местности варьируют в

пределах 20-36 Бк/м³. Результаты замеров эксхалации ППР мощность выброса радона рассчитаны таблице 5.7.

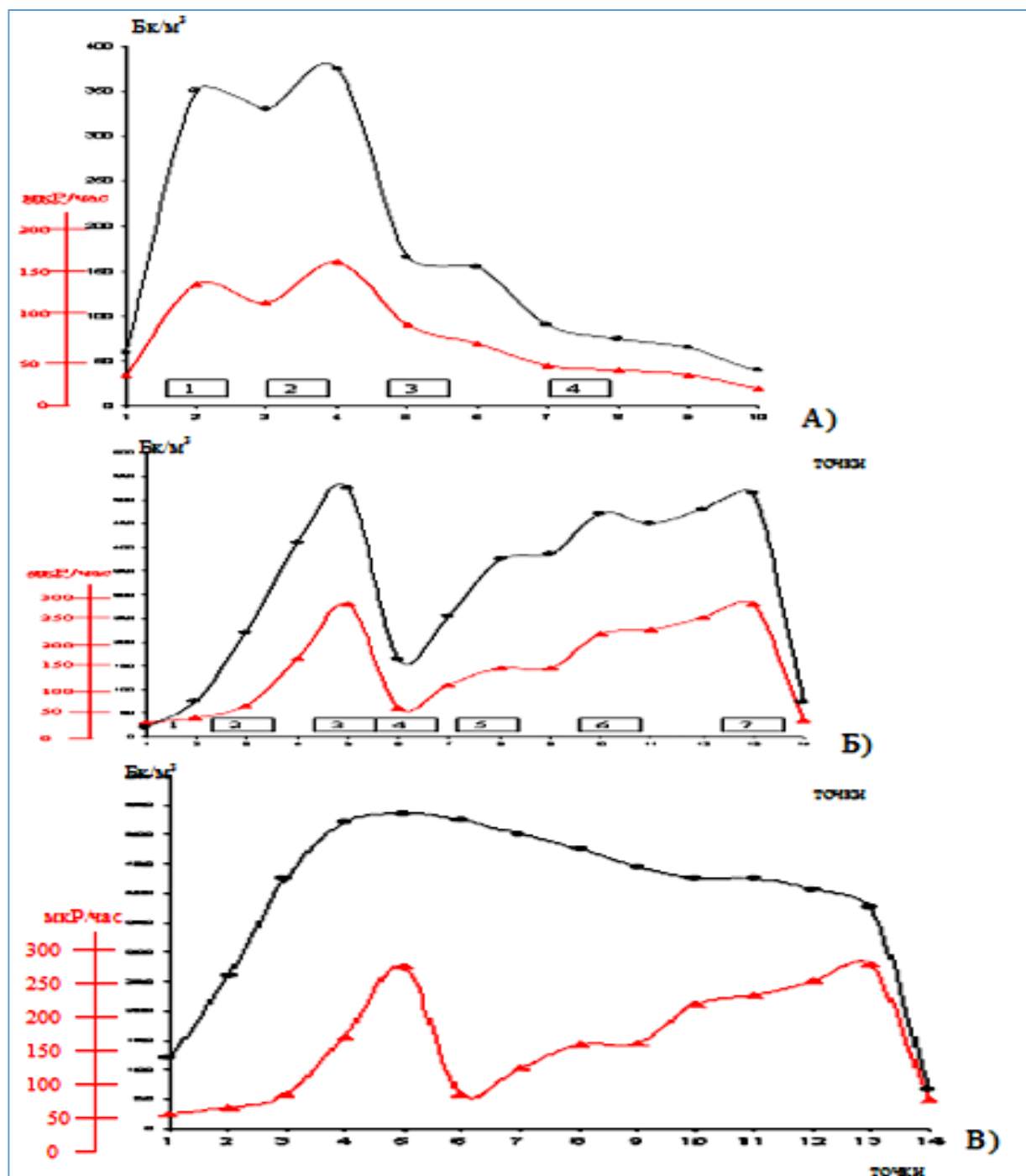


Рисунок 5.7. – А). Показатели поперечного профиля скорость ветра 0,2 м/с; Б). Показатели продольного профиля скорость ветра 0,2 м/с; В). Показатели продольного профиля скорость ветра 4,6-6,8 м/с.

В результате исследований была установлена среднегодовы показатели выбросов от предприятий была рассчитана с использование

математических расчетов и моделирования расчет составляет 6505 Ки/год. Погрешность между результатами замеров и математическим расчетом. Относительное расхождение между данными замеров и моделирования достигает до 17-18%.

Таблица 5.7. - Результаты эксхалации и мощность выброса радона Дигмайского хвостохранилища

№ участка	ППР, Бк/м ³	Площадь участка 0,91, км ²	Мощность участка, кБк/с
1	7,5	0,23	1825
2	7,4	0,27	2120
3	6,7	0,22	1365
4	8,1	0,15	1122
5	6,7	0,04	345
Общий выброс радона			6752

Необходимо учитывать другие параметры эксхалации и объёмной концентрации радона, которые существенно отличаются в различных участках хвостохранилища. Для этого было выполнено много серий измерений, чтобы набрать статистику [247-254].

Отмечена разная концентрация радона на открытых участках в пределах хвостохранилища находящееся в диапазоне от 16 до 1500 Бк/м³. Высокие концентрации радона выявлены около трещин и участках ближе к дамбе в центральной части хвостохранилища. По краям наблюдался относительно заниженные концентрации радона. Кроме того, долгоживущие продукты распада радона, такие как ²¹⁰Po и ²¹⁰Pb связаны с частицами пыли, также могут внести свой вклад в дозовую нагрузку, особенно в ветреную погоду, не только за пределами площадки, но и в ближайшем пос.Газиён

5.4. Управление экологической безопасностью и оценка качества жизни населения

По результатам исследований естественных радионуклидов таких как ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K выявлено, что загрязнения окружающей происходит вследствие перемещения в природные объекты и уровень угрозы считается низким. Однако, по радионуклидам ^{210}Po , ^{210}Pb и изотопов радия уровень угрозы заключения считается высокой, а для территорий, прилегающих к Дигмаской хвостохранилища как «крайне высокую». При соблюдении всех требований радиационной безопасности на хвостохранилищах радиоактивных отходов на севере республики Таджикистан, вероятность загрязнения может быть оценена по-разному, на пример г. Истиклола и п.Адрасман, которых расположены хвостохранилища радиоактивных отходов.

Годовая эффективная доза облучения от гамма-излучения и активности изотопов в воде для человека в районе г.Истиклола превышает рекомендованный годовой уровень пороговой дозы (10 мЗв). Озера и обитающие рыбы на данном участке были использованы в качестве пищевого рациона.

Комиссия по ядерному регулированию США установил годовой лимит потребления пищи, в состав которых входит изотоп ^{210}Po , установлен до 5 кБк /год, или около 15 Бк / сут. Уровень изотопа ^{210}Po в мышцах рыб карпов в озере были сравнительно высоки. Использование в качестве пищи 1,5 кг рыбы в месяц (50 г в день) с изотопом ^{210}Po и концентрации 400 Бк/кг будет превышать норму и внести свой вклад до 8 мЗв/г годовой эффективной дозы. Группы риска, такие как беременные женщины и дети не должны употреблять рыбу с озер и не рекомендуется для населения в целом. Концентрации воды с изотопами ^{210}Po и ^{210}Pb не были приняты в рассмотрения для оценки доз, из-за очень низких концентрациях обоих радионуклидов в пробах воды, и предположительно, их добавление дозы через питьевую воду будет иметь второстепенное значения.

В современных условиях, когда развитие ядерных технологий и промышленности неизбежно сопряжено с определёнными рисками, система управления радиационной безопасностью становится краеугольным камнем общественного здоровья и охраны окружающей среды. Она представляет собой сложный комплекс мер, направленных на минимизацию возможных опасностей, основанный на тщательном анализе и оценке рисков.

Эффективная система управления рисками критически важна для защиты уязвимых слоёв населения и экосистем от потенциального радиационного воздействия. Этот механизм не только идентифицирует и оценивает угрозы, но и разрабатывает стратегии по их снижению, обеспечивая устойчивое развитие общества и сохранение природных ресурсов.

В конечном счёте, грамотное и всестороннее управление рисками радиационной безопасности является залогом стабильного и безопасного будущего. Это требует не только актуальных знаний и технологий, но и постоянного внимания, ответственности и сотрудничества на всех уровнях — от локальных сообществ до международных организаций. Только так можно обеспечить защиту людей и природы в условиях быстро меняющегося мира.

Обнаружены высокие концентрации природных изотопов ^{238}U и ^{226}Ra , превышающие по международным стандартам максимально-допустимую концентрацию в питьевой воде, из этого следует, что употребление данной воды людьми и животными недопустимо.

Результаты замеров показали, что, объёмная активность радона-222 в пробах воды отобраны из родников и скважин Б. Гафуровского района, оценена от 5 Бк/л до 22 Бк/л, содержание радона в питьевой воде составляет 60 Бк/л. Полученные значения ОА радона в пробах воды ниже уровня вмешательства. Кроме того, радон быстро распадается. Период полураспада радона-222 равен 3,82 суток. Это означает, что концентрация радона снизится за 3,82 суток (примерно за 92 часа) в два раза. Поскольку дочерние продукты распада радона-222 являются металлы, и они падают в осадок.

Кроме распада радона в воде он испаряется из воды при хранении питьевой воды в открытом сосуде.

Предложенный способ покрытия поверхности хвостохранилища обеспечивает эффективную защиту всех видов мелкодисперсных отходов от распыления. Также, упрощает способ создания защитного слоя на различных поверхностях сыпучих материалов. Особенно его применения актуально для засушливых районов с аридным климатом, что в свою очередь позволит полностью исключить эрозию и интенсивный разнос мелкодисперсных отходов на территории городов и населённых пунктов. Тем самым, полностью исключить риск для здоровья различных групп населения.

В качестве преимуществ второго способа закрепления пылящей поверхности хвостохранилищ можно отметить доступную и низкую стоимость используемых реагентов и простую технологию применения. Кроме того, в виду малой концентрации применяемой смеси и не токсичности реагентов, которыми являются данные вещества, воздействие на окружающую среду незначительно.

Нами предложена два оптимальных составов смесей для создания стационарных покрытий поверхности рассыпных материалов с целью защиты мелкодисперсных отходов от распыления (в мас.%):

Состав №1

1	Карбомидо-формальдегидная смола КФ-А	50%
2	Хлористый аммоний (10%-й раствор)	3%
3	Вода техническая	47%

Состав №2

1	Латекс дивинил-стирольный (СКС -30)	20%
2	Хлористый кальций (2%-й раствор)	2%
3	Вода техническая	78%

Для проведения эксперимента с составом №1 было отработано 100 м² опытной площадки, а с составом №2 – 50 м². Расход раствора составил 5 литров на 1 м². Твердение произошло через 2 суток, при температуре окружающей среды 25-30°C. В последующий период времени (в течении года) проводилось наблюдение состоянием покрытия, включающее:

-определения изменения сопротивления продавливаемости корки, в зависимости от времени и количества атмосферных осадков;

-определение долговечности покрытия.

Данные изменения механической прочности приведён в таблице 5.8 (см. Приложение).

Таблица 5.8. - Механические свойства искусственной корки на поверхности отходов

№ состава	Начальный замер		Зима		Весна		Лета		Осень	
	механ. прочн.кг/мм ²	влажн.грунта,%	механ. прочн.кг/мм ²	влажн.грунта,%	механ. прочн.кг/мм ²	влажн.грунта,%	механ. прочн.кг/мм ²	влажн.грунта,%	механ. прочн.кг/мм ²	влажн.грунта,%
1	7	16	6	32	4	68	4	15	5	65
2	4	10	4	32	2	67	2	16	3	65

За данный период времени на покрытие воздействовало 125 мм осадков. Это привело к изменению механической прочности покрытия. Из таблицы 5.8 видно, что влажность грунта оказывает существенное влияние на сопротивление подавляемой корки. Выявлено, что оба покрытия способны выдержат осенний и зимний период.

Количество необходимого раствора для обработки 1 га поверхности приведено в таблице 5.9.

Для создания искусственной корки на поверхность хранилища мелкодисперсных отходов смесь наносится с помощью поливной машиной или передвижной насосной установкой.

Таблица 5.9. - Количество необходимой смеси для нанесения на 1 га площади

Наименование	Ед. измерен.	Цена, сомони	Потребное к-во на 1 га поверхности	Общая стоимость, сомони
Способ №1				
Карбамидо-формальдегидная смола КФ-А	кг	12	5000	60 000
Хлористый аммоний	кг	5	300	1500
Вода техническая	м ³	4	100	400
Всего:				61 900
Способ №2				
Латекс дивинил-стирольный (СКС -30)	кг	7,5	2000	15 000
Хлористый кальций	кг	5	40	200
Вода техническая	м ³	4	100	400
Всего:				15 600

Предложенный способ покрытия поверхности хранилища обеспечивает эффективную защиту всех видов мелкодисперсных отходов от распыления. Также, упрощает способ создания защитного слоя на различных поверхностях сыпучих материалов. Особенно его применения актуально для засушливых районов с аридным климатом, что в свою очередь позволит полностью исключить эрозию и интенсивный разнос мелкодисперсных отходов на территории городов и населённых пунктов. Тем самым полностью исключить риск для здоровья различных групп населения.

Разработанные технологические решения для очистки поверхностных вод позволит проводить подготовку воды как для производственных целей, что обеспечит экономически эффективное и экологически безопасное водопотребление. По анализу данных выяснилось, что совместное

применение коагулянта на основе сульфата алюминия из глины каолина и активированного угля из косточки урюка является перспективным направлением в совершенствовании интенсификации процессов очистки поверхностных вод от ТМ по сезонам. Независимо от высоких значений загрязнённости ТМ и мутности и далее, эффект очистки достигается при дозе 0,15 и 0,3 мг/дм³. В ходе проведения пилотных испытаний методом очистки загрязненной воды ТМ с дальнейшей сорбционным способом были воспроизведены следующие технологические процессы:

- Дозировка сорбентов 0,15-0,3 мг/дм³ и его перемешивание при 100 оборотов в минуту;

- Корректировка рН и осаждение осадка с последующей его фильтрацией (d=0,5 мкм);

- Сорбционное извлечение ТМ из загрязненной воды в колоннах с неподвижным слоем сорбента;

- Очищенная вода для технического водопотребления;

- Отработанные сорбенты отправляется на десорбцию.

Адсорбции ионов ТМ адсорбенте из технологической воды, отобранных из сточных вод ЗАОТ «Файзи Расул», показали что использование адсорбента глины каолина способствовало удалению ионов ТМ (Pb, As, Zn, Ni) из сточных вод. Оценка эффективности изобретения традиционной технологии получения коагулянта из глины каолина из местного сырья являются с небольшими затратами реагентов кислот и процесса термообработки. Подсчёт затрат для получения коагулянта из глины каолина и очистки воды составляет от 10000 до 30000 сомони (~1000 - 3000 \$) на 100 м³ загрязненной воды с удалением тяжёлых металлов и других элементов. Очищенная воды можно использовать для хозяйственно бытовых нужд. По предлагаемой нами технологии в 3 раза дешевле обходиться очистка чем с другой традиционной технологии (Приложение). Разработаны рекомендации для модернизации схем водоподготовки и улучшения сорбционной системы на очистной станции ЗАОТ «Файзи Расул».

Постоянное усовершенствование очистных станций являются неотъемлемой частью успешной модернизации. Понимание и грамотное применение современных технологий и методик позволят специалистам более эффективно управлять процессом водоподготовки и своевременно внедрять инновации. Проведение регулярных тренингов и семинаров, а также участие в профессиональных сообществах помогут поддерживать высокий уровень профессионализма и приверженности к обеспечению безопасности здоровья населения.

Управление экологической безопасностью и оценка качества жизни населения являются критическими аспектами устойчивого развития и благополучия сообществ. Эти две области тесно переплетаются, поскольку состояние окружающей среды непосредственно влияет на здоровье, социальное благосостояние и экономическую стабильность общества. В условиях нарастающего промышленного давления и урбанизации, важно применять комплексные подходы для минимизации негативных воздействий на природу и, соответственно, на качество жизни населения.

Совместные усилия государственных структур, предприятий и общественных организаций необходимы для создания комплексных решений, направленных на сохранение экологической целостности и улучшение качества жизни. Важно также активно вовлекать население в процессы принятия решений и пропагандировать экологически осознанный образ жизни. Такая стратегия не только повышает уровень экологической культуры, но и способствует формированию ответственного общества, готового принимать активное участие в охране окружающей среды и поддержании высокого качества жизни.

5.5. Выводы по пятой главе

Обеспечение радиационной безопасности населения и окружающей среды является одной из приоритетных задач национальной безопасности Республики Таджикистан. В Концепции Национальной безопасности

Республики Таджикистан — это понятие определяется как обеспечение баланса интересов личности общества, государства и их защита от внутренних и внешних угроз, в том числе радиационных. Следует отметить, что абсолютную безопасность обеспечить невозможно, однако можно уменьшить степень угрозы и связанные с ними риски, которые в общем случае определяются как «вероятность причинения вреда человеку».

В главе 5, приобщены результаты и методы определения радона и ДПР в различных средах техногенных территорий, проведена оценка радиоактивных ареалов техногенного и природного происхождения. Для предварительной оценки фактического состояния населения вблизи радиационноопасных объектов и пунктов окончательного захоронения радиоактивных отходов были использованы метод трековых эманации.

С целью определения дозовой нагрузки населения на территории Дигмайского хвостохранилища и п.Газиён были проведены радоновый мониторинговые наблюдения с применением, интегрального и мгновенного метода измерения. На этом объекте были установлены 268 трековых детекторов. На основе измерений суммарное количество альфа-счетов были использованы соответствующие методы Маркова и Томаса.

Модифицировав метод Маркова для расчёта RaA , можно получить результаты, согласующиеся с результатами метода Томаса с погрешностью менее 10%. Метод может быть использован для расчёта RaA . Объёмные активности ОА ^{222}Rn и ЭРОА ^{222}Rn без учёта влияния торона (^{220}Rn). Рассчитанные значения ППР изменяется от 1,42 до 4,70 Бк·м⁻³·с⁻¹ в зависимости от температуры и слоя покрытия. При площади хвостохранилища равной 90 га и среднем значении плотности потока радона-222 равном 40 Бк·м⁻³·с⁻¹ годовое поступление радона в атмосферу может составлять $1,13 \cdot 10^{15}$ Бк (30,6 кКи в год).

Полученные результаты свидетельствуют о том, что проблема ингаляционного поступления радона может быть более серьёзной, чем предполагалось ранее. Развеивание пылевых частиц и продуктов распада

радона в атмосфере способствует удалению границ загрязнения поверхности почвы на близлежащие территории. Динамика распределения радона по Дигмайскому хвотохранилищу определяется пространственными и временными вариациями процессов радиологического распада и метеорологическими факторами.

В целях уменьшения радиационных рисков, то есть минимизации вероятности причинения вреда или ущерба от воздействия ионизирующего облучения необходимо начинать с анализа и определения степени риска угроз радиационной безопасности. Когда сводится воедино вся доступная информация, в том числе экспертные оценки, и определяется степень вероятности наступления неблагоприятного события в сочетании со степенью воздействия.

В настоящее время управление системой радиационного мониторинга окружающей среды в Республике Таджикистан которые, основано на глубокие научные представления о поведении радионуклидов в окружающей среде. Радиационный мониторинг является необходимым элементом управления рисками в области радиационной безопасности в Республике Таджикистан.

Радиационный мониторинг окружающей среды – система, которая имеет свои системные цели в области обеспечения радиационной безопасности населения и окружающей среды. Такая организация управления системой радиационного мониторинга окружающей среды позволяет решать главную задачу: выполнить оценку и прогноз развития радиационной обстановки, том числе вследствие практической деятельности человека. Используемый подход обеспечивает контроль над адекватностью действующей системы радиационного мониторинга окружающей среды изменяющимся рискам и угрозам, позволяет своевременно её совершенствовать на научно-методических принципах, в том числе с учётом финансовых рисков и ущербов.

ГЛАВА 6. МЕТОДЫ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ И МОДЕЛИ УПРАВЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТЬЮ

6.1. Моделирование радона в различных экологических средах

Производство урана и его растущая индустрия требуют срочного внимания к опасностям, которые могут возникнуть в результате добычи, переработки и хранения этого жизненно важного металла, включая потенциальное воздействие на здоровье человека и окружающую среду. Из хвостохранилища постоянно выделяются радиационно-конденсирующийся воздух и тяжёлый газ. Радон попадает в атмосферу в процессе диффузии атмосферной воды, которая поступает при прохождении воды из хвостохранилища, при утечке грунтовых и шахтных вод. Концентрация радона в воздухе на поверхности радиоактивного хвостохранилища зависит от скорости испарения и периода полураспада радона [255].

С выбросами радона из горных пород, связано более половины эквивалентной дозы радона для населения от естественного радиоактивного фона и более 80% дозы для персонала, работающего с радиоактивным сырьём, отходами его перерабатывающих предприятий и другими химическими отходами. Радон представляет собой серьёзную проблему для населённых пунктов, находящихся в зоне влияния хвостохранилищ радиационноопасных отходов [256-273].

Использование коэффициентов диффузии и устоявшихся закономерностей перехода радона в различных материалах позволило использовать «лёссовидные суглинки» [274] как наиболее доступного как защитный материал с целью использования для захоронения хвостохранилища и радиоактивных объектов ГМЗ, что нами было использовано на практике, который показал фоновое значение радиационной обстановки на поверхности радиационноопасного объекта.

Нами был изучен процесс эксхалации радона через разные грунты в.т.ч грунты местного происхождения, которое наиболее доступен и с точки зрения экономически выгодным материалом, из этого было создано специальная модель. Для этого, была произведена отбор проб радиоактивных отходов для моделирования процесса эксхалации радона.

Наиболее экономичным и доступным способом изучения эксхалации радона через почвы местного происхождения, был разработан метод моделирования и использован модель для изучения процесса миграции радона. Образцы отходов были собраны и проверены на выделение радона для моделирования и получения результатов процесса моделирования. Одной из важнейших компонентов процесса миграции радона относятся диффузия, т.е. механическое движение фазы к конвективной. Циркуляция, это основной механизм распространения эманаций в сторону уменьшения концентрации, непосредственной диффузией. Коэффициент диффузии радона через различные материалы обычно определяется путём процесса моделирования через различные среды для определения коэффициента диффузии.

Для описания процесса диффузионного распространения для каждого слоя используется дифференциальное уравнение вида [274]:

$$D \frac{d^2 N}{dx^2} - \lambda N = a \quad (6.1)$$

Где D – кажущийся коэффициент диффузии; N – концентрация ^{222}Rn (с^{-1}); λ – постоянная распада ^{222}Rn ; a – количество ^{222}Rn выделяющегося с 1см^3 породы, в уравнении (1) предполагается, что ось x направлен снизу вверх.

На основе экспериментальных исследований и данных расчетов профессора кафедры математического анализа и теоретической функции, ХГУ имени акад. Б.Гафурова д.ф.м.н. Байзаевым С. совместно были определены параметры процесса диффузии и коэффициент диффузии с использованием параметров экспериментальных данных и математических параметров процесса диффузии. Исследовав отдельно каждый слой, рассчитан коэффициент при второй производной по уравнению (6.1), которое принимается как постоянный и по ним принимается конкретные значения.

Правая часть уравнения (6.1), во всех слоях является одинаковым. Уравнение 6.1 имеет постоянное решение:

$$N = N_0 = \frac{a}{\lambda}$$

Найдём общее решение однородного уравнения:

$$D \frac{d^2 N}{dx^2} - \lambda N = 0$$

Составим характеристическое уравнение:

$$DK^2 - \lambda = 0 \text{ корни, которого равны } K_{1,2} = \pm \sqrt{\frac{\lambda}{D}}$$

Тогда (см. справ. Корн Т.) общее решение однородного уравнения имеет вид: $N(x) = A_1 e^{K_1 x} + A_2 e^{K_2 x}$

Поэтому общее решение неоднородного уравнения (6.1) имеет вид:

$$N(x) = A_1 e^{K_1 x} + A_2 e^{K_2 x} + N_0 \quad (6.2)$$

где A_1, A_2 – постоянные, которые можно найти для каждого слоя, используя граничные условия.

Рассмотрим первый слой. На основе фактических данных, для каждого слоя граничные условия имеют вид:

$$N(0) = 1650 \cdot 10^{-6}, \quad (6.3)$$

$$N(20) = 1100 \cdot 10^{-6}, \quad (6.4)$$

$$\text{далее } D = 33,6 \cdot 10^{-4}; \quad a = 14,784 \cdot 10^{-6}; \quad N_0 = -\frac{a}{\lambda} = -7,04$$

$$K_{1,2} = \pm \sqrt{\frac{2,1 \cdot 10^{-6}}{33,6}} = \pm 0,25 \cdot 10^{-3};$$

Общее решение уравнения (1) имеет вид:

$$N(x) = A_1 e^{0,25 \cdot 10^{-3} x} + A_2 e^{-0,25 \cdot 10^{-3} x} - 7,04; \quad (6.5)$$

Используем граничные условия (6.3, 6.4)

$$N(0) = A_1 + A_2 - 7,04 = 1650 \cdot 10^{-6}$$

$$N(20) = A_1 e^{0,25 \cdot 10^{-3} \cdot 20} + A_2 e^{-0,25 \cdot 10^{-3} \cdot 20} - 7,04 = 1100 \cdot 10^{-6}; \quad (6.6)$$

Отсюда для определения постоянных A_1, A_2 получаем систему линейных алгебраических уравнений:

$$\begin{cases} A_1 + A_2 = 7,0417 \\ 1,005A_1 + 0,995A_2 = 7,051 \end{cases}$$

Решаем эту систему по правилу Крамера [275].

$$\Delta = \begin{vmatrix} 1 & 1 \\ 1,005 & 0,995 \end{vmatrix} = 0,995 - 1,005 = -0,01;$$

$$\Delta_1 = \begin{vmatrix} 7,0417 & 1 \\ 7,051 & 0,995 \end{vmatrix} = 7,0065 - 7,051 = -0,0445$$

$$\Delta_2 = \begin{vmatrix} 1 & 7,0417 \\ 1,005 & 7,051 \end{vmatrix} = 7,051 - 7,0769 = -0,0259$$

По формуле Крамера находим:

$$A_1 = \frac{\Delta_1}{\Delta} = \frac{-0,0445}{-0,01} = 4,45$$

$$A_2 = \frac{\Delta_2}{\Delta} = \frac{-0,0259}{-0,01} = 2,85$$

Подставляя значения A_1 и A_2 в формулу (6.5) находим решения задачи в первом слое:

$$N(x) = 4,45e^{0,25 \cdot 10^{-3} x} + 2,85 e^{-0,25 \cdot 10^{-3} x} - 7,04; \quad 0 \leq x \leq 20$$

Рассмотрим второй слой. На основе фактических данных для этого слоя граничные условия имеет вид:

$$N(20) = 1100 \cdot 10^{-6}, \quad (6.7)$$

$$N(40) = 745 \cdot 10^{-6}, \quad (6.8)$$

$$\text{далее } D = 52,3; \quad a = 14,784 \cdot 10^{-6}; \quad N_0 = -\frac{a}{\lambda} = -7,04$$

$$K_{1,2} = \pm \sqrt{\frac{2,1 \cdot 10^{-6}}{52,3}} = \pm 0,2 \cdot 10^{-3};$$

Общее решение уравнения имеет вид:

$$N(x) = A_1 e^{0,2 \cdot 10^{-3} x} + A_2 e^{-0,2 \cdot 10^{-3} x} - 7,04; \quad (6.9)$$

Используем граничные условия (6.7, 6.8)

$$N(20) = A_1 e^{0,2 \cdot 10^{-3} \cdot 20} + A_2 e^{-0,2 \cdot 10^{-3} \cdot 20} - 7,04 = 1100 \cdot 10^{-6}$$

$$N(40) = A_1 e^{0,2 \cdot 10^{-3} \cdot 40} + A_2 e^{-0,25 \cdot 10^{-3} \cdot 40} - 7,04 = 745 \cdot 10^{-6};$$

Отсюда для определения постоянных A_1 , A_2 получаем систему линейных алгебраических уравнений:

$$\begin{cases} 1,004A_1 + 0,996A_2 = 7,0411 \\ 1,008A_1 + 0,992A_2 = 7,0407 \end{cases}$$

Решаем эту систему по правилу Крамера [276].

$$\Delta = \begin{vmatrix} 1,004 & 0,996 \\ 1,008 & 0,992 \end{vmatrix} = 0,9959 - 1,0039 = -0,008;$$

$$\Delta_1 = \begin{vmatrix} 7,0411 & 0,996 \\ 7,0407 & 0,992 \end{vmatrix} = 7,0129 - 7,0125 = 0,0004$$

$$\Delta_2 = \begin{vmatrix} 1,004 & 7,0411 \\ 1,008 & 7,0407 \end{vmatrix} = 7,0688 - 7,0974 = -0,0286$$

По формуле Крамера находим:

$$A_1 = \frac{\Delta_1}{\Delta} = \frac{-0,0004}{-0,0008} = 0,5$$

$$A_2 = \frac{\Delta_2}{\Delta} = \frac{-0,0286}{-0,0008} = 35,75$$

Подставляя значения A_1 и A_2 в формулу (5.9) находим решения задачи в первом слое:

$$N(x) = -0,5e^{0,2 \cdot 10^{-3} x} + 35,75 e^{-0,2 \cdot 10^{-3} x} - 7,04; \quad 20 \leq x \leq 40$$

Рассмотрим третий слой. На основе фактических данных для каждого слоя граничные условия имеет вид:

$$N(40) = 745 \cdot 10^{-6}, \quad (6.10)$$

$$N(60) = 332 \cdot 10^{-6}, \quad (6.11) \text{ контакт с атмосферой!}$$

$$\text{далее } D = 13,1; \quad a = 14,784 \cdot 10^{-6}; \quad N_0 = -\frac{a}{\lambda} = -7,04;$$

Общее решение имеет вид:

$$N(x) = A_1 e^{0,4 \cdot 10^{-3} x} + A_2 e^{-0,4 \cdot 10^{-3} x} - 7,04; \quad (6.12)$$

Используем граничные условия (6.3, 6.4)

$$N(40) = A_1 e^{0,4 \cdot 10^{-3} \cdot 40} + A_2 e^{-0,4 \cdot 10^{-3} \cdot 40} - 7,04 = 745 \cdot 10^{-6}$$

$$N(60) = A_1 e^{0,4 \cdot 10^{-3} \cdot 60} + A_2 e^{-0,4 \cdot 10^{-3} \cdot 60} - 7,04 = 332 \cdot 10^{-6};$$

Отсюда для определения постоянных A_1, A_2 получаем систему линейных алгебраических уравнений:

$$\begin{cases} 1,016A_1 + 0,984A_2 = 7,0411 \\ 1,024A_1 + 0,976A_2 = 7,0407 \end{cases}$$

Решаем эту систему по правилу Камера:

$$\Delta = \begin{vmatrix} 1,016 & 0,984 \\ 1,024 & 0,976 \end{vmatrix} = 0,9916 - 1,0076 = -0,016;$$

$$\Delta_1 = \begin{vmatrix} 7,0411 & 0,984 \\ 7,0407 & 0,976 \end{vmatrix} = 6,8721 - 6,928 = -0,0569$$

$$\Delta_2 = \begin{vmatrix} 1,016 & 7,0411 \\ 1,024 & 7,0407 \end{vmatrix} = 7,1533 - 7,2100 = -0,0567$$

По формуле Крамера находим:

$$A_1 = \frac{\Delta_1}{\Delta} = \frac{-0,0569}{-0,016} = 3,55$$

$$A_2 = \frac{\Delta_2}{\Delta} = \frac{-0,0567}{-0,016} = 3,54$$

Подставляя значения A_1 и A_2 в формулу (6.12) находим решения задачи в первом слое:

$$N(x) = -0,5e^{0,4 \cdot 10^{-3} x} + 35,75 e^{-0,4 \cdot 10^{-3} x} - 7,04; \quad 40 \leq x \leq 60$$

Учитывая установление равновесной концентрации радона в исследуемом слое полученные в процессе моделирования видно, что во всех трёх моделях равновесная концентрация в излучающем слое устанавливается через 10сут. после начала моделирования. Равновесие обычно происходит на 20-й и 15-й день замера на первом и втором слоях для моделей I и II. На 30-й и 25-й день равновесие наступит в третьем слое поверхности на самой верхней части модели.

У модели III равновесные концентрации в слоях достигаются значительно позже, чем у первых двух моделей, и время определения равновесных концентраций в слоях неодинаково. Первый, второй и третий слои требуют в общей сложности 12-15 и 20-дневных периодов.

Используя пакет программ «Ecolego», сравниваем расчётные и экспериментальные данные, полученные в ходе моделирования, и используем сравнение экспериментальных и расчётных данных представленной в табл.6.1.

Таблица 6.1. - Сопоставление экспериментальных и расчётных данных концентрации радона

Слой	Модель I, класс +25-50			Модель II, класс +10-25			Модель III, класс - 10		
	Конц. радона, Бк/м ³		Отн. расх. %	Конц. радона, Бк/м ³		Отн. расх. %	Конц. радона, Бк/м ³		Отн. расх. %
	эксп.	расчетн.		эксп.	расчетн.		эксп.	расчетн.	
Радиоакт. материал	576	590	2,4	613	620	1,1	612	620	1,3
Слой I	404	400	1,0	366	350	4,4	242	275	13,6
Слой II	387	320	17,3	235	210	10,6	157	140	10,8
Слой III	177	135	23,7	152	130	14,5	68	90	32,4

Сходимость значения 3 означает, что результаты удовлетворительные. Слой III -ей модели имел наибольшее расхождение – не более 32,4%. Как отмечалось выше, основное влияние на экспериментальные данные по слою III оказывают погодные условия во время измерений.

Эти данные указывают на то, что в нейтральных слоях почвы время необходимое для выявления равновесной концентрации радона, определяется за счёт интенсивности миграции радона, для которого в обязательном порядке влияет его гранулометрический состав почво-грунта на верхнем слое почвы. В процессе движения радон имеет свойства перемешаться интенсивно в почвах, в зависимости от значения и состава фракции (Модель I), в результате радон в таких почвах активен.

В случае снижение крупности размера фракций в зависимости от плотности и размера приводит к уменьшению процесса диффузии (Модель II). Мелкие фракции почвогрунтов (Модель III) представляют те почвы, которые радон медленно двигаются в почве, значить миграция радона происходит медленно в этих почвах.

6.2. Модели распределения радона на Дигмайском хвостохранилище

Поскольку хвостохранилище имеет в плане сложную форму, оно было разбито на пять четырёхугольных источников, каждому из которых

соответствует средние показатели плотности потока и мощность выброса радона. Результаты замеров приведены в таблице 6.2.

Таблица 6.2. - Эксхалиция радона ППР и общая мощность выброса с поверхности модели

№ источника	ППР, Бк/(м ² с)	Площадь, км ²	Мощность, кБк/с
1	7.6	0.24	1 824
2	7.5	0.28	2 100
3	6.8	0.20	1 360
4	8.0	0.14	1 120
5	6.8	0.05	340

Рисунки 6.1 и 6.2 наглядно показывают, что результаты расчётов концентрации радона, проведённые с использованием различных моделей, кардинально отличаются. Модель «ОНД-86» даёт значительно более высокие (в семь и более раз) концентрации, по сравнению с моделью Гаусса. Для сравнения расчётных и фактических данных были проведены измерения ЭРОА радона в двенадцати точках, равномерно распределённых по площади хвостохранилища. В качестве аппаратной базы, также как и при измерениях ППР, использовался прибор «РГА-09».

В таблице 6.3 показаны сравнительные данные натурных измерений с результатами расчётов. Влияние погодных условий на результаты фактических измерений делает затруднительным сравнительный анализ концентраций в конкретных точках для обеих моделей, однако среднее значение, полученное с помощью модели Гаусса, относительно неплохо сходится с фактическим.

В работе исследованы [276] о 20-30% точности данного типа моделей. Таким образом, полученное расхождение в 15%, является в полне удовлетворительным. Модель «ОНД-86» даёт очень высокие значения ЭРОА, что не соответствует результатам фактических измерений.

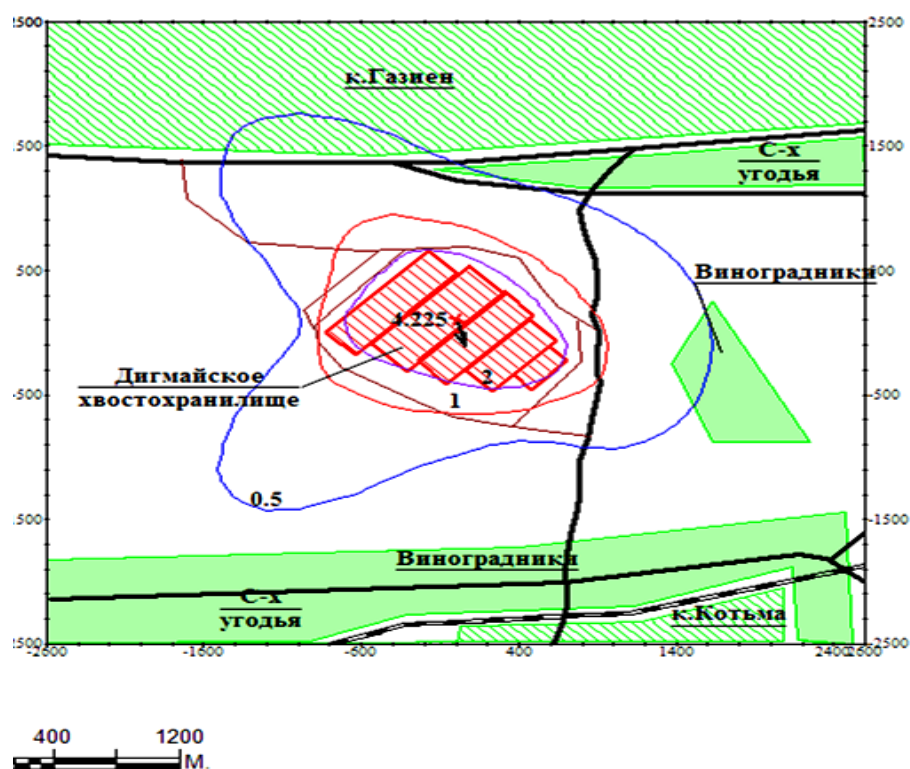


Рисунок 6.1. – Средние годовые значения концентрации радона, рассчитанные на основе модели «ОНД-86»

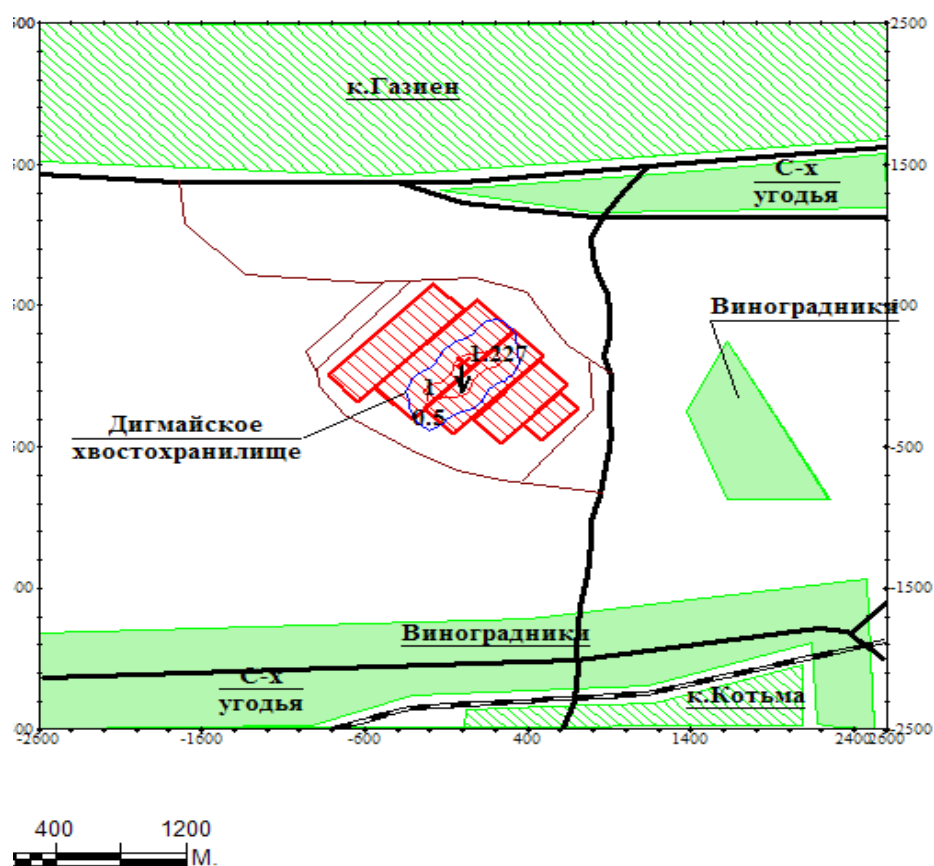


Рисунок 6.2. – Средние годовые значение концентрации радона, рассчитанные на основе модели Гаусса

Таблица 6.3. - Сравнение результатов измерений ЭРОА с расчётными данными

№	ЭРОА радона, Бк/м ³		
	Фактические данные	Расчётные данные	
		Модель Гаусса	Модель ОНД-86
1	11	8	103
2	46	8	208
3	17	7	176
4	56	39	207
5	27	47	253
6	21	45	229
7	43	69	235
8	41	68	245
9	52	9	191
10	3	10	223
11	53	7	163
12	12	8	193
Среднее значение	31.8	27.1	202.2
Расхождение с фактическим		15%	535%

Кроме этого на рисунке 6.1 видно, что по данным модели «ОНД-86», влияние хвостохранилища распространяется далеко за его пределы. Повышенная концентрация радона должна была бы отмечаться на расстоянии до километра от хвостохранилища. Однако замеры, проведённые на границе санитарно-защитной зоны, показали, что ЭРОА радона в этой области находится в пределах 3-10 Бк/м³, что соответствует фоновым значениям.

Из этого можно сделать вывод, что модель «ОНД-86» не отражает реальной картины. Это связано с тем, что данная модель в первую очередь, предназначена для расчёта концентрации загрязняющих веществ содержащихся в выбросах предприятий, т.е. она ориентирована на достаточно высокие точечные источники, типа заводских труб, а данное хвостохранилище представляет собой площадной источник, находящийся во

впадине и, в этой ситуации модель Гаусса представляется более универсальной.

Модель Гаусса может быть рекомендована для прогноза развития событий по различным сценариям, в случае захоронения, когда плотность потока радона значительно снизится, или в случае принятия решения о вторичные переработки материала хвостохранилища, когда плотность потока возрастёт. Радиоактивный радон и дочерние продукты его распада, являются одним из основных источников радиоактивного излучения. Они составляют дозовую нагрузку на населения с использованием управления радиоэкологической безопасности техногенных территорий. С выделением радона из горных пород, связано более половины эффективной эквивалентной дозы, получаемой населением от естественного радиоактивного фона и более 80% дозы, получаемой персоналом на работах с радиоактивным сырьём и отходами его переработки [277-279].

Расположение зоны влияния хвостохранилищ как одно из острых проблем радона в радиационной экологии, контроль которых для населения очень важна. Консервация или захоронение хвостохранилищ радиоактивных отходов является одним из значимых направлений снижения дозовых нагрузок на населения, которое исходит за счёт радона. Рассеивание радона осуществляется за счет его покрытия слоем нейтрального грунта, взятого из местных источников. Мы провели анализ на трех моделях, чтобы выявить, как дисперсный состав слоя нейтрального грунта влияет на передвижение радона. В каждой модели эманационный слой был покрыт нейтральным грунтом, содержащим частицы различных классов мелкодисперсности которые представлены на рисунок 6.3.

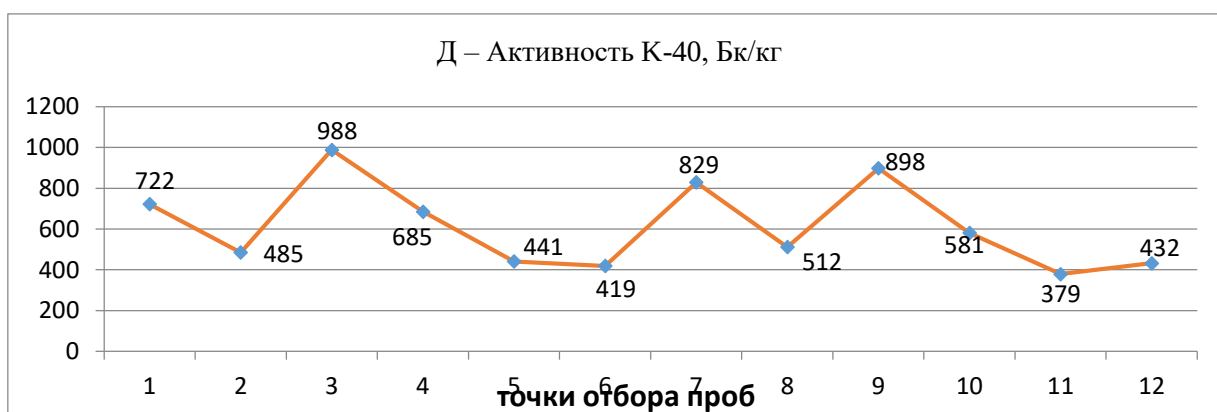
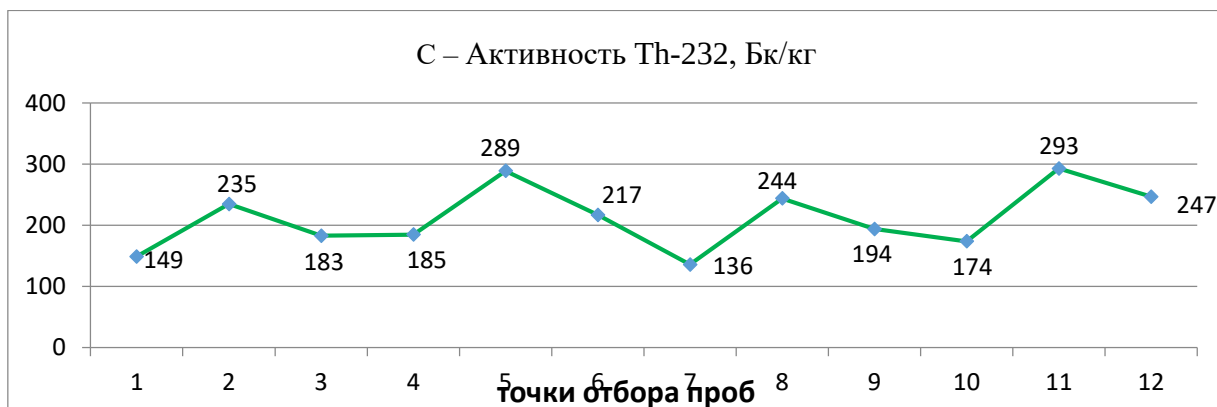
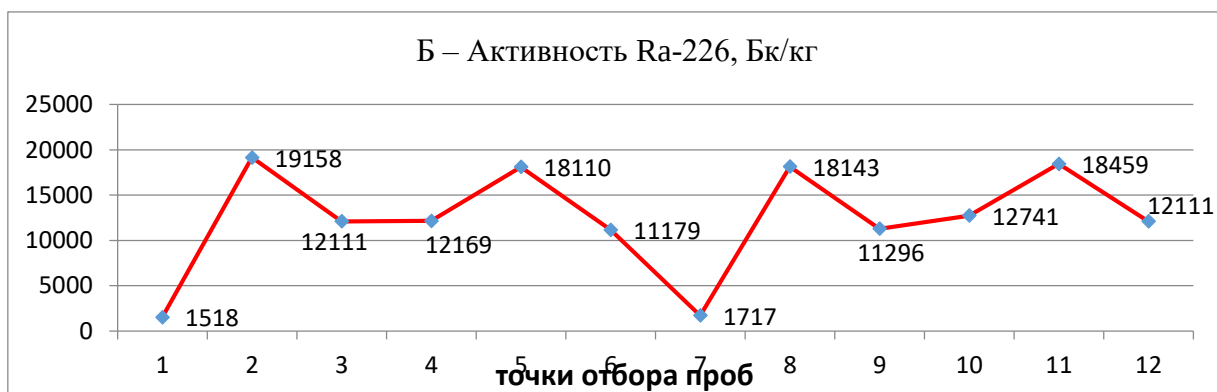


Рисунок 6.3. - Радиологическая характеристика эманлирующего слоя моделей

Примечание: $A_{эфф}$ - эффективная удельная активность природных радионуклидов, рассчитываемая по формуле: $A_{эфф} = A_{Ra} + 1,3 A_{Th} + 0,09 A_K$

В качестве эманационного слоя использовались радиоактивные отходы Дигмайского хвостохранилища. Данные представленные на рисунке 6.3 показывают, что основную роль в образовании радиоактивности в отходах играет радий-226, и его продукт распада-радон-222.

По результатам исследований, проведённых в 2015-2020гг, выбросы радона с поверхности радиоактивных отходов оценивались в 4200-6500 Ки в год. По результатам анализов проб воздуха, проведённых в 2008-2010гг, эксперты МАГАТЭ [280] согласились с этим и установили, что выбросы радона с поверхности отходов в 1,5-2,5 раза выше, чем с поверхности отходов на границе посёлка Газиён. Содержание радона и продуктов его распада в отобранных пробах воздуха превышает типичные фоновые значения для данной местности. Это ещё больше увеличивает дозу облучения жителей, проживающих в близко к хвостохранилищу. В этих условиях, возникает острая необходимость поиска путей снижения поступления радона, которая проходит через атмосферу. Наиболее эффективным способом решения этой проблемы, является покрытие открытых участков хвостохранилища и изолирование слоем нейтрального грунта.

Для предотвращения проникновения радона на поверхность хвостохранилища необходимо создать условия позволяющие замедлит процесс диффузии, которое продолжается не менее 30 дней, то есть время, в течение которого радон практически полностью распадается. Из местных грунтов наиболее доступны и рентабельным прототипом защиты от радона считается суглинки содержащие до 20-25% от общей массы мелкого гравия и гальки. Расходящиеся слои готовились из образцов радиоактивного материала, которое равномерно распределены по поверхности хвостохранилища. Коэффициенты диффузии определялись с помощью специальной модели резервуара (рисунок 6.4). Модель резервуара использовалась для оценки фактических коэффициентов диффузии радона в суглинке. Данный слой (40 см) радиоактивных отходов хвостохранилища с

массовой долей радия-226 около $4 \cdot 10^{-10}$ г/г был помещён в металлический цилиндр диаметром 1,0 м. Сверху был уложен слой суглинка толщиной 1,2 м.

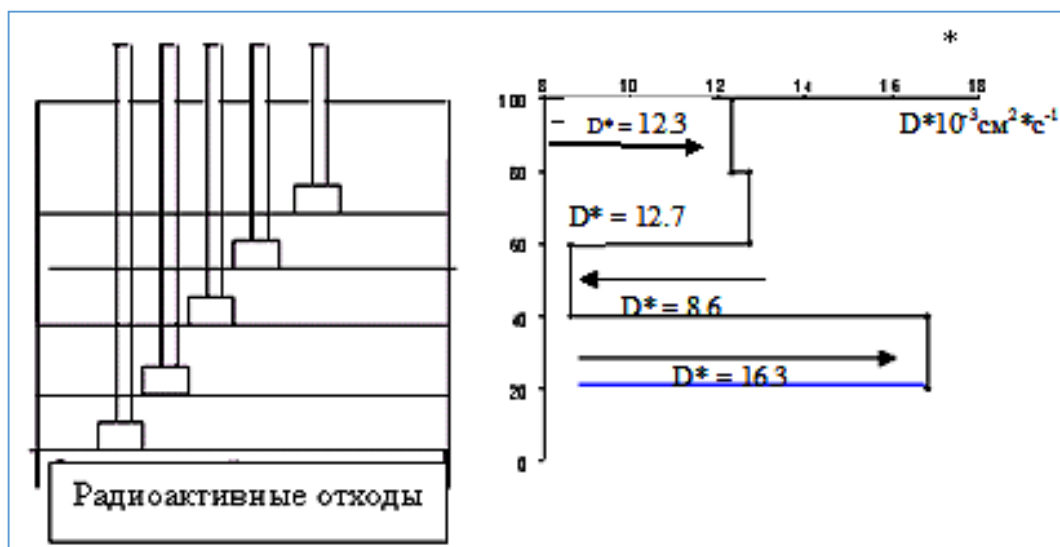


Рисунок 6.4. – Баковая модель по исследованию диффузии радона-222

На рисунке 6.5 представлена матрица взаимодействия элементов модели в системе «Ecolego».

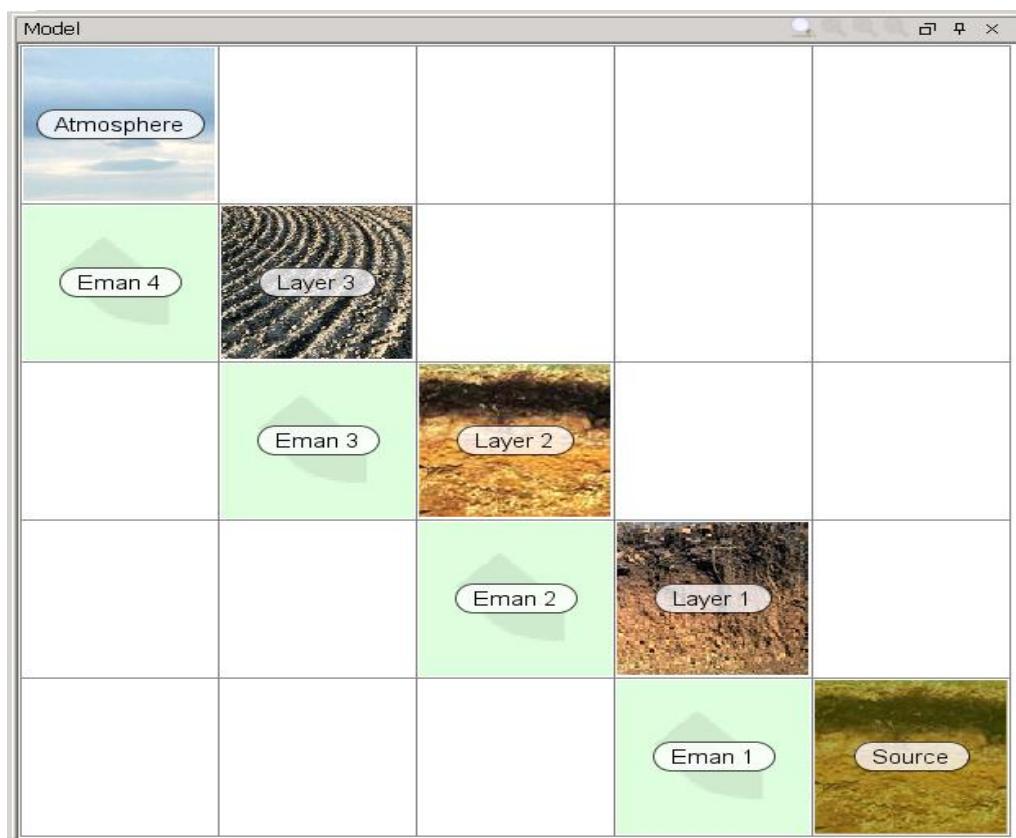


Рисунок 6.5. – Матрица модели «Ecolego»

Она состоит из пяти диагональных блоков и четырёх поддиагональных. Диагональные блоки представляют собой различные элементы рассматриваемой модели. Это эманурующий слой «Source», являющийся источником радона-222, три слоя нейтрального грунта «Layer 1», «Layer 2», «Layer 3» и воздушная среда «Atmosphere». Поддиагональные блоки «Eman 1», «Eman 2», «Eman 3», «Eman 4» представляют миграцию эманаций радона из одного рассматриваемого элемента модели в другой.

Процесс моделирования представлен в виде графиков, отражающих установление равновесной концентрации радона в рассматриваемом слое (рисунки 6.6 – 6.8), показывает, что во всех трёх моделях равновесная концентрация в эманурующем слое устанавливается через 10 дней с начала моделирования.

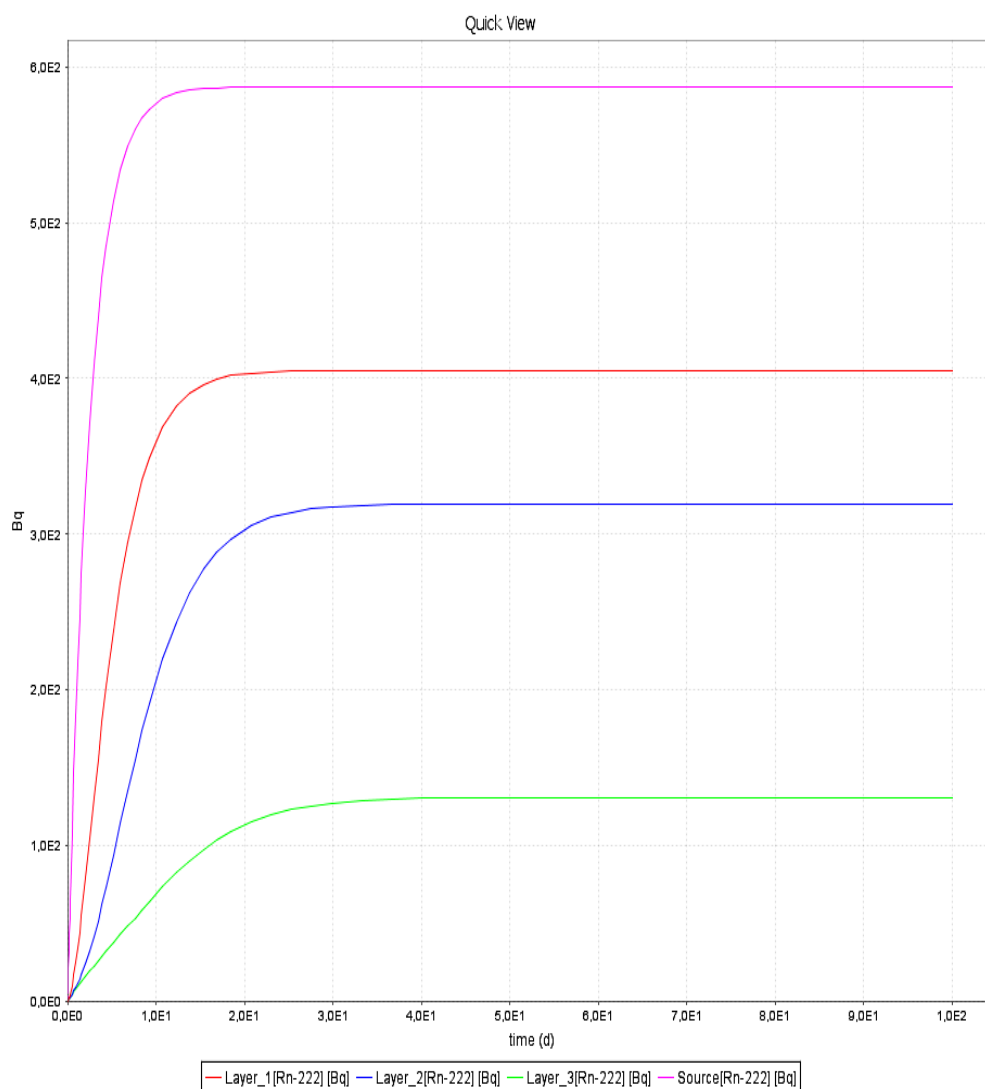


Рисунок 6.6. – Модель распределение радона на 1-ом слое

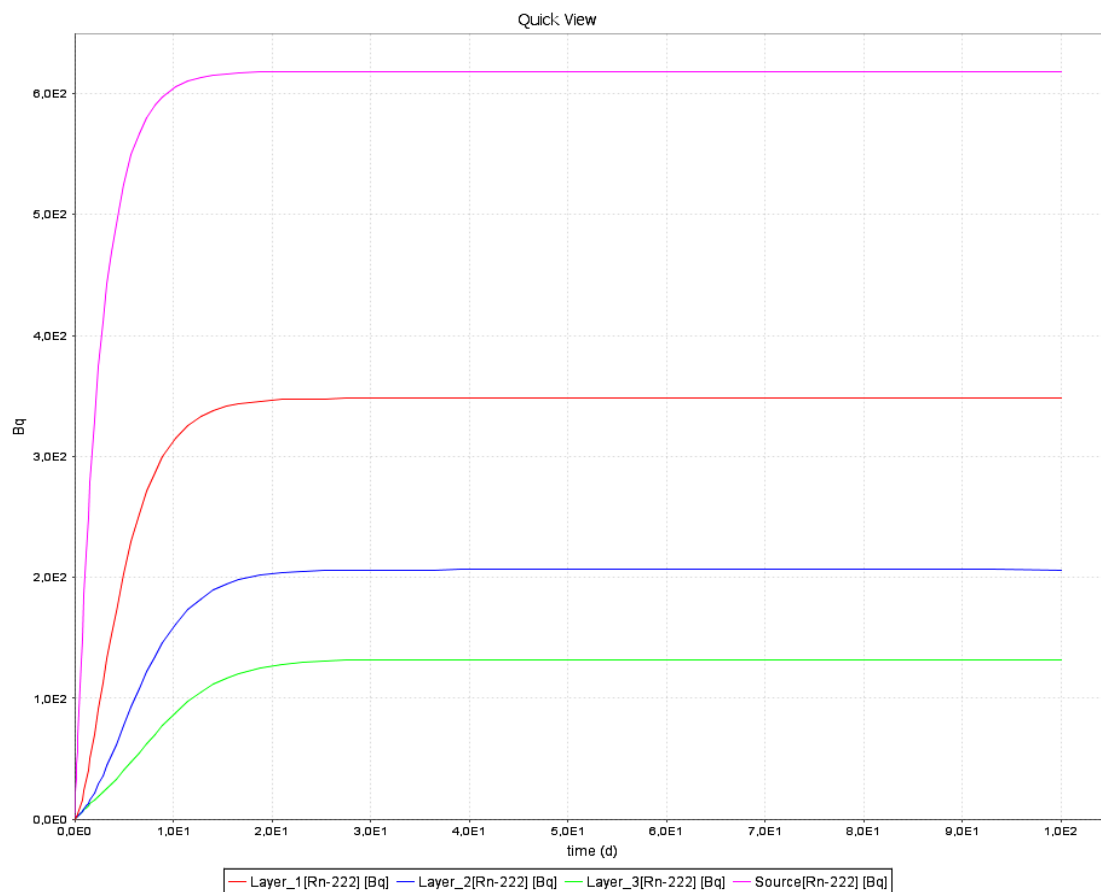


Рисунок 6.7. – Модель распределения радона на 2-ом слое

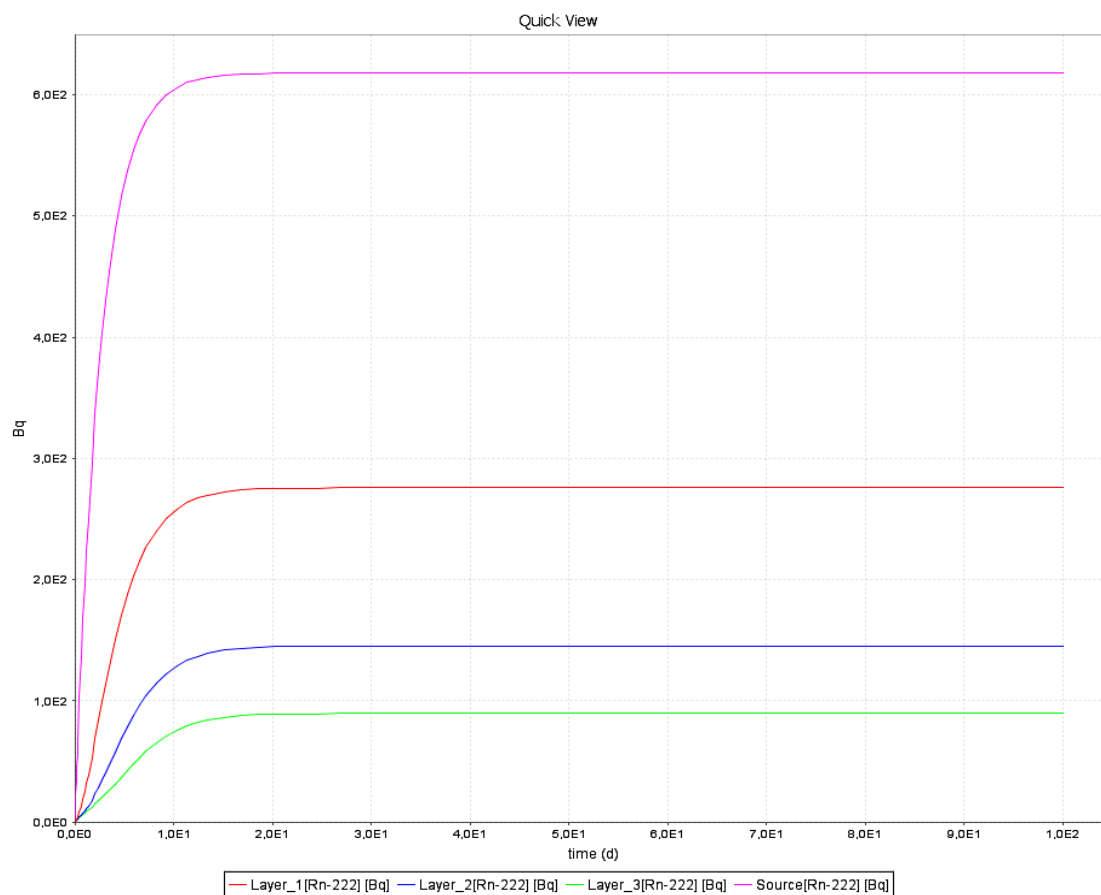


Рисунок 6.8. – Модель распределения на 3-ем слое

Используя экспериментальные исследования и математическое моделирования миграция и перемещения радона в нейтральных средах различного гранулометрического состава, можно сделать следующие выводы:

- на миграцию радона влияет гранулометрия нейтрального слоя почвы: интенсивность радона постепенно увеличивается в верхних и нижних слоях почвы и снижается в более мелких, нижних фракциях;

- наиболее сильное воздействие на миграцию радона в наиболее крупными фракциями почвах наблюдается в наименьших количествах;

- интенсивность миграции радона сильно связана с составом гранулометрической модели, снижение интенсивности миграции в почвах, представленных небольшими порциями;

- гранулометрический состав нейтральных грунтов, учитывается для захоронений хранилищ радиационных отходов, необходимо при планировании пунктов консервации или хранения радиоактивных отходов;

- а сходимость практических данных и математических результатов программного обеспечения «Эколого» с полученными данными показывает, что первоначальные данные можно использовать в будущем для консервации или покрытия хвостохранилищ, которые можно рассчитать и прогнозировать его влияние.

6.3. Математическое моделирование фильтрации воды и миграция элементов загрязнителей в Дигмайском хвостохранилище

Существующие методы определения влияния загрязняющих техногенных объектов на водоносные горизонты требует значительных трудозатрат. Это связано с лабораторными исследованиями сорбционно-ёмкостных свойств пород, и значительного количества наблюдательных скважин связи с этим, возникает необходимость математического описания моделей подземного выщелачивания (ПВ) и используемая в настоящее время

метод является моделью гидродинамики для однородно-анизотропных сред при следующих допущениях [278]:

- фильтрационные свойства пласта на моделируемый период условно считается постоянным;
- площадь рабочей поверхности фильтра принимается неизменной;
- процесс фильтрации независимо от термодинамических и химических процессов в пласте (плотность и вязкость раствора считается постоянными);
- кольтматация прифилтровых зон может быть учтены с изменением производительности скважин;
- неограниченные в плане водоносный горизонт схематизируется в разрезе как однородно-анизотропный пласт, ограниченный сверху и снизу водоупорами анизотропия пласта определяется коэффициентом анизотропии;

Для определения скоростей (пространственные составляющие скорости в любой точки пласта) используется следующие основные уравнения:

$$U = -\frac{K_{\phi}}{K_{\pi}} \frac{gH}{gX}, V = -\frac{K_{\phi}}{K_{\pi}} \frac{gH}{gY}, W = \frac{K_{\phi}K_A}{K_{\pi}} \frac{gH}{gZ}$$

Уравнения неразрывности:

$$\frac{gU}{gX} + \frac{gV}{gY} + \frac{gW}{gZ} = 0$$

Условия непроницаемости водоупоров:

$$\frac{gB_1}{gX} + U + \frac{gB_1}{gY} * U = W$$

Невозмутимость потока на бесконечности: $\int$

$$\left\{ \frac{gH}{gX} \right|_{\infty} = J \cos j ; \left\{ \frac{gH}{gY} \right|_{\infty} = J \sin j ; \right\} = 0$$

Граничные условия на 1-й скважине:

$$\lim_{\sigma \rightarrow 0} \int \int U_n d\sigma = Q_i (i = 1, 2, \dots, K_c)$$

$$\lim_{\substack{x \rightarrow x_1 \\ Y \rightarrow Y_2}} W \Big|_Z = \in (F_i^1; F_i^2)$$

где: $H(X, Y, Z)$ -

$U(X, Y, Z), V(X, Y, Z), W(X, Y, Z)$ -

Q_i – дебит i –й скважины;

X_i, Y_i – координаты забоя i -й скважины;

$F_i^1; F_i^2$ – абсолютные отметки нижней и верхней части фильтра;

$B_i^1; B_i^2$ – абсолютные отметки кровли нижнего подошвы и верхнего водоупора;

$K_\phi(X, Y, Z)$ – коэффициенты фильтрации;

$K_n(X, Y, Z)$ – коэффициенты активной пористости;

$K_A(X, Y, Z)$ – коэффициенты анизотропии фильтрационных свойств (отношение вертикального к горизонтальному);

J – гидравлический уклон

j – угол направления движения пластовых вод;

σ – поверхность, охватывающий фильтр i -й скважины;

U_n – проекция скорости на нормальной поверхности;

K_o – количество скважин на участке моделирования, влияющих на процесс фильтрации.

Учитывая линейность по N уравнений и граничных условий, решение задачи будем искать в виде:

$$N = N_o + \sum_{i=1}^{K_c} H_i Q_i$$

$N_o(X, Y, Z)$ – должно удовлетворять (1) – (4), а $N(X, Y, Z)$ – (1), (2), (3), i -ым равенствам (5) и (6) $CQ = 1$

Выше перечисленная система управления имеет аналитическое решения относительно скорости фильтрации в произвольной точке пространства водоносного горизонта и позволяющее определить траектории движения частиц фильтрующего потока (линии тока) на произвольный момент времени. По существу «линия тока» являются осью симметрии «трубки тока» если переходить на объёмные характеристики процесса фильтрации.

Для прогнозирования экологического состояния водоносного горизонта на любой заданный момент времени от начала работы объекта автором на основе модели геофильтрации техногенных растворов определялись

геотехнологические параметры по трубкам тока, количество которых может быть задано произвольно в зависимости от требуемой точности расчёта.

T_L – время поршневого вытеснения по i -й трубке тока;

$V_i(T) = (T - T_L) \cdot Q_L$ – объем технологических растворов, прошедших через конечное сечение трубки тока в точке с координатами (x, y) наблюдательной скважины на момент времени “ T ”.

$V_{Li} = T_{Li} \cdot Q_L$ – объем порового пространства i -й трубки тока;

$V_i = T_{Li} \cdot Q_L / K_p$ – полный объем i -й трубки тока;

$M_i = V_i \cdot \rho$ – горнорудная масса i -й трубки тока;

L_i – длина i -й трубки тока т.е (определяется по координатам точек линий тока с поступающим суммированием);

$L_i = \sum_{n=i}^n L_n$ – где n – количество точек трубки тока;

$U_j = L_i / T_{Li}$ – скорость перемещения растворов по i -й трубке тока;

Если для трубки тока как микроскопической системы ввести допущения, что обменные процессы протекают в них независимо, и система электронейтральна (т.е. происходит эквивалентный обмен ионов между породой и раствором), то в общем случае процесс массопереноса для i -ого компонента (в данном случае с ионами SO_4^{2-}) в трубке тока описывается уравнением вида:

$$\frac{gC_i}{gX} = K_p \cdot S \cdot \frac{gC_i}{gV} + S + \frac{gmi}{gV} \quad (6.13)$$

где: C_i – концентрация i -го компонента;

K_p – активная пористость;

S – площадь поперечного сечения трубки тока;

M_i – поглощающая способность породы i -ному компоненту;

X – пространственная координата анализируемой точки в трубке тока;

V – объем раствора прошедшего через анализируемую точку за прошедшее время « t »;

При использовании уравнений, описывающих обратимую картину второго порядка, а также «Легмюровскую» кинетику, приводящую к уравнению типа изотерму Ленгмюра, уравнение (6.13) имеет аналитическое

решение (6.14), программно-реализованное автором в модели миграции i -го компонента [279].

$$V = \left(K_n + \frac{m}{C_{oi}} \right) * V_{Tp} + \frac{U * S}{B_2(K_i - 1)} \ln \frac{\frac{C_i}{C_{oi}}}{\left(1 - \frac{C_i}{C_{oi}} \right)^{K_i}} \quad (6.14)$$

V_{Tp} – объем трубки тока (m^3);

K_i – константа скорости реакции;

U – скорость движения растворов;

C_{oi} – фоновое значение концентрации;

B_i – коэффициент пропорциональности коэффициенту диффузии и обратно пропорциональной площади поверхности частицы породы ширине диффузионного слоя;

Адаптация модели заключалась в определении оптимальных значений m_i , B_i , K_i по минимуму среднеквадратичного отклонения теоретических и фактических кривых концентрации i -го компонента в растворах наблюдательных скважин.

При этом должны выполняться следующие условия:

При $(T - TL) < 0$ – концентрация i -го компонента на конце трубки тока равна ее фоновому значению.

При $(T - TL) > 0$ – производится расчёт значений $C_i j(T)$.

Концентрация i -го компонента по наблюдательной скважине рассчитывается по формуле:

$$C_{ik} = \sum_{j=1}^K \frac{C_{ij}}{N} \quad (6.15)$$

где: K – количество трубок тока, прошедших на момент времени “ T ” от соответствующей скважины;

N – Общее количество трубок тока;

Программа реализации определения оптимальных значений характеристик m_i , B_i , K_i по минимуму среднеквадратичного отклонения фактических и расчётных значений SO_4^{2-} приводит к следующим результатам (таблица 6.4).

Таблица 6.4. - Определения оптимальных значений характеристик m_i , B_i , K_i

Оптимальные значения характеристик			среднеквадратичного отклонения
K_{SO_4}	B_{SO_4}	m_{SO_4}	
1.3	0.0004	30	0.04

При подаче в хвостохранилище нейтральных по иону SO_4^{2-} растворов (2010-2020 гг.) происходит частичный переход ранее сорбированного сульфат-иона в жидкую фазу, что программой реализуется следующим алгоритмом.

1. Рассчитывается общее количество i -го компонента, мигрирующего по трубке тока формуле:

$$M_i \text{ общ} = QL \cdot T_3 \cdot C_{oi} \quad (6.16)$$

где: T_3 - время прокачки растворов.

2. Рассчитывается количество i -го компонента, выведенного из системы (трубки тока) в жидкой фазе за период охлаждения растворов через точку с координатами наблюдательных скважин по формуле:

$$M_i \text{ ж.ф} = (C_{oi} + C_i (T_L + T_3)) / 2 \cdot T_3 \cdot QL \quad (6.17)$$

где, $C_i (T_L + T_3)$ – максимальное значение концентрации i -го компонента в жидкой фазе на момент времени $T = T_L + T_3$. (6.18)

3. Рассчитывается количество осаждённого (сорбированного) компонента:

$$M_i \text{ сорб.} = M_i + C_i \text{ общ.} - M_i \text{ ж.ф.} \quad (6.19)$$

4. При $(T - T_L) > T_3$ переход i -го сорбированного компонента в жидкую фазу на момент времени «Т» рассчитывается по формуле (изотерма десорбции):

$E(T)$.

где K – константа скорости перехода i –го компонента из твёрдой фазы в жидкую (константа десорбции):

$$\varepsilon_i(T) = M_i^{\text{сорб}} * e^{-K_{di} * (T - T_L - T_3)} \quad (6.20)$$

где $-K_{di}$ - константа скорости перехода i -го компонента из твёрдой фазы в жидкую (константа десорбции)

$$C_i(T) = \varepsilon_i(T) - \frac{\varepsilon_i^* T - \Delta T}{Q L^* \Delta T} \quad (6.21)$$

Таким образом, адаптация модели, описывающей механизм геофильтрации растворов заключается в определении оптимальных значений константы « K_{di} » по минимуму среднеквадратичного отклонения фактических значений $C_i = f(T)$ от расчётных. Для данного объекта $K_{di} = 0,0022$.

За период функционирования Дигмайского хвостохранилища 1964-1990гг. концентрация по иону SO_4^{2-} составляла в среднем 20 мг/л. Хвостохранилище схематизируется, как точечный источник с производительностью равной разнице между подаваемыми объёмами растворов, идущих на испарение.

На рисунке 6.9 отображены гидрогеологическая карта геофильтрации техногенных растворов с влиянием зоны предельно-допустимых концентрации по иону SO_4^{2-} 0.5 г/л, а также разрез по линии I-I по состоянию 2000 г.

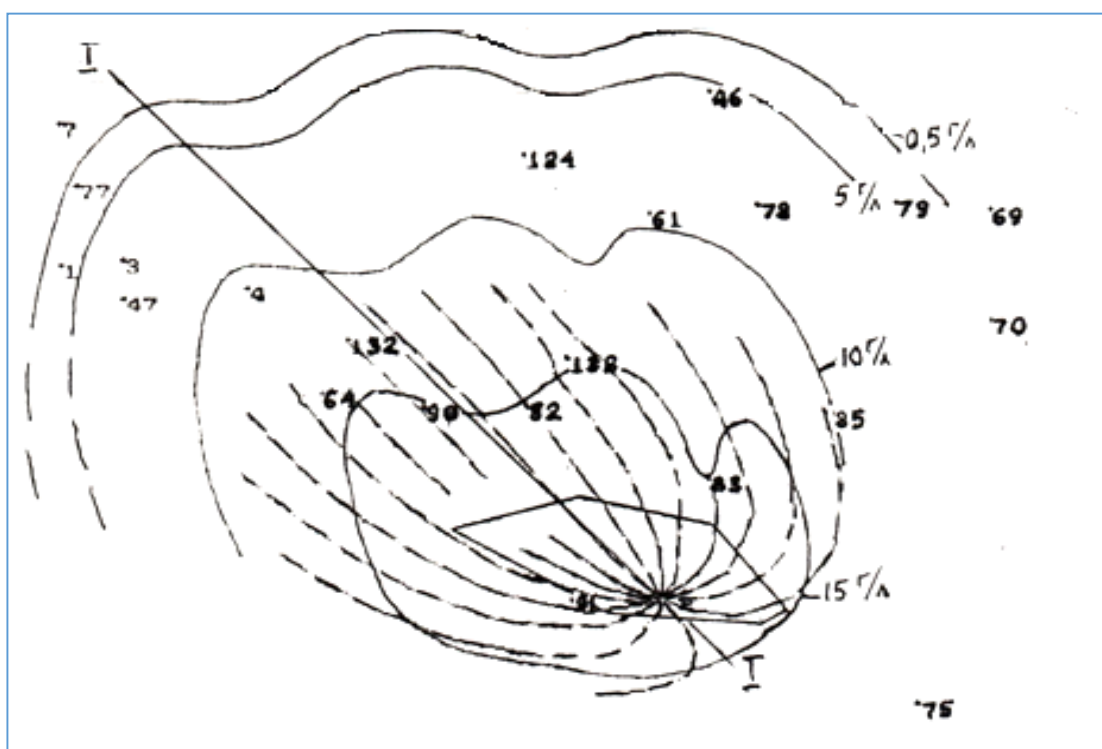


Рисунок 6.9. – Карта распространения сульфатов по состоянию на 2000 г.

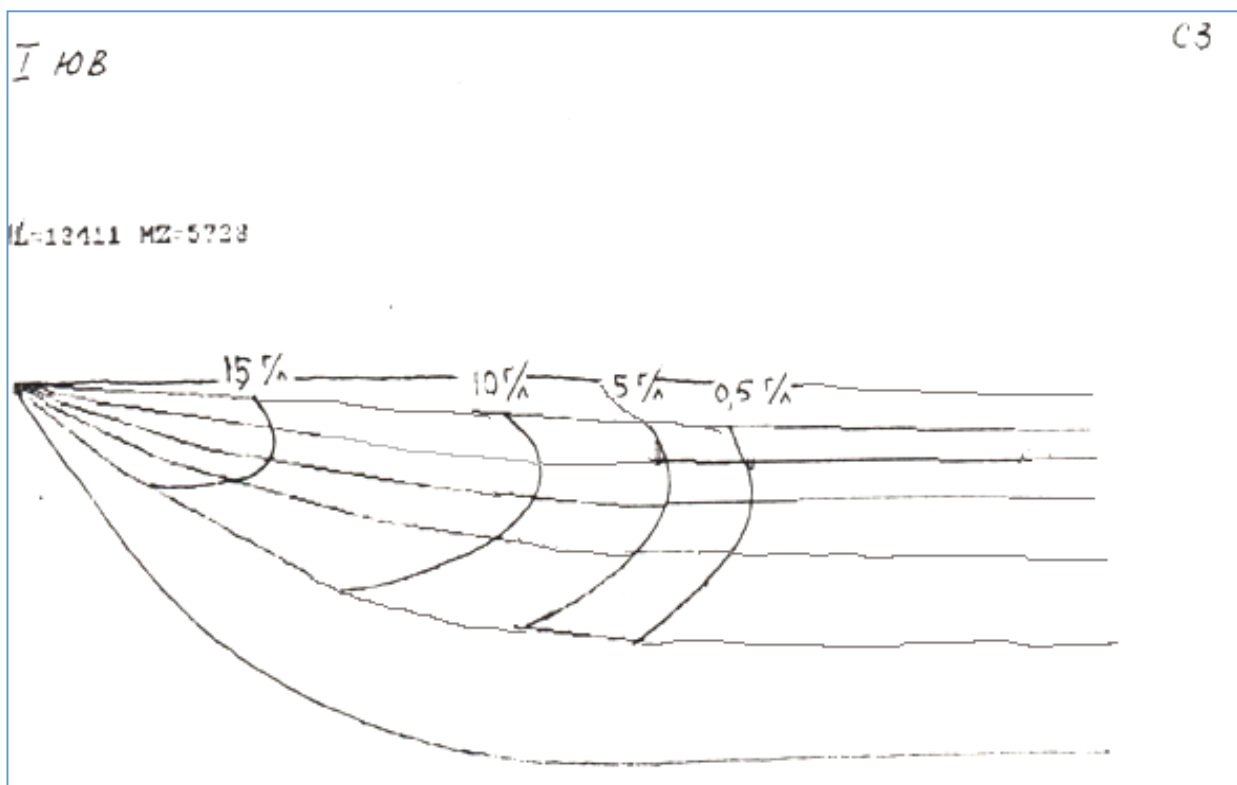


Рисунок 6.10. – Гидрохимический разрез по линии I-I по состоянию на 2000 г.

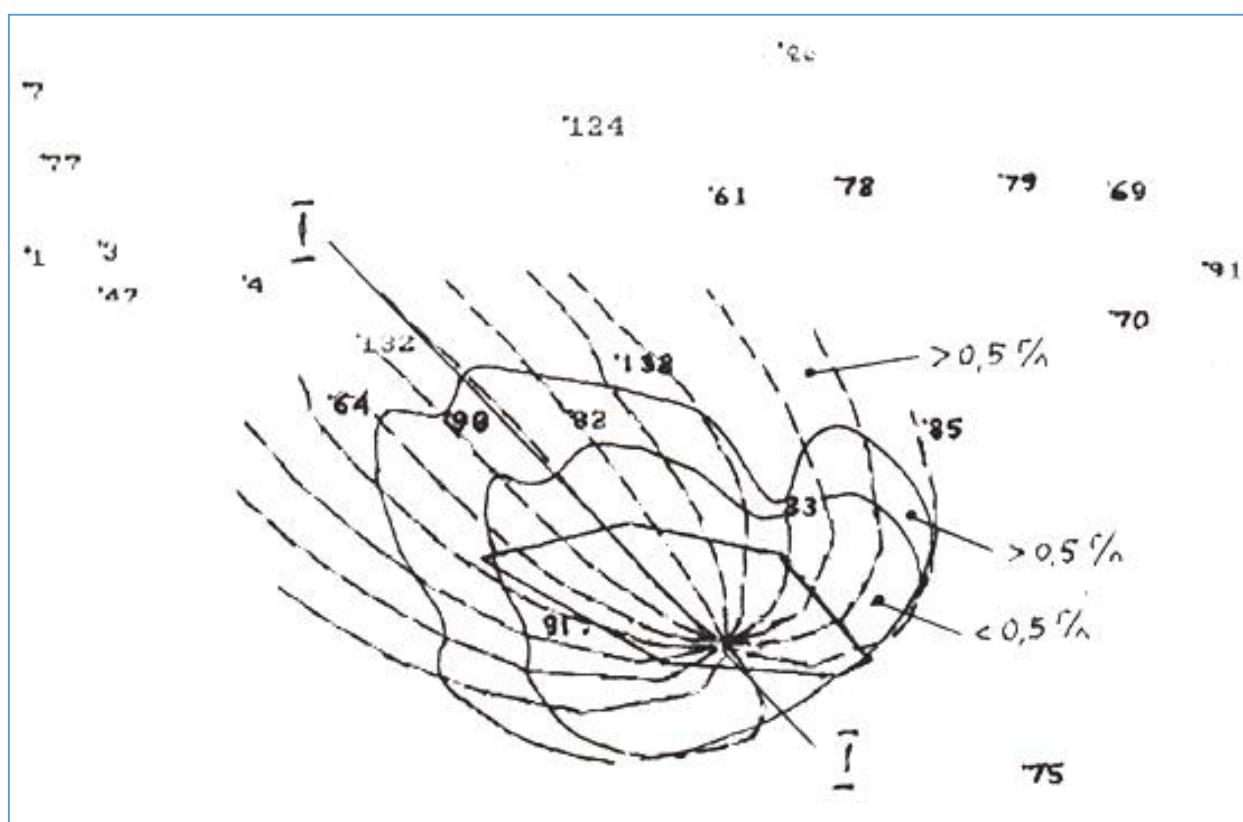


Рисунок 6.11. – Карта распространения сульфатов по состоянию на 2010 г.

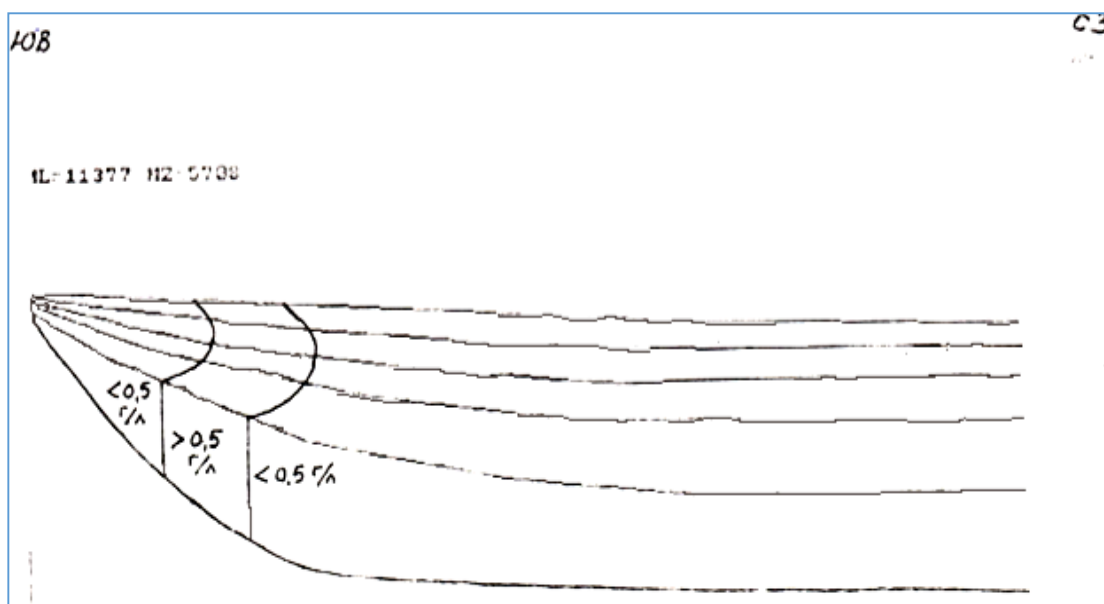


Рисунок 6.12. – Гидрохимический разрез по линии I-I по состоянию на 2010 г.

За период 1991-2020 гг. в хвостохранилище сохранились растворы с концентрации по иону SO_4^{2-} , которые в этот промежуток времени сблизились к предельно-допустимых концентраций. На рисунке 6.12. отображены гидрогеологическая карта и также разрез по линии I-I по состоянию 2020 г.

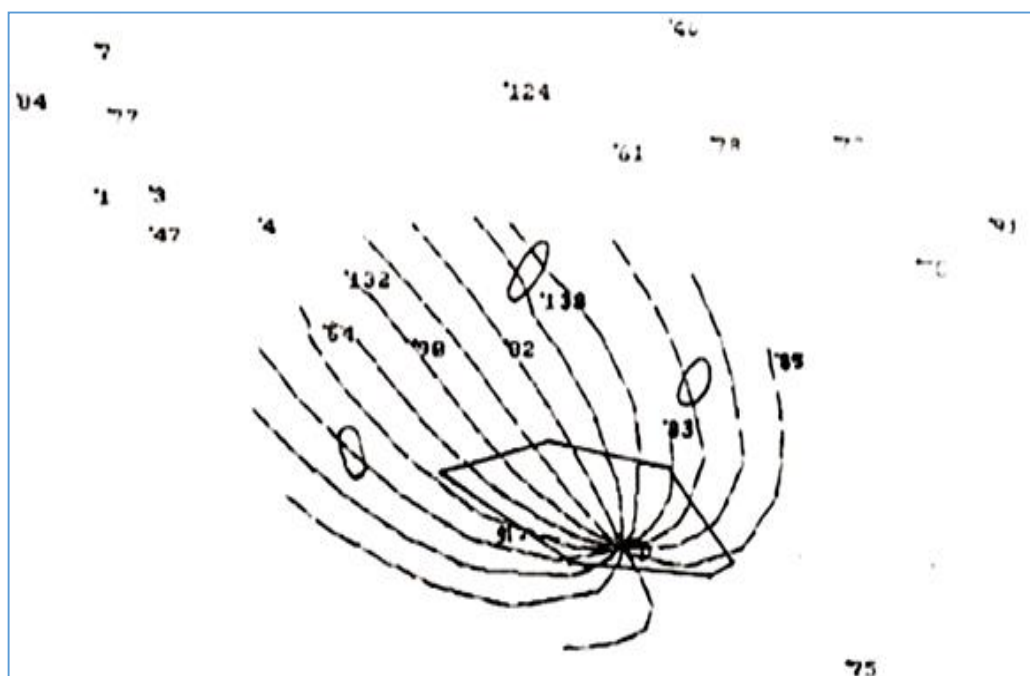


Рисунок 6.13. – Карта распространения сульфатов по состоянию на 2020 год

○ - площадь распространения сульфатов с содержанием в подземных водах больше 1.0 г/л

Анализ результатов моделирования показывает, что при закачке слабых растворов, а в дальнейшем при полной остановке хвостохранилища происходит смещение техногенных растворов в северо-западном направлении с их последующей деминерализации. При этом, скорость процесса определяется по результатам моделирования сорбционно-ёмкостных свойств пород, полная очистка пространства распространения техногенных растворов до уровня предельно-допустимых концентрации по иону SO_4^{2-} наступит в 2028г.

Локальным источником загрязнения подземных вод, является Дигмайское хвостохранилище. В результате выноса макрокомпонентов с инфильтратом прудковых вод загрязняются подземные воды. По результатам гидрогеохимических исследований на прилегающей к объекту территорий обнаружен купол инфильтрата под хвостохранилищем мощностью 50-300м и ареал загрязнения подземных вод, имеющий в плане приближенную к овалу площадь вытянутую в северо-западном направлении и усечённую в юго-восточной части, практически стабильный в своих границах с 80-х, начале 90-х годов.

Впервые за многолетние мониторинговые наблюдений выявлены два различных источника загрязнения расположения хвостохранилища подземных вод. Эти данные подтвердили результаты гидрогеохимических геофизических исследований влияния прудковых вод объекта загрязнения и сельхозугодья, примыкающие к хвостохранилищу с запада. В результате исчезновения прудка и в результате прекращения основной деятельности ГМЗ за определённый период времени площадь ареала загрязнения подземных вод уменьшилось в некоторых направлениях от границ хвостохранилища в среднем на 0,5 км. Гидродинамические расчёты показали:

- положение границ ареалов загрязнения на момент существования прудка (по максимальной дальности миграции сульфатов) составляют 1,5 км от хвостохранилища;

- по направлению основной миграции компонентов II группы (катионы) водовмещающие породы в объёме $2,75 \cdot 10^5 \text{ м}^3/\text{сут}$ (при расходе потока $2,75 \cdot 10^5 \text{ м}^3/\text{сут.}$) сорбционные свойства не потеряли, что препятствует передвижению подземных вод;

- в 2020 году "законченный" движения подземных вод в направлении ирригационных скважин пос. Газиён минуя загрязнённых прудковых вод, которое расположена на 2,5 км к северу место расположения хвостохранилища по направлению движения подземных вод изменён естественными подземными водами. Расчёты математического моделирования гидродинамических процессов показали, что в результате исчезновения источника загрязнения подземных вод полная замена техногенного загрязнения подземных вод с естественными наступит в 2024 по 2028 году - это с учётом процессов сорбции и десорбции. Практически, если учитывать такие физико-химические процессы, как рассеяние, комплексообразование, осаждение, метоморфизация и др., которые не учтены математическим моделированием ввиду сложности создания такой модели, это время наступит раньше.

Результатов проведённого комплекса исследовательских работ и расчётов позволяют считать процесс загрязнения подземных вод прудковым инфильтратом хвостохранилища завершённым или, если быть осторожным в рассуждениях, завершающимися. Это при существовании второго источника загрязнения - сельскохозяйственного.

6.4. Нормативная модель распространения радиоактивного загрязнения в атмосфере

Для исследования были использованы модель теоретических и практических расчётов для выполнения уравнения диффузии газов на различных средах с учётом действующих факторов. Эти данные основывается на связи выявления концентрации вредных веществ в воздухе с

учётом решения поставленной задачи, которое происходит накопление в объектах окружающей среды и установленном периоде времени.

Эти данные рассчитываются с следующим уравнением:

$$B_s = C W t, \quad (6.22)$$

где B_s – активность осаждённого материала за время t на 1 м^2 , Бк/ м^2 ; C – концентрация ЗВ в воздухе, Бк/ м^3 ; W – скорость осаднения, м/с.

Для расчёта концентрации ЗВ, в случае практического равенства температур окружающей среды и загрязненного потока, используется формула:

$$C = \frac{H^{4/3}}{A M F n \eta} K, \quad (6.23)$$

где A – коэффициент, зависящий от температурной стратификации атмосферы; M – мощность источника, Бк/с; n – коэффициент, учитывающий условия выхода газовой смеси; H – высота источника выброса (для наземных источников принимается $H=2 \text{ м}$); η – коэффициент учёта влияния рельефа; K – коэффициент, учитывающий геометрические и скоростные параметры источника.

Объёмная активность в первом приближении, может быть заменена интенсивностью гамма-излучения I_γ поверхности источника, которая, умножается на некоторые пересчетные коэффициенты R_i . Таким образом, если в формуле (5.23) мощность источника заменить произведением $I_\gamma S$, то мы получим приведённую концентрацию $\underline{C}$, равную

$$\underline{C} = C (\omega R_i),$$

Используя данное выражение в формуле (1) получаем:

$$B_s = \frac{\underline{C} W t}{(\omega R_i)}$$

Мощность источника может быть определена как: $M = Q S \omega$,

где Q – объёмная активность поверхностного слоя почвы источника, Бк/ м^3 ; S – площадь источника, м^2 ; ω – скорость ветрового подъёма, м/с.

Таблица 6.5. - Результаты сопоставления результатов химического анализа воды по скважинам и водопунктам

№№ сква	глуб. сква	Сухой остаток, мг/л			Сульфаты, мг/л			Хлориды, мг/л			Нитраты, мг/л		
		2000	2010	2020	2000	2010	2020	2000	2010	2020	2000	2010	2020
18	150	5002.1	4448.4	3056.5	2734.5	2562.3	2087.1	252.6	236.8	210.5	135.0	125.8	215.3
83	200	4186.1	4096.2	3025.2	2322.5	1615.2	565.2	322.3	345.1	310.2	95.4	163.1	32.5
85	200	4235.3	4055.5	3005.1	2122.3	1514.4	503.2	312.8	341.9	202.0	85.6	143.7	53.5
86	150	4586.9	4132.2	2825.4	1722.5	2015.2	415.2	222.7	235.6	210.8	155.6	133.2	182.0
91	200	456.2	445.3	423.0	149.5	156.7	187.3	-	79.8	72.3	150.8	-	220.3
93	200	2011	-	2172.4	417.2	118.4	94.3	271.7	69.2	140.1	152.0	95.6	178.5
7э	150	4252.5	4060.8	3244.0	1860.3	2016.8	1922.5	276.3	-	195.9	-	154.8	187.6
1М	100	1018.2	1056.5	856.4	938.5	432.6	258.8	98.5	119.6	154.5	226.3	165.4	213.1
Сква.ирр	100	1032	864.2	536.3	900.5	850.5	634.8	-	271	189.5	-	265.2	192.3
Родник	-	2690	3062.5	3102.2	1432.8	1028.5	1142.3	-	-	213.2	215.4	211.6	254.5

С другой стороны можно предположить, что интенсивность гамма-излучения в точке осаждения S_γ , будет пропорциональна активности материала осаждённого на единице площади B_s .

$$S_\gamma = B_s R_s,$$

где R_s – коэффициент пропорциональности, тогда

$$S_\gamma = \underline{C} N, \quad (6.24)$$

где N – совокупный коэффициент, равный

$$N = \frac{R_s W t}{\omega R_i},$$

Необходимо, также учесть фоновое значение интенсивности гамма-излучения F_γ в точке осаждения. Тогда формула (6.24) принимает вид

$$S_\gamma = \underline{C} N + F_\gamma, \quad (6.25)$$

Приведённая концентрация $\underline{C}$ для каждой точки рассчитывается с помощью утверждённой программы «Гарант», реализующей алгоритм нормативной модели «ОНД-86». Коэффициент N определяется в процессе калибровки модели.

Калибровка модели заключается в следующем. По одному из произвольных профилей строится кривая теоретического распределения приведённых концентраций $\underline{C}$, и кривая фактического распределения интенсивности гамма-излучения S_γ . Причём, в случае сложных рельефных и, как следствие, ветровых характеристик местности, строят несколько теоретических кривых, добиваясь максимального подобия. Коэффициент N определяется исходя из наименьшего среднеквадратического отклонения теоретических и фактических значений.

Для получения полной картины распределения загрязнения площади вокруг хвостохранилища разбивается на ряд участков, и калибровка проводится для каждого участка отдельно, поскольку коэффициенты, входящие в конечное уравнение могут значительно отличаться.

На основании полученных данных можно заключить, что предлагаемая модель пылевого разноса радиоактивного материала позволяет оценивать и прогнозировать загрязнение территорий, прилегающих к урановым хвостохранилищам. Необходимо отметить, что выбор нормативной модели для решения данной задачи не является единственно возможным. Применение подобного подхода позволяет использовать и другие модели, описывающие процесс атмосферного распространения загрязняющих веществ от стационарных источников на расстоянии до 10-20 км. Так, например, может быть использована рабочая модель МАГАТЭ - модель Гаусса, применяемая в качестве базовой в ряде западных стран [280-334].

6.5. Выводы по шестой главе

Данная глава посвящена изучению процесса эксхалляции радона через грунты местного происхождения как доступного и экономически выгодного материала для покрытия хвостохранилища. Была создана модель распределения радона, математическая модель фильтрации воды и миграций элементов и нормативная модель распространения радиоактивного загрязнения в атмосфере. Для этого, была произведена отбор проб радиоактивных отходов для моделирования процесса эксхалляции радона.

Способом изучения эксхалляции радона через почвы местного происхождения был разработан метод моделирования и использован модель для изучения процесса миграции радона. Коэффициент диффузии радона через различные материалы обычно определяется путём процесса моделирования через различные среды для определения его коэффициента диффузии. Радон имеет тенденцию двигаться наиболее интенсивно в почвах, представленных значительными фракциями (Модель I), причём в этих типах почв радон особенно активен. Снижение крупного класса фракций в зависимости от относительного размера приводит к уменьшению (Модель II). Мелкие фракции (Модель III) представляют собой грунты с наименьшей интенсивностью миграции радона, особенно в почвах.

Отмечена удовлетворительная сходимость экспериментальных данных и результатов математического моделирования с использованием комбинированной программы «Эколого», в дальнейшем исходные данные для проектирования хранилищ и захоронений могут быть получены расчётным путём.

Проведённые исследования с использованием различных двух моделей, кардинально отличаются. Модель «ОНД-86» даёт значительно более высокие (в семь и более раз) концентрации, по сравнению с моделью Гаусса. Модель «ОНД-86» даёт очень высокие значения ЭРОА, не отражает реальной картины, что не соответствует результатам фактических измерений.

Это связано, с тем, что модель, в первую очередь, предназначена для расчёта концентрации загрязняющих веществ, содержащихся в выбросах предприятий, т.е. она ориентирована на достаточно высокие точечные источники, типа заводских труб, а данное хвостохранилище представляет собой площадной источник, находящийся во впадине и, в этой ситуации модель Гаусса представляется более универсальной. Сравнительный анализ концентраций в конкретных точках для обеих моделей разные, однако среднее значение, полученное с помощью модели Гаусса, относительно неплохо сходится с фактическим.

Модель Гаусса может быть рекомендована для прогноза развития событий по различным сценариям, например в случае консервации, когда плотность потока радона значительно снизится, или в случае принятия решения о вторичной переработки материала хвостохранилища.

Для прогнозирования экологического состояния водоносного горизонта на момент времени на основе модели геофильтрации техногенных растворов определялись параметры по трубкам тока, количество которых может быть задано в зависимости от требуемой точности расчёта.

Расчёты математического моделирования гидродинамических процессов показали, что в результате исчезновения прудковых вод, полная замена техногенного загрязнения подземных вод с природными наступит к

2025-2028 году - это с учётом процессов сорбции и десорбции. На подобие процессов, рассеяние, комплексообразование, осаждение, метоморфизацию и др., которые не учтены математическим моделированием ввиду сложности создания такой модели, это время наступит раньше.

Результатов проведённых исследовательских работ и расчетов позволяют считать процесс загрязнения подземных вод прудковым инфильтратом хвостохранилища завершённым или завершающимися. Это при существовании второго источника загрязнения - сельскохозяйственного.

Определение современного состояния радиоактивных ареалов техногенного и природного происхождения возможно при сочетании использования комплексных, научно обоснованных методов радиоэкологического мониторинга, что позволит создать благоприятные условия для экологических систем.

ГЛАВА 7. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Проведение радиоэкологического мониторинга на нерекультивированных территориях, подвергшихся воздействию уранодобывающих предприятий, представляет собой сложную техническую проблему, до настоящего времени все ещё не имеющую окончательного, принципиального решения. Хвостохранилища предприятий, как основные накопители радиоактивных отходов, являются, по сути, могильниками поверхностного типа. Находящиеся в них радиоактивные отходы содержат долгоживущие естественные радионуклиды, ряд которых в основном контролируется нуклидами: радий-226, торий-232, калий-40 и другие с периодом полураспада несколько десятки и сотен тысяч лет. Поэтому отходы гидрометаллургического производства, являясь низкоактивными, тем не менее, могут представлять опасность в течении сотен тысяч лет окружающей природной среде.

Необходимость выполнения радиационного мониторинга техногенных территорий обусловлено тем, что условия хранения указанных отходов не отвечает современным требованиям радиационной безопасности и несут угрозу радиационного загрязнения окружающей среды. Поэтому, в рамках мониторинга и реабилитации уранового наследия был принят проект Правительством Республики Таджикистан совместно с международными организациями на основе программы реализации «Национальной концепции Республики Таджикистан по реабилитации хвостохранилищ отходов переработки урановых руд на 2016–2024 годы».

Экологический мониторинг природных и антропогенных систем является одной из приоритетных в образовательных программ и для представителей местных органов власти. При этом, очень важна роль наблюдения и оценка уровня загрязнений региональных вод.

Особое значение имеет проведение научно-исследовательских работ по совершенствованию мониторинга природных и антропогенных систем в

зонах повышенной загрязнённости природной среды. На основе современных технологий, повышается эффективность инновационных программ и совершенствования методологии.

Определение основных физико-химических характеристик изотопов урана позволяет изучить пути их миграции и возможное влияние на биосферу. Физико-химические формы миграции радионуклидов в природной среде зависят, прежде всего, от природы источника и путей поступления процессов происходящих в ходе функционирования, и физико-химических условий.

Проведённые в 2015 по 2020 годам биогеохимические исследования дают основу на получения информации о состоянии загрязнённости объектов окружающей среды. Было установлено, что весомый вклад, который вносят в загрязнение почвенного и растительного покрова, это Дигмайское хвостохранилище, являющиеся источником загрязнения с наиболее значительными факторами, способствующими мигрировать группе элементов.

Формирование загрязняющих веществ стекающих с водосбора и изменение режима питания речной системы, часто влияют некоторые факторы, особенно метеорологические. Сток воды напрямую влияет на скорость и динамику распределения токсичных элементов, поступающих в реку, по водотоку.

Основным механизмом распространения эманаций радона является диффузия, при которой движение переходит в направлении уменьшения концентрации. Основным параметром диффузионного процесса является коэффициент диффузии D . Способ механической защиты грунтов от ветровой эрозии в последнее время приобретает большую перспективность. Способ включает в себя уплотнение или укатку пылящих поверхностей с предварительным увлажнением, либо засыпку хвостохранилища грунтом местного характера с гранулометрическим составом из фракции крупнее эрозионноопасных ($d > 0,1$ мм). Склоны, которые находятся в юго-западной

части Дигмайского хвостохранилище пригодны для покрытия пылящей поверхности.

Используя пакет программ «Ecolego», полученные в ходе моделирования и используем сравнение экспериментальных и расчётных данных. Как отмечалось, основное влияние на экспериментальные данные по слою III оказывают погодные условия во время измерений.

Эти данные указывают на время, необходимое для обнаружения равновесной концентрации радона в нейтральных слоях почвы, определяется интенсивностью миграции радона, на которую влияет его гранулометрический состав в верхнем слое почвы. Радон имеет тенденцию двигаться наиболее интенсивно в почвах, представленных значительными фракциями (Модель I), причём в этих типах почв радон особенно активен. Снижение крупного класса фракций в зависимости от относительного размера приводит к уменьшению (Модель II). Мелкие фракции (Модель III) представляют собой почвы с наименьшей интенсивностью миграции радона, особенно в почвах. Результаты расчётов концентрации радона, проведённые с использованием различных моделей, кардинально отличаются. Модель «ОНД-86» даёт значительно более высокие (в семь и более раз) концентрации, по сравнению с моделью Гаусса. Для сравнения расчётных и фактических данных были проведены измерения ЭРОА радона в двенадцати точках, равномерно распределённых по площади хвостохранилища.

Таким образом, модель «ОНД-86» не отражает реальной картины. Это связано, с тем, что данная модель, в первую очередь предназначена для расчёта концентрации загрязняющих веществ, содержащихся в выбросах предприятий. Она ориентирована на достаточно высокие точечные источники, типа заводских труб, данное хвостохранилище представляет собой площадной источник, находящийся во впадине и в этой ситуации модель Гаусса представляется более универсальной. Модель Гаусса может быть рекомендована для прогноза развития событий по различным сценариям, в случае консервации, когда плотность потока радона

значительно снизится, или в случае принятия решения о вторичные переработки материала хвостохранилища, когда плотность потока возрастает.

Используя, гидродинамические расчеты определены границ ореола загрязнения на момент существования прудка (по максимальной дальности миграции сульфатов) составляют 1,5 км от хвостохранилища. В 2020 году "законченный" поток инфильтрационных прудковых вод на линии расположения ирригационных скважин пос.Газиён (2,5 км к северу от границ хвостохранилища по направлению движения потока подземных вод) замещён природными подземными водами.

Расчёты математического моделирования и гидродинамических процессов показали, что в результате исчезновения первого источника загрязнения подземных вод полная замена техногенного загрязнения подземных вод с природными наступит к 2025-2028 году - это с учётом процессов сорбции и десорбции. Практически, если учитывать такие физико-химические процессы, как рассеяние, комплексообразование, осаждение, метоморфизация и др., которые не учтены математическим моделированием ввиду сложности создания такой модели, это время наступит раньше.

Результатов проведённого комплекса исследовательских работ и расчётов позволяют считать процесс загрязнения подземных вод прудковым инфильтратом хвостохранилища завершённым или, если быть осторожным в рассуждениях, завершающимися. Это свидетельствует о том, что интенсивность загрязнения значительно снизилась, и можно предположить, что процесс близится к своему завершению. Тем не менее, важно отметить наличие второго источника загрязнения - сельскохозяйственного, который может в дальнейшем оказывать влияние на качество подземных вод.

Сельскохозяйственное загрязнение, как известно, включает в себя различные агрохимикаты, такие как удобрения и пестициды, которые могут проникать в водоносные горизонты через инфильтрацию. Это предполагает необходимость проведения дополнительных исследований и мониторинга

для определения степени воздействия агрохимических веществ на подземные воды. Важно проводить регулярные анализы качества воды, чтобы своевременно выявлять любые отклонения и при необходимости корректировать меры по охране окружающей среды.

Основная задача в настоящий момент состоит в тщательном контроле обоих источников загрязнения и в разработке стратегии для минимизации их воздействия на подземные водные ресурсы. Это может включать внедрение новых технологий очистки воды, улучшение практик управления сельским хозяйством, а также разработку долгосрочных программ мониторинга. Совместные усилия специалистов в области гидрогеологии, агрохимии и экологического мониторинга позволят обеспечить безопасное и устойчивое управление водными ресурсами в регионе.

В заключение, несмотря на значительное снижение загрязнения от хвостохранилища, напряжение по поводу сельскохозяйственного воздействия остаётся. Грамотное и всеобъемлющее управление водными ресурсами, нацеленное на минимизацию всех возможных источников загрязнения, будет ключевым фактором в поддержании качества подземных вод на должном уровне. Только комплексный подход и междисциплинарное сотрудничество смогут обеспечить долгосрочную защиту водных ресурсов и экологическую безопасность региона.

Постоянный радиоэкологический мониторинг почвы и растительности, воды и воздуха, снимут риск попадания радиоактивных веществ и тяжёлых металлов в трансграничную речную систему и возникновения экологической катастрофы биоты, улучшат радиационно-экологическую обстановку, что приведет к росту социально-экономического уровня жизни населения в Таджикистане. Все это поможет снять социальную напряжённость и повысить доверие населения к ядерной энергетике.

ВЫВОДЫ

1. Основные научные результаты диссертации:

1.1. Понимание механизмов миграции неорганических веществ имеет важное значение для управления экосистемами и поддержания их устойчивости. Выявлено загрязнение водной среды и донных отложений с радионуклидами и тяжелыми металлами в реке Сырдарья от верхней части реки и ниже по течению до периметра. Некоторые неорганические элементы, могут переходить между атмосферой и другими компонентами экосистемы. Эти процессы подвержены влиянию различных факторов, включая климат, физические характеристики ландшафта, антропогенное воздействие (такие как сельское хозяйство и промышленная деятельность) и биологическое разнообразие [1-А, 2-А, 13-А, 14-А, 15-А, 16-А, 17-А, 22-А, 24-А, 28-А, 36-А, 44-А, 114-А, 117-А, 123-А].

1.2. В пробах поверхностных вод содержания сульфатов, нитратов и хлоридов находятся на предельных концентрациях, установленных для этих элементов. Основные экологические риски обусловлены миграцией сульфат-иона, радиоактивных и тяжелых металлов, которые под воздействием метеофакторов накапливаются на повышенных частях рельефа и аккумулируются в пониженных. Для элементов в биосфере характерно распределение во внутри- или внеклеточном пространстве. Внеклеточными элементами являются Na, Ca, Cu, Mo, Cl, Si, Al, а внутриклеточными – K, Mg, Fe, Co, Zn, Ni, Mn, S, P, Se. Концентрация железа была высокой во всех пробах и составляла 6,2-17,3 ПДК [17-А, 20-А, 24-А, 25-А, 28-А, 34-А, 46-А, 51-А, 61-А, 67-А, 70-А, 72-А, 85-А, 97-А].

1.3. Общая картина состояния экологии сегодня требует управления радиоэкологической безопасности и принятия срочных и систематических мер по её защите. Проведённые в период с 2015 по 2020 гг. биогеохимические исследования позволили создать базу данных о состоянии загрязнённости объектов окружающей среды исследуемого объекта. Установлено, что наибольший вклад в загрязнение почвенного и

растительного сообщества в районе хвостохранилища радиоактивных отходов вносят группа элементов, к которым отнесены: Mn, Ni, V, Cr, Mo, Pb, Zn, U [1-А, 3-А, 6-А, 7-А, 9-А, 12-А, 13-А, 23-А, 35-А, 37-А, 38-А, 39-А, 41-А, 44-А, 52-А, 58-А, 86-А, 103-А, 106-А].

1.4. Выявлено негативное воздействие радиоактивного хвостохранилища на флору прилегающей территории, связано с миграцией радионуклидов и тяжелых металлов в системе «хвостохранилища-почва-растение». Рассчитано коэффициенты биологического поглощения. Подтверждено, что локализация загрязненных участков в хвостохранилищах вызвана сокращением ранее удалённого и вновь поступающего материала на временных водотоках, способствующая уменьшению удаления пылевого материала накопительными участками [1-А-3-А, 5-А, 32-А, 33-А, 48-А, 49-А, 94-А, 110-А, 115-А, 116-А].

1.5. Отмечено два различных источника загрязнения подземных вод района расположения хвостохранилища: прудковые воды хвостохранилища и сельхозугодья, примыкающие к хвостохранилищу. Установлено, что содержание тяжелых металлов в диссоциированной форме зависит от состава различных солей, pH и наличия условий для прохождения химических реакции гидролиза и комплексообразования. Ионы Pb, Zn и Cu легко очищаются в трансграничном регионе, где они быстро фильтруются во время высокоскоростных трансграничных периодов. Определено, что пылевые частицы могут уноситься ветром, оседая на почвах и водоёмах, тогда как водная миграция обеспечивает перенос радионуклидов по водным потокам, соединяющимся с водоразделами и водосборами [1-А, 2-А, 19-А, 26-А, 27-А, 51-А, 53-А, 56-А, 64-А, 65-А, 67-А, 70-А, 73-А, 90-А, 98-А, 99-А].

1.6. На основе полученных результатов можно констатировать, что предлагаемая модель пылевого разноса радиоактивного материала позволяет оценивать и прогнозировать загрязнение территорий, прилегающих к урановым хвостохранилищам. Применение нормативной модели позволяет

описывать процесс атмосферного распространения загрязняющих веществ от стационарных источников на расстоянии до 10-20 км.

Достоверная и удовлетворительная сходимость экспериментальных данных с результатами математического моделирования с использованием комбинированной программы «Эколого», позволяет использовать исходные данные при проектировании хранилища и захоронений [1-А, 8-А, 10-А, 13-А, 16-А, 18-А, 22-А, 29-А, 31-А, 35-А, 36-А, 37-А, 39-А, 41-А, 43-А, 46-А, 57-А, 69-А, 74-А, 79-А, 84-А-87-А].

1.7. Доказано, что не захороненные отходы уранодобывающих предприятий, являются источником радиоактивного загрязнения прилегающих территорий и сети водотоков. Показано что, основными факторами, вызывающими загрязнение исследуемой территории, являются пылевая дисперсия и водная миграция радиоизотопов [1-А, 2-А, 11-А, 50-А, 55-А, 63-А, 66-А, 76-А, 88-А, 89-А, 91-А, 100-А, 101-А, 102-А, 104-А, 109-А, 113-А, 123-А].

2. Рекомендации по практическому применению результатов.

2.1. Для управления мониторинга техногенных объектов в РТ в области экологии, загрязнения почв и растений, водопотребления, сохранения экосистем водных объектов и реализации радиоэкологической безопасности рекомендуется создать условия для обеспечения эффективного и комплексного изучения постоянного экологического мониторинга этих объектов.

2.2. Разработанная методика радиоэкологического мониторинга окружающей среды может быть использована для проектирования, управления хвостохранилищем и восстановления загрязненных территорий, хозяйственными органами водопользования, Агентством по мелиорации и ирригации при Правительстве Республики Таджикистан и в учебном процессе вузов для подготовки кадров в области земельных и водных ресурсов.

2.3. Результаты исследования представляют научный и практический интерес для специалистов в области охраны окружающей среды, химиков и гидрохимиков.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Список использованных источников:

1. Андреев, Н.А. Гидрохимия и миграция тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. – М.: Наука, 2018. – 256 с.
2. Беляев, И.В. Экология и миграция радионуклидов в почвенных системах. – Санкт-Петербург: СПбГУ, 2016. – 178 с.
3. Гончарова, Т.С. Радиоактивность в биосфере: Миграция и накопление. – Екатеринбург: УрФУ, 2019. – 310 с.
4. Дроздов, А.В. Влияние антропогенных факторов на миграцию тяжелых металлов в природных водах. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2017. – 287 с.
5. Ефремова, О.Н. Геохимия ландшафтов и миграция радионуклидов. – Казань: Казанский университет, 2020. – 345 с.
6. Жуков, Л.В. Радиоэкология и пути миграции радионуклидов. – Волгоград: ВолГУ, 2015. – 225 с.
7. Антипов-Каратаев, И.Н. Почвенный раствор и растение / И.Н. Антипов-Каратаев, В.Н. Филиппова, М.И. Полосина // В сб. Физика, химия, биология и минералогия почв СССР. Докл. К VIII Межд. Конгрессу почвоведов. – М.: Наука. 1964. – С. 168-180.
8. Богатырев, Л.Г. Функциональные и коррелятивные связи между некоторыми параметрами тундровых биогеоценозов Таймыра / Л.Г. Богатырев, В.Д. Васильевская, О.С. Зайцева // В сб. Почвы и продуктивность растительных сообществ (ред. Ковда В.А.). – М.: МГУ. 1981. – С. 120-131.
9. Ведрова, Э.Ф. Состав лизиметрических вод в дерново-палево-подзолистых почвах Западной Сибири / Э.Ф. Ведрова, В.М. Корсунов // Почвоведение. 1985. №6. – С. 49-54.

10. Волкова, В.В. Почвенные растворы черноземов обыкновенных Хомутовской степи Приазовья / В.В. Волкова // В сб. Почвенно-биогеоценологические исследования в Приазовье. – М.: Наука. 1975. – С. 72-101.
11. Дараселия, М.К. Динамика почвенных растворов красноземных почв Грузии / М.К. Дараселия. – Тбилиси: Изд. Мецниереба. 1974. – 220 с.
12. Дорохова, Е.Н. Задачи и вопросы по аналитической химии / Е.Н. Дорохова, Г.В. Прохорова. – М.: Мир. 2001. – 267 с.
13. Елпатьевский, П.В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных геосистемах / П.В. Елпатьевский. – М.: Наука. 1993. – 252 с.
14. Панфилов, Ю.М. Экологические риски миграции тяжелых металлов. – Белгород: БелГУ, 2017. – 298 с.
15. Грати, В.П. Лесные почвы Молдавии и их рациональное использование / В.П. Грати. – Штеница. Кишинев, 1977. – 135 с.
16. Минашина, Н.Г. Зависимость содержания и состава солей в почвенном растворе от влажности гипсоносной почвы / Н.Г. Минашина // Почвоведение. 2005. – №7. – С. 815-823.
17. Пономарева, В.В. Закономерности процессов миграции и аккумуляции элементов в подзолистых почвах / В.В. Пономарева, Н.П. Сотникова // В сб.: Биогеохимические процессы в подзолистых почвах. – Л.: Наука. 1972. – 345 с.
18. Регуляторная роль почвы в функционировании таежных экосистем / под ред. Г.В. Добровольского. – М.: Наука, 2002. – 363 с.
19. Самойлова, Е.М. О составе различных фракций почвенного раствора / Е.М. Самойлова, В.А. Дёмкин // Почвоведение. 1976. №11. – С. 24-27.
20. Трофимов, М.Н. Влияние радиоактивных загрязнений на устойчивость экосистем / М.Н. Трофимов. – Воронеж: ВГУ, 2018. – 280 с.

- 21.Маргулова, Т.Х. Атомная энергетика сегодня и завтра / Т.Х.Маргулова – М.: Высш. шк., 1996. – С.145-147.
- 22.Израэль, Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды / Ю.А.Израэль – М.: Гидрометеиздат, 1984. – 560 с.
- 23.Лазановская, И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении / И.Н.Лазановская, Д.С.Орлов, Л.К.Садовникова – М.: Высш. шк., 1998.
- 24.Комплексные оценки качества поверхностных вод / Под ред. А.М.Никанорова. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 139 с.
- 25.Archtr, V. Lung cancer among uranium miners in the United States / V.Archtr, Y.Wandoner – Health Phys.,1973. - V.25. №4. –P.351.
- 26.Ботова, М.М. Опыт применения биогеохимического метода при поисках урана в условиях пустыни / М.М.Ботова, Д.П.Малюга, У.И.Моисеенко // Геохимия. 1963. №4. – С.361-369.
- 27.Назаров, Х.М. Общий анализ результатов проведения радонового мониторинга в северном Таджикистане / Х.М.Назаров, К.А.Эрматов, С.М.Бахронов, С.В.Муминов, У.М.Мирсаидов // Матер.XIV Межд. научно-техн. конф. «Наука, образование, производство в решении экологических проблем» (Экология-2018). – Уфе. 2018. Т.1.–С.264-268.
- 28.Назаров, Х.М. Мониторинг водной миграции урана и радона / Х.М.Назаров, К.А.Эрматов, С.М.Бахронов, У.М.Мирсаидов // В сборнике: Сахаровские чтения 2018 года: экологические проблемы XXI века. Материалы 18-й международной научной конференции: в 3 частях. – Минск, 2018. – С.246-247.
- 29.Галибин, Г.П. Токсикология промышленных соединений урана / Г.П.Галибин, Ю.В.Новиков – М., 1976. – С.91-95.
- 30.Будников, Г.К. Тяжелые металлы в экологическом мониторинге водных систем / Г.К.Будников // Соросовский образовательный журнал. – 1998. № 5. – С.23-29.

- 31.Линник, Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / Н.Линник, Б.И.Набиванец. – Л.:Гидрометеиздат, 1986. - 270 с.
- 32.Мур, Дж.В. Тяжелые металлы в природных водах / Дж.В.Мур, С.Рамамурти. – М.: Мир, 1987. - 140 с.
- 33.Папина, Т.С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода-взвешенное вещество донные отложения речных экосистем. Монография / Т.С.Папина. – Новосибирск:ИВЭПСОРАН. 2001. - 58 с.
- 34.Tessier, A. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems / A.Tessier, D.R.Turner // Publ. J. Wiley, 1995. - 696 p.
- 35.Михайлов, С.А. Диффузное загрязнение водных экосистем. Методы оценки и математические модели. Аналитический обзор / С.А.Михайлов. – Барнаул: День, 2000. - 130 с.
- 36.Choppin, G.R.Humicsandradionuclidemigration / G.R.Choppin // Radiochimicaacta. 1988. -Vol.44. -№.1. – P.23-28.
- 37.Xie, J. Colloid-associated plutonium transport in the vadose zone sediments at Lop Nor / J.Xie, X.Wang, J.Lu, X.Zhou, J.Lin, M.Li, Q.Xu, L.Du, Yu.Liu, G.Zhou // J. Environ. Radioact. 2013. -Vol.116. –P.76-83.
- 38.Будников, Г.К. Тяжелые металлы в экологическом мониторинге водных систем / Г.К.Будников // Соросовский образовательный журнал. 1998. -№5. - С.23-29.
- 39.Ильин, В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растения / В.Б.Ильин – Новосибирск: Наука, 1991. - 151 с.
- 40.Vasyukova, E. The chemical weathering of rocks and migration of elements in the boreal zone (North-West Russia): PhD Thesis / Ekaterina Vasyukova. Toulouse, 2009. - 263 p
- 41.Ziółkowska, A. The role of humic substances in detoxification process of the environment /A.Ziółkowska // Ochr. SriZasobówNat. 2015. -Vol.26. -№4. – P.1-5

42.Сиротюк, Э.А. Формы нахождения тяжелых металлов и их распределение по абиотическим компонентам р. Белая Северо-Западного Кавказа / Э.А.Сиротюк, И.П.Тах, Р.А.Тороян // Материалы семинара «Экологические проблемы современности». – Майкопский государственный технологический университет. 2009. - С.214-225.

43.Choppin, G.R. Role of humics in actinide behavior in ecosystems, In: Chemical Separation Technologies and Related Methods on Nuclear Waste / G.R.Choppin // Kluwer Academic Publishers. 1999. - P.247-260.

44.Myasoedov, B.F. Main sources of radioactive contamination in Russia and methods for their determination and speciation / B.F. Myasoedov, A.P. Novikov // J. Radioanal. Nucl. Chem. Art. 1997. Vol.229. - P.33-38.

45.Tanizaki, Y. Physicochemical speciation of trace elements in river water by means of ultrafiltration / Y. Tanizaki, M. Yamazaki, S. Nagatsuka // Bull. Chem. Soc. Jpn. 1985. -Vol.58. - P.2995-3002.

46.Папина, Т.С. Эколого-аналитическое исследование распределения тяжелых металлов в водных экосистемах бассейна р. Обь: дисс. докт. хим. наук: 03.00.16, 02.00.02 / Папина Татьяна Савельевна. – Барнаул, 2004. - 259 с

47.Baalousha, M. Flow field-flow fractionation for the analysis and characterization of natural colloids and manufactured nanoparticles in environmental systems: A critical review / M. Baalousha, B. Stolpe, J.R. Lead // J. Chromatogr. A. – Elsevier B.V. 2011. -Vol.1218. -№27. - P.4078-4103.

48.Horowitz, A.J. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry / A.J. Horowitz, K.A. Elrick // Appl. Geochem. 1987. -№2. - P.437-451.

49.Jaïry, A. Speciation of organic carbon, Cu and Mn in the River Marne (France): The role of colloids / A. Jaïry, B. Garban, M. Blanchard A. Chesterikoff // Hydrological processes. 1999. -Vol.13. -№2. - P.223-237.

50.Mitchell, P.I. Studies on the speciation of plutonium and americium in the western Irish Sea / P.I. Mitchell, J.V. Battle, T.P. Ryan, W.R. Schell, J.A.

Sanchez-Cabeza, A. Vidal-Quadras // Radionuclides in the study of marine processes. – Springer Netherlands, 1991. - P.37-51.

51.Environmental colloids and particles: behavior, separation and characterization / ed. By K.J. Wilkinson, J.R. Lead. – John Wiley & Sons. 2007. - 502 p.

52.Choppin, G.R. Humics and radionuclide migration / G.R. Choppin // Radiochimica acta. 1988. -Vol.44. -№.1. - P.23-28.

53.Levchuk, S. Migration of transuranic elements in groundwater from the near-surface radioactive waste site / S. Levchuk, V. Kashparov, I. Maloshtan, V. Yoschenko, N.V. Meir // Applied geochemistry. 2012. -Vol.27. -№.7. - P.1339-1347.

54.Хакимов, Н. Физико-химические и технологические основы получения урановых концентратов из отходов гидрометаллургических заводов и технических вод / Н. Хакимов, Х.М. Назаров, И.У. Мирсаидов. – Душанбе: Дониш, 2012. - 120 с.

55.Мирсаидзода, И. Радиоактивные хвостохранилища Таджикистана: проблемы и решения / И. Мирсаидзода, Х.М. Назаров, Дж.А. Саломов – Душанбе: ООО «Аршам», 2022. - 206 с.

56.Безопасное управление отходами добычи и переработки урановых руд в странах Центральной Азии. Результаты Регионального проекта технического сотрудничества RER/9/086 (2005-2008 гг.). Предварительный отчет. Вена: МАГАТЭ, 2008. - 164 с.

57.Мирсаидов, У. Ядерное наследие Советского Союза в Таджикистане: Проблемы и решения / У. Мирсаидов, Н. Хакимов, Х.М. Назаров // Сборник научных трудов сотрудников Агентства по ядерной и радиационной безопасности АН РТ Радиоэкологический мониторинг биосреды и радиационная безопасность Таджикистана. Душанбе: ООО «Мавлави», 2010. - С.133-137.

58.Национальная Концепция Республики Таджикистан по реабилитации хвостохранилищ отходов переработки урановых руд на 2014-

2024 годы: утв. и введена в действие постановлением Правительства Республики Таджикистан № 505 от 1 августа 2014 г. Нормативные правовые акты (в области обеспечения ядерной и радиационной безопасности). Душанбе: ООО «Мехрона 2017», 2018. - С.47-70.

59.Программа реализации Национальной концепции Республики Таджикистан по реабилитации хвостохранилищ отходов переработки урановых руд на 2016-2024 годы: утв. и введена в действие постановлением Правительства Республики Таджикистан № 329 от 27 июля 2016 г. Нормативные правовые акты (в области обеспечения ядерной и радиационной безопасности). Душанбе: ООО «Мехрона 2017», 2018. - С.71-123.

60.Назаров, Х.М. Урановое наследие Советского Союза в Таджикистане: проблемы и решения / Х.М. Назаров, У. Мирсаидов, Н.У. Хакимова // Матер. Межд. науч. конф. «Проблемы радиозащиты и управления отходами уранового производства в центральной Азии». – Бишкек. 2011. - С.156-158.

61.Назаров, Х.М. Радиационный мониторинг хвостохранилища «Дигмай» / Х.М. Назаров, Дж.А. Саломов, Н. Хакимов, Ф.Дж. Саломов, Н.Н. Рахматов // Известия АН Республики Таджикистан. 2015. -№2(159). - С.78-82.

62.Назаров, Х.М. Сезонная динамика МЭД на территории хвостохранилища «Дигмай» / Х.М. Назаров, Б.Д. Бобоев, Н.Н. Рахматов // Материалы VII Международной научно-практической конференции «Перспективы развития науки и образования». Душанбе. ТТУ. 2014. - С.266-268.

63.Назаров, Х.М. Оценка радоноопасности территории Дигмайского хвостохранилища / Х.М. Назаров, Б.Д. Бобоев, К.А. Эрматов // XXI век. Техносферная безопасность. 2017. Т.2. №3. - С.44-48.

64.Назаров, Х.М. Оценка потенциальной радиационной опасности хвостохранилища Дигмай (Таджикистан) для населения, проживающего вокруг него / Х.М. Назаров, К.А. Эрматов, С.М. Бахронов, С.Г. Мухамедова,

У.М. Мирсаидов // Радиационная гигиена. 2019. -Т.12. -№1. - С.115-121.
DOI:10.21514/1998-426X-2019-12-1-115-121.

65.Мирсаидов, У.М. Радоновый мониторинг на территории Северного Таджикистана / У.М. Мирсаидов, Х.М. Назаров, Ш.Г. Шосафарова, М.М. Махмудова // Радиационная гигиена. 2020. -Т.13, -№1. - С.68-73.
DOI:10.21514/1998-426X-2020-13-1-68-73.

66.Мирсаидов, У.М. Сравнительная оценка потенциальной радиационной опасности хвостохранилищ Согдийской области Таджикистана / У.М. Мирсаидов, Х.М. Назаров, М.М. Махмудова, Ш.Р. Муродов, К.А. Эрматов, М.З. Ахмедов // Радиация и риск. 2022. -Т.31. -№2. - С.118-127.

67.Беззубов Н.И., Юнусов М.М., Разыков З.А., Файзуллаев Б.Г. Оценка воздействия Дигмайского хвостохранилища на окружающую среду. – В кн.: Сборник докладов II-ой Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы урановой промышленности». Алматы. Казатомпром. 2002. - С.181-183.

68.Мирзоев Д.И., Юнусов М.М., Назаров Х.М., Мавлонов М.М., Мирхоликова М.А. Валовое и подвижное распределение форм тяжелых металлов в почвах, прилегающих к хвостохранилищу радиоактивных отходов Дигмай // Материалы международной научно-практической конференции «Проблемы разработки месторождений полезных ископаемых». Бустон. ГМИТ. 2016. - С.140-143.

69.Дробков, А.А. Микроэлементы и естественные радиоактивные элементы в жизни растений и животных / А.А. Дробков – М.: АН СССР. 1958. - 208 с.

70.Булашевич, Ю.Л. О сдвиге радиоактивного равновесия между радоном и продуктами его распада в воздушном потоке / Ю.Л. Булашевич, Н.П. Карташев. – Атомная энергия, 1959. -Т.6. -Вып.5. - С.584.

71.Обзор загрязнения природной среды в Российской Федерации за 1999 г. – М.: Росгидромет, 2000. - С.4-16.

72.Назаров, Х.М.Временная динамика концентрация радона в жилых помещениях /Х.М. Назаров, Н.Н. Рахматов, К.А. Эрматов, Б.Д. Бобоев // Матер. X Между. научно-практ. конф. «Найновите постижения на европейската наука». Биологии. Экология. Здание и архитектура. – София. «Бял ГРАД-БГ» ООД. 2014. -Т.18. -С.82-85.

73.Титаева, Н.А. Ядерная геохимия: учеб. / Н.А. Титаева. – 2-е изд., испр. и доп.– М.: Изд-во МГУ, 2000. - 336 с.

74.Новиков, А.П. Формы существования и миграция актиноидов в окружающей среде / А.П. Новиков, С.Н. Калмыков, В.В. Ткачев // Рос. химич. журн. 2005. -Т.46. -№2. - С.119-126.

75.Итоги науки и техники. Т.4. Радиационная биология / Под ред. Алексахина Р.М. – М.: ВИНТИ, 1983. - 145 с.

76.Ильенко, А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию/ А.И.Ильенко. – М.: Наука. 1974. - 169 с.

77.Москалев, Ю.И. Радиобиология инкорпорированный радионуклидов / Ю.И. Москалев – М.: Медицина, 1989. - 200 с.

78.Назаров, Х.М. Активности естественных радионуклидов в почвах на территории в южной части хребта Курама / Х.М. Назаров, М.З. Ахмедов, Ш.А. Рахимбердиев, М.А. Гафуров, А.М. Мирзоев // Матер. Респ. научно-практ. конф. XVII-Нумоновских чтений «Результаты инновационных исследований в области химических и технических наук в XXI веке». – Душанбе. 2022. - С.82-86.

79.Назаров, Х.М. Содержание радионуклидов и тяжелых металлов в почве на территории санитарной зоны хвостохранилищ и прилегающих к нему населенных пунктов / Х.М. Назаров, У. Мирсаидов, Ш.А. Рахимбердиев, Е.Ю. Малышева, С.Г.Мухамедова // В сборнике: Сахаровские чтения 2023 года: экологические проблемы XXI века.Матер. 23-й Межд. научн. конф. В 2-х частях. – Минск, 2023. - С.154-158.

80.Назаров, Х.М. Радон в общественных зданиях в отдельных регионах Таджикистана / Х.М.Назаров, Т.Г. Хайров, М.М. Махмудова, К.А.

Эрматов // Матер. Межд. научно-практ.конф. «Химическая, биологическая, радиационная и ядерная безопасность: достижения, проблемы и будущие перспективы».— Гулистон. Учебный центр Национального банка РТ. 2023. - С.27-29.

81.Kalmykov, S.N. Actinidenanoparticlere search / ed. by S.N. Kalmykov, M.A. Denecke, - 2011. Springer. - 440 p.

82.Аникиев, В.В. Поведение тяжелых металлов при смешении речных и морских вод. Влияние гуминовых и фульвовых кислот на миграцию Fe, Mn, Sb, Cd и Pb в эстуарии р. Раздольная Амурский залив / В.В. Аникиев, Н.А. Горячев, И.А. Лапин и др. // Геохимия. 1991. -№7. - С.1642-1651.

83.Демина, Л.Л. Формы Fe, Mn, Zn и Cu в речной воде и взвеси и их изменения в зоне смешения речных вод с морскими (на примере рек бассейнов Черного, Азовского и Каспийского морей) / Л.Л. Демина, В.В. Гордеев, Л.С. Фомина // Геохимия, 1978. -№8. - С.1211-1229.

84.Apodaca, L.E. Occurrence, transport, and fate of trace elements, Blue River basin, Summit County, Colorado: An integrated approach / L.E. Apodaca, N.E. Driver, J.B. Bails // Environmental Geology. 2000. -Vol.39 (8). - P.901-913.

85.Kalmykov, S.N. Plutonium and neptunium speciation bound to hydrous ferric oxide colloids / S.N. Kalmykov, V.V. Kriventsov, Yu.A. Teterin, A.P. Novikov // Comptes Rendus Chimie. 2007. -Vol.10. - №.10-11. - P.1060-1066.

86.Александрова, Е.А. Влияние коллоидной формы переноса на миграцию радионуклидов в подземной среде: дисс. канд. геол-мин. Наук: 25.00.36 / Александрова Елизавета Владимировна. – М.: ИГЕМ РАН, 2016. - 131 с.

87.Мироненко, В.А. Проблемы гидрогеоэкологии / В.А. Мироненко, В.Г. Румынин // Т. 3. – Кн. 1. Прикладные исследования. – М.: МГГУ, 1999. - 312 с.

88.Smith, P.A. Colloid-facilitated transport of radionuclides through fractured media / P.A. Smith, C. Degeldre // Journal of contaminant hydrology. 1993. -Vol.13. -№.1-4. - P.143-166.

89.Смоляков, Б.С. Химические формы меди, кадмия и свинца в пресных водоемах на севере Западной Сибири / В.И. Белеванцев, А.П. Рыжих, Ж.О. Бадмаева, М.В. Жигула, А.А. Бобко // Хим. в инт. уст. разв. 1999. -№7. - С.575-583.

90.Carvalho, C.E.V. et al. Seasonal variation of particulate heavy metals in the Lower Paraíba do Sul River / C.E.V. Carvalho, A.R.C. Ovalle, C.E. Rezende, M.M. Molisani, M.S.M.B. Salomão, L.D. Lacerda // Environmental Geology. 1999. -Vol.37 (4). - P.297-302.

91.Истомин, А.Д. Математическое моделирование миграции радионуклидов в поверхностном слое грунта / А.Д. Истомин, С.А. Кораблева, М.Д. Носков // Известия Томского политехнического университета. 2005. - Т.308. - №3. - С.74-78.

92.Вабищевич, П.Н. Математическое моделирование промачивания зоны аэрации в условиях близкого залегания грунтовых вод / П.Н. Вабищевич, А.О. Данияров // Математическое моделирование. 1994. -Т.6. - №11. - С.11-24.

93.Шейдеггер, А.Э. Физика течения жидкостей через пористые среды / А.Э. Шейдеггер. – М.: Гостоптехиздат, 1960. - 250 с.

94.Арутюнян, Р.В. Математическое моделирование вертикальной миграции в почве ^{137}Cs , ^{134}Cs / Р.В. Арутюнян, Л.А. Большов, Т.С. Зенич, В.П. Решетин // Атомная энергия. 1993. -Т.74. -№3. - С.223-230.

95.Голубев, В.С. Динамика геохимических процессов / В.С. Голубев – М.: Недра, 1981. - 208 с.

96.Кобранова, В.Н. Петрофизика / В.Н. Кобранова – М.: Недра, 1986. - 392 с.

97.Абдулжалиева, А.К. Применение математических методов в естествознании / А.К. Абдулжалиева, А.Ф. Долгополова // Современные наукоемкие технологии. 2013.- №6. - С.64-65.

98.Maurice, P. Environmental Surfaces and Interfaces from the Nanoscale to the Global Scale / P.A Maurice, 2009. Wiley. - 464 p.

99.Калмыков, С.Н. Роль коллоидных частиц в миграции актинидов с подземными водами: автореф. дисс... докт. хим. наук: 02.00.14 / Калмыков Степан Николаевич / Москва, 2008. - 49 с.

100.Новиков, А.П. Коллоидный транспорт радионуклидов в почвах / А.П. Новиков, С.Н. Калмыков, Т.А. Горяченкова, Б.Ф. Мясоєдов // Российский химический журнал. 2010. -Т.54.- №3. - С.111-119.

101.Tessier, A. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. / A. Tessier, D.R Turner // Publ. J. Wiley, 1995. - 696 p.

102.Singer, P.S. Influence of dissolved organics on the distribution, transport and fate of heavy metals in aquatic systems / P.S. Singer // 165th. NAT. Amer. Chem. Soc. Meet. Philadelphia. 1997. - P.155-182.

103.Моисеєнко, Т.И. Формы нахождения металлов в природных водах и их комплексообразование с гумусовым веществом / Т.И. Моисеєнко, М.И. Дину, Н.А. Гашкина, Т.А. Кремлева // Доклады Академии наук. 2012. -Т.442. -№5. - С.691-695.

104.Дину, М.И. Взаимодействие ионов металлов в водах с гумусовыми веществами глееподзолистых почв / М.И. Дину // Геохимия. 2015. №3. - С.276-288.

105.Назаров, Х.М. Источники загрязнения реки Сырдарьи естественными и искусственными радионуклидами / Х.М. Назаров, Н. Хакимов, И.У. Мирсаидов, Х. Муртазаев, В.М. Миряхьяев // Доклады АН Республики Таджикистан, 2005. -Т.48. -№9-10. - С.18-23.

106.Назаров, Х.М. Радиоэкологическая обстановка в окрестности водохранилища Кайраккум /Х.М. Назаров, Б.Д. Бобоев, Н.Хакимов // Сборник статей и тезисов респ. научно-практ. конф. «Роль молодежи в решение важнейших проблем в процессе глобализации». – Душанбе. АН РТ. 2014. - С.160-169.

107.Назаров, Х.М. Радиационный мониторинг на берегах Кайраккумского водохранилища / Х.М. Назаров, Б.Д. Бобоев, Н. Хакимов, Ш. Абдуллоев // Матер. Межд. семинара «Урановое наследие Советского

Союза в Центральной Азии: проблемы и решения». – Душанбе. АЯРБ. 2012. - С.10-16.

108.Назаров, Х.М. Экологическая обстановка Кайраккумского водохранилища / Х.М. Назаров, Б.Д. Бобоев, Н. Хакимов, Х. Муртазаев // Матер. научно-практ. конф. «Единение наций и развитие науки и техники». – Чкаловск. ГМИТ. 2009. - С.91-94.

109.Разыков, З.А. Исследование качества поверхностных вод реки Сырдарьи (в пределах Согдийской области) / З.А. Разыков, Дж.Н. Шерматов, Д.Д. Ходжибаев, Х.М. Назаров / Интеграция результатов Международного проекта «Водная гармония», Евразийское образование: сборник статей Международного научно-практического семинара. – Черкассы: Вертикаль, 2015. - С.291-294.

110.Разыков, З.А. Правильный отбор проб и пробоподготовка – гарантия получения достоверных результатов анализа воды / З.А. Разыков, Дж.Н. Шерматов, Д.Д. Ходжибаев, Х.М. Назаров / Интеграция результатов Международного проекта «Водная гармония» евразийское образование: сборник статей Международной научно-практической семинар. - Черкассы: Вертикаль, 2015. - С.295-298.

111.Разыков, З.А. Концентрация тяжелых металлов в реке Сырдарье Северного Таджикистана / З.А. Разыков, Дж.Н. Шерматов, Д.Д. Ходжибаев, М.М. Юнусов / Сборник тезисов Международной научно-практической конференции «Технологии водоподготовки, биотехнологии и экологические аспекты». – Киев, Украина. 2013. - С.36-37.

112.Разыков, З.А. Определение массовой концентрации катионов тяжелых металлов в природных водах на примере реки Сырдарьи атомно-абсорбционным методом / З.А. Разыков, М.М. Юнусов, Дж.Н. Шерматов, Д.Д. Ходжибаев / Материалы V Международной научно-практической конференции «Проблемы горно-металлургической промышленности и энергетики Республики Таджикистан». – Чкаловск, ГМИТ. 2014. - С.42-43.

113.Разыков, З.А. Изучение окислительно-восстановительного потенциала воды реки Сырдарьи / З.А. Разыков, М.М. Юнусов, Дж.Н. Шерматов, Д.Д. Ходжибаев / Материалы V Международной научно-практической конференции «Проблемы горно-металлургической промышленности и энергетики Республики Таджикистан». – Чкаловск, ГМИТ. 2014. - С.43-44.

114.Разыков, З.А. Электротермическое атомно-абсорбционное определение меди в воде реки Сырдарьи / З.А. Разыков, М.М. Юнусов, Дж.Н. Шерматов, Д.Д. Ходжибаев / Материалы V Международной научно-практической конференции «Проблемы горно-металлургической промышленности и энергетики Республики Таджикистан». – Чкаловск, ГМИТ. 2014. - С.44-45.

115.Разыков, З.А. Изучение содержания молибдена в воде методом электротермической атомно-абсорбционной спектрометрии / З.А. Разыков, М.М. Юнусов, Д.Д. Ходжибаев, Дж.Н. Шерматов / Материалы Международной научно-практической конференции «Конституция – источник устойчивого развития». – Чкаловск, ГМИТ. 2014. - С.42-43.

116.Ходжибаев, Д.Д. Мониторинг качества воды реки Сырдарьи на тяжелые металлы / Д.Д. Ходжибаев / Материалы VI Международной конференции «Химия и химическая технология». – Киев, Украина. 2016. - С.169-170.

117.Разыков, З.А. Мониторинг физико-химических показателей воды реки Сырдарьи в 2013-2014 гг. (на территории республики Таджикистан. / З.А. Разыков, Д.Д. Ходжибаев // XXI век. Техносферная безопасность, 2017. -Т.2. -№1. - С.38-43.

118.Разыков, З.А. Содержание тяжелых металлов реки Сырдарьи по сравнению с другими реками мира / З.А. Разыков, М.М. Юнусов, Д.Д. Ходжибаев // Вестник Таджикского национального университета, Серия естественных наук. 2017. -№1/3. - С.206-209.

119.Разыков, З.А. Исследование качества поверхностных вод р. Сырдарья (в пределах Согдийской области) / З.А. Разыков // Международный научно-практический семинар «Водная гармония». – Черкассы: Вертикаль, – 2015. - С.291-294.

120.Разыков, З.А. Международная деятельность ГМИТ по водным проблемам / З.А. Разыков, Х.М. Назаров // Материалы научно-практической конференции «Проблемы использования водных ресурсов и пути их решения». – Бустон, 2018. - С.109-112.

121.Назаров, Х.М. Аккумуляции тяжёлых металлов в Кайраккумском водохранилище / Х.М. Назаров, З.А. Разыков, Д.Д. Ходжибаев // Материалы международной конференции «Вилояти Сугд: захирахои об ва истифодаи онҳо». – Худжанд, 2018. - С.372-380.

122.Разыков, З.А. Влияние донных отложений на формирование качества воды реки Сырдарьи / З.А. Разыков, Х.М. Назаров, Д.Д. Ходжибаев, В.М. Миряхъяев // Материалы международной научно-практической конференции «Логистика и мультимодальные перевозки: проблемы и пути их решения». – Бустон, ГМИТ. 2018. - С.269-270.

123.Ходжибаев, Д.Д. Динамика распределения тяжелых металлов в реке Сырдарья в пределах республики Таджикистан / Д.Д. Ходжибаев - Диссертационная работа на соискание учёной степени к.т.н. – Душанбе: Эргграф, 2018. - 120 с.

124.Разыков, З.А. Концентрация тяжелых металлов в реке Сырдарья Северного Таджикистана / З.А. Разыков, Д.Д. Ходжибаев // Сборник тезисов Международного научно-практического конференции «Технологии водоподготовки, биотехнологии и экологические аспекты». – Киев. Украина, 2013. - С.36-37.

125.Разыков, З.А. Анализ воды Сырдарья на тяжелые металлы / З.А. Разыков, // Материалы Республиканского научно-практического конференции «Проблемы переработки месторождения полезного ископаемых». – Чкаловск. ГМИТ. 2015. -С.29-31.

126.Ходжаев, М.Х. Водно экологические проблемы Северного Таджикистана / М.Х. Ходжаев – М.: 1996. – 198с.

127.Разыков, З.А. Исследование качества поверхностных вод р.Сырдарья (в пределах Согдийской области) / З.А. Разыков // Международный научно-практический семинар «Водная гармония». – Черкассы: Вертикаль. 2015. - С.291-294.

128.Разыков, З.А. Сезонная динамика содержания тяжелых металлов в реке Сырдарья / З.А. Разыков, Д.Д. Ходжибаев // Доклады Академии наук РТ. 2018. -Т.61. -№5. - С.485-489.

129.Арастович, Т.В. Влияние свойств почв на процесс вертикальной миграции радионуклидов / Т.В.Арастович // Известия Национальной академии наук Беларуси. Серия аграрных наук. 2004. -№2. - С.62-65.

130.Баканов, А.И. Теоретические основы экологического районирования водохранилищ / А.И. Баканов // Водные ресурсы. 1997. -Т.24. -№3. - С.336-343.

131.Блануца, В.И. Интегральное экологическое районирование: концепция и методы / В.И. Блануца. – Новосибирск: Наука, 1993. - 158 с.

132.Блануца, В.И. Развертывание информационно-коммуникационной сети как географический процесс (на примере становления сетевой структуры сибирской почвы) / В.И. Блануца. – Дис. на соиск. уч. степени доктора геогр. наук. – Иркутск: 2015. - 350 с.

133.Булатов В.И., Игенбаева Н.О. Теория и практика ландшафтно-экологического районирования территории Югры // Эколого-географические проблемы природопользования нефтегазовых регионов: теория, методы, практика: Доклады IV Международной научно-практической конференции (г. Нижневартовск, 26-30 октября 2010 г.) / Отв. ред.: А.В.Нехорошева, С.Е.Коркин, Е.Н.Козелкова, Г.К.Ходжаева. – Нижневартовск: НГГУ, 2010. - С.12-15.

- 134.Коробова, Е.М. Комплексная оценка эколого-геохимического состояния техногенно трансформированных территорий / Е.М. Коробова // Геохимия, 2017. -№10. - С.863-874.
- 135.Геннадиев, А.Н. Почвы и время: модели развития / А.Н. Геннадиев – М.: Изд-во МГУ, 1990. - 232 с.
- 136.Ковалев, П.П. Тяжелые металлы в окружающей среде: источники и пути миграции. – Уфа: БашГУ, 2018. - 270 с.
- 137.Лазарев, Д.С. Радиоактивное загрязнение и его влияние на экосистемы. – Ростов-на-Дону: ЮФУ, 2014. - 205 с.
- 138.Миронова, В.Р. Миграция радионуклидов в агроэкосистемах: пути и последствия. – Калининград: БФУ им. Канта, 2021. - 320 с.
- 139.Карпов, Ю.А. Методы пробоотбора и пробоподготовки / Ю.А. Карпов, А.П. Савостин // 3-е изд.(эл). – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний. 2015. - 246 с.
- 140.Самофалова, И.А. Лабораторно-практические занятия по химическому анализу почв: учебное пособие / И.А.Самофалова, Ю.А.Рогизная – Пермь: Изд-во ФГБОУ ВПО Пермская ГСХА. 2013. - 133 с.
- 141.Аринушкина, Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В.Аринушкина. – М.: Наука, 1970. - 487 с.
- 142.Пламенный и электротермический атомно-абсорбционный анализ с использованием спектрометре AAnalyst 800 / Учебное электронное текстовое издание подготовлено кафедрой «Физико-химические методы анализа». – Екатеринбург: ГОУ ВПО УГГУ-УПИ, 2006. - 14 с.
- 143.Лапенко, Л.А. Метод атомно-абсорбционной спектрофотометрии в фоновом мониторинге тяжелых металлов / Л.А.Лапенко, М.Г.Виленский – Л.: Гидрометеиздат, 1986. - С.216-223
- 144.Мосичев, В.И. Анализ и исследование. Методы атомной спектроскопии. Атомно-эмиссионный, атомно-абсорбционный и рентгенофлуоресцентный анализ. / В.И. Мосичев, Г.И. Николаев, Б.Д.

Калинин // Под ред. В.И. Мосичева – Справ. СПб.: НПО «Профессионал», 2006. - 716 с.

145. Анализ объектов окружающей среды: Инструментальные методы: Пер.с англ. / Под ред. Р. Сониасси. – М.: Мир. 1993. - 80 с.

146. Пуховский, А.В. Рентгенофлуоресцентное определение тяжелых металлов в экологическом мониторинге почв / А.В.Пуховский, Т.Ю.Пуховская // Природобустройство. 2013. -№2. - С.11-14.

147. Родзевич, А.П. Методы анализа и контроля веществ: Юргинский технологический институт / А.П.Родзевич, Е.Г.Газенаур // Томск. Изд-во Томского политехнического университета. 2013. - 312 с.

148. Климова, Н.В. Физико-химические методы количественного анализа. Учебное пособие. / Н.В.Климова – Орел: ОрелГТУ. 2001. – 56 с.

149. Зырин, Н.Г. Физико-химические методы исследования почв / Н.Г.Зырин, Д.С.Орлов. – М.:МГУ. 1964. - 348 с.

150. Лосев, Н.Ф. Количественный рентгеноспектральный флуоресцентный анализ / Н.Ф.Лосев. – М.: Наука. 1969. - 336 с.

151. Даничев, В.В. Количественный рентгенофлуоресцентный анализ содержания железа в песке / В.В.Даничев, А.А.Болотков, А.А.Кумахов // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2008. -№2. - С.48-49.

152. Пуховский, А.В. Рентгенофлуоресцентное определение тяжелых металлов в экологическом мониторинге почв / А.В.Пуховский, Т.Ю.Пуховская // Природобустройство. 2013. - №2. - С.11-14.

153. ГОСТ Р 51592-2000 «Вода. Общие требования к отбору проб».

154. ГОСТ Р 51593-2000 «Вода питьевая. Отбор проб». – М.: Стандартинформ, 2008. - 20 с.

155. ГОСТ 17.4.3.01-2017. Охрана природы (ССОП). Почвы. Общие требования к отбору проб. Межгосударственный стандарт. – М.: Стандартинформ, 2018. - 9 с.

156.Охрана природы. Почвы. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб // Изд-во ВЗАМЕН ГОСТ 17.4.3.01-83. 2019. - 5 с.

157.Муминов, С.В. Содержание цезия-137 в почвенном покрове Центрального и Южного Таджикистана / С.В.Муминов, Б.Б.Баротов, У.М.Мирсаидов // Радиационная гигиена. 2021. -Т.14. -№2. - С.66-71.

158.Методика выполнения измерений объемной и удельной активности ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{40}K на гамма-бета-спектрометры типа МКС–АТ1315, объемной и удельной активности гамма-излучающих радионуклидов ^{137}Cs и ^{40}K на гамма-спектрометре типа EL 1309 (МКГ-1309) в пищевых продуктах, питьевой воде, почве, сельскохозяйственном сырье и кормах, продукции лесного хозяйства, других объектах окружающей среды. – Минск, Атомтех. 2011. - 32 с.

159.Abdullaev, S.F. Distribution of Natural and Anthropogenic radioactivity in samples of soil and dust haze in the south of Tajikistan / S.F. Abdullaev, B.I. Nazarov, V.A. Maslov, A.A. Djuraev // Atmospheric and Oceanic Optics. 2013. -V.26. -№5. - PP.396-403.

160.Pukhovski, A.V. X-ray fluorescence analysis in the Russian State Agrochemical Service: An overview X-Ray Spectrometry / A.V. Pukhovski // 2002. -V.31. -№3. - P.225-234.

161.Полежаев, Ю.М. Оптический атомно-эмиссионный и рентгенофлуоресцентный методы спектрального анализа. Учебное пособие / Ю.М. Полежаев. – Екатеринбург: УПИ. 1992. - 92 с.

162.Климова, Н.В. Физико-химические методы количественного анализа. Учебное пособие / Н.В.Климова. – Изд-во Орел:Орел ГТУ. 2001. – 56с.

163.Официальный сайты: Thermo Fisher Scientific. Pack Eye Radiation Detection Backpack. URL: [https:// www.thermofisher.com/order/catalog / product / FHT1377](https://www.thermofisher.com/order/catalog/product/FHT1377).

164.Методика экспрессного измерения плотности потока радона с поверхности земли с помощью радиометра радона типа РРА. – М.: ЦНИИ ГП «ВНИИФТРИ», 2006. - 20 с.

165.Радиометр радона РРА-01М-03. Руководство по эксплуатации МГФК 412124.003 РЭ. – М.:Доза. 2004. - 45 с.

166.Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКДАР ООН 2000 года Генеральной Ассамблее с научными приложениями. Т.1: Источники (часть 1) / Пер. с англ., под ред. акад. РАМН Л.А. Ильина и проф. С.П. Ярмоненко. – М.: РАДЭКОН, 2002. - 308 с.

167.Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2006 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II: Scientific Annexes C, D and E. Annex E: Sources-to-effects assessment for radon in homes and workplaces. – New York: United Nations, 2009. - 142 p.

168.WHO handbook on indoor radon: a public health perspective. – Geneva: WHO Press, 2009. - 110 p.

169.Ревинский, Ф.Я. Мониторинг загрязнения и его экологические последствия в окружающей среде / Ф.Я. Ревинский – Профилактическая токсикология. Сборник учебно-методических материалов. – МРПТХВ, Т.1. Ч.2. – М.: 1984. - С.143-152.

170.Алексеев, А.Г. Геохимия ландшафта / А.Г. Алексеев – М.:Недра, 1987. - С.47-50.

171.Комаров, Б.М. Определитель растений северного Таджикистана / Б.М. Комаров – Душанбе: Дониш, 1967. - 491 с.

172.Перельман, А.И. Геохимия эпигенетических исследований / А.И. Перельман – М.:Недра, 1965. - С.270-276.

173.Гусев, В.А. Отчет о результатах гидрогеологических исследований по изучению влияния на окружающую среду хвостохарнилища объектов заказа 48-04 / В.А. Гусев, М.Ю. Кокорина, Р.П. Яуфман – Чкаловск. 1982.

- 174.Павловский, С.И. Отчет о результатах инженерно-геологических работ, проведенных на участке хвостохранилища «Д» / С.И. Павловский – Чкаловск. 1989.
- 175.Саэт, Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е.Саэт, Б.А.Ревин, Е.П.Янин и др. 1990. - 335 с.
- 176.Salbu, B. Speciation of radionuclides in the environment. / In: Meyers, R.A. (Ed.), Encyclopedia of Analytical Chemistry. John Wiley & Sons Ltd, Chishester. 2000. - P.209-232.
- 178.Алексеев, В.А. Геохимия ландшафта и окружающая среда / В.А.Алексеев – М.:Недра, 1990. – 142с.
- 179.Ковалевский, А.Л. Биогеохимические поиски рудных месторождений / А.Л. Ковалевский – М.: Недра, 1984. - 298 с.
- 180.Суворов, А.Н. Отчет об инженерно-геологических условиях на площади проектируемого хвостохранилища во впадине Дигмайской возвышенности / А.Н. Суворов. – Ташкент. 1958.
- 181.Владовер, М.Н. Заключение о характере фильтрационных свойств пород, слагающих Дигмайскую возвышенность / М.Н. Владовер. – М.: 1961.
- 182.Перельман, А.И. Геохимия эпигенетических процессов (зона гипергенеза) / А.И. Перельман – М.: Недра, 1968. - 235 с.
- 183.ГОСТ Р 51592-2000 «Вода. Общие требования к отбору проб».
- 184.ГОСТ Р 51593-2000 «Вода питьевая. Отбор проб». – М.: Стандартинформ, 2008. - 20 с.
- 185.ГОСТ 24902-81 «Вода хозяйственно-питьевого назначения. Общие требования к полевым методам анализа». – М.:ИПК Издательство стандартов, 2083. - 5 с.
186. ГОСТ 17.1.5.05-85 Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков. – М.:Изд-во стандартов, 1985. - 11 с.

187.ГОСТ 17.1.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. – М.:Изд-во стандартов, 1982. - 12 с.

188.ГОСТ 17.1.3.13-86. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к охране поверхностных вод от загрязнения. – М.:Изд-во стандартов, 1986. - 4 с.

189.Радиационный контроль питьевой воды. Методические рекомендации. – М.: Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России, 2000. - 17 с.

190.Методические рекомендации, методика выполнения измерения. «Подготовка проб природных вод для измерения суммарной альфа- и бета-активности». – М.: НПП «Доза». 1997. - 24 с.

191.Бахур, А.Е. Измерение радиоактивности природных вод и существующие нормативные требования / А.Е.Бахур – М.: НПП «Доза», 1998. - С.51-58.

192.Алекин, О.А. Руководство по химическому анализу вод суши / О.А.Алекин – Л.: Гидрометеиздат, 1973. - 270 с.

193.Новиков, Ю.В. Методы исследования качества воды водоемов / Ю.В.Новиков – М.: Медицина, 1990. - 399 с.

194.Зарубина, Р.Ф. Анализ и оценка качества природных вод / Р.Ф.Зарубина – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2007. - 168 с.

195.Сборник санитарно-гигиенических нормативов и методов контроля вредных веществ в объектах окружающей среды. – М.: 1991. - С.49-58.

196.Аринушкина, Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В. Аринушкина. – М.: Наука, 1970. - 487 с.

197.Пламенный и электротермический атомно-абсорбционный анализ с использованием спектрометре AAnalyst 800 / Учебное электронное

текстовое издание подготовлено кафедрой «Физико-химические методы анализа». – Екатеринбург: ГОУ ВПО УГГУ-УПИ, 2006. - 14 с.

198.Мосичев, В.И. Анализ и исследование. Методы атомной спектроскопии. Атомно-эмиссионный, атомно-абсорбционный и рентгенофлуоресцентный анализ / В.И.Мосичев, Г.И.Николаев, Б.Д.Калинин // Под ред. В.И.Мосичева – Справ. СПб.: НПО «Профессионал», 2006. - 716 с.

199.Гарипова, С.А. Определение содержания тяжелых металлов в жидкой фазе снега рентгенофлуоресцентным методом / С.А.Гарипова, А.Л.Лобачев, И.В.Лобачева, И.В.Ревинская // Вестн. СамГУ. Естественно-научн. сер. 2011. Вып. 5(86). - С.129-135.

200.Лапенко Л.А., Виленский М.Г. Метод атомно-абсорбционной спектрофотометрии в фоновом мониторинге тяжелых металлов // Мониторинг фонового загрязнения природной среды / Под ред. Ю.А.Израэля, Ф.Я.Ровинского. Вып. 3. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. - С.216-223

201.Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. СанПиН 2.1.4.1074-01. – М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2002. - 103 с.

202.Zelenski, S.G.A gas chromatographic method of qauntitating DDT in the presence of interfering PCB's / S.G.Zelenski, J.Teshiro et al. // J. Chromatgr. 1973. -84. - P. 67.

203.Айматов, И.Т. Загрязнение поверхностных вод в бассейне Сырдарьи отходами горного производства / И.Т.Айматов, И.А.Торгоев, Ю.Г.Алёшин // Материалы международной конференции «Вода и устойчивое развитие ЦА». – Бишкек. 2001. - С.27.

204.Пачаджанов, Д.Н. Гидрохимия поверхностных вод Таджикистана. Часть 1. Реки и водохранилища / Д.Н.Пачаджанов, Д.Л.Патина –Душанбе: НПИЦентр. 1999. - С.35-39.

205.Перельман, А.И. Кларки концентрации и их роль в геохимии (на примере урана) / А.И.Перельман – В кн.: Очерки геохимии отдельных элементов. – М.:Атомиздат. 1973. - С.106-129.

206.Предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочные безопасные уровни воздействия (ОБУВ) вредных веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. – М., 1983. - С.15-22.

207.Зарубина, Р.Ф. Анализ и оценка качества природных вод / Р.Ф.Зарубина – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2007. - 168 с.

208.Тютюнова, Ф.И. Физико-химические процессы в подземных водах / Ф.И.Тютюнова – М.: Наука, 1976. - 45 с.

209.Голубев, В.С. Динамика геохимических процессов / В.С.Голубев – М.: Недра, 1981. - 214 с.

210.Мосинец, В.Н. Радиоактивные отходы уранодобывающих предприятий и их воздействие на окружающую среду. – М.: Атомная энергия, 1991. -Т.70. -Вып. 5. - С.282-288.

211.Требования к геолого-экологическим исследованиям и картированию М 1: 50000 – 1:25000. – М.: ВСЕГИНГЕО, 1990. - 206 с.

212.WaterandWastewater / W.Eugene, R.B.Rice, A.D.E.Baird, L.Clesceri. –S.: AWWA / APHA / WEF. 2012.

213.Мосинец, В.Н. Горные работы и окружающая среда: учеб. пособие. / В.Н.Мосинец, М.В.Грязнов – М.: Недра, 1978. - 189 с.

214.Титов, В.К. Сравнительная эффективность двух модификации экспозиционной эмманационной съемки по методу активного налета / В.К.Титов, В.А.Венков – Л.: Химия. 1988. - 176 с.

215.Фомин, Г.С. Вода, контроль химических, бактериальных и радиационной безопасности по Международным стандартам: Энциклопедический справочник. 2-ое изд. / Г.С. Фомин – М. 1995. - С.462-472.

216.Серия отчетов по безопасности. МАГАТЭ. Вена. МКРЗ, 2007.
Анналы МКРЗ, Публикация 103, Рекомендации. 2007.Международная
комиссия по радиологической защите.

217.Нормы радиационной безопасности (НРБ-06) СП2.6.1.001.06. –
Душанбе: Дониш. 2006. - 165 с.

218.Назаров, Х.М. Содержание изотопов ^{210}Po и ^{210}Pb в воде
искусственного озера г.Истиклола Республики Таджикистан и их
бионакопление в организме рыб / Х.М. Назаров, В.М. Миряхьяев, Х.И.
Тиллобоев, М.М. Махмудова, У.М. Мирсаидов // Радиационная гигиена.
2019. -Т.12. -№2 (спецвыпуск). - С.50-53.

219.Назаров, Х.М. Миграция урана в системе «Дренажные воды-
почва» на территории хвостохранилища №1-2 г.Табошар / Х.М.Назаров,
Н.Хакимов, И.У.Мирсаидов // Доклады АН Республики Таджикистан. 2009. -
Т.52. -№3. - С.224-227.

220.Назаров, Х.М. Состояние урана в хвостохранилищах №1-2
г.Истиклол при присутствии гематита / Х.М.Назаров, Б.Д.Бобоев,
И.У.Мирсаидов, Ф.Дж.Саломов // Известия АН Республики Таджикистан.
2012. -№3 (148). - С.79-86.

221.Назаров, Х.М. Экологические аспекты реабилитации урановых
хвостохранилищ г. Истиклола республики Таджикистан / Х.М.Назаров,
Дж.А.Саломов, Н.Хакимов, Н.Н.Рахматов, К.А.Эрматов // Известия АН
Республики Таджикистан. Отделение физико-математических, химических,
геологических и технических наук. 2015. -№2 (159). - С.87-92.

222.Назаров, Х.М. Оценка потенциальной радиационной опасности
бывших урановых объектов для населения г. Истиклол Республики
Таджикистан / Х.М.Назаров, К.А.Эрматов, С.М.Бахронов, У.Мирсаидов //
Радиационная гигиена. 2018. -Т.11. -№2. - С.83-90.

223.Назаров, Х.М. Физико-химические основы миграции урана в
системе «Дренажные воды-почва» / Х.М.Назаров, Б.Д.Бобоев, М.З.Ахмедов //

Матер. семинаров «2011 год – Международный год химии» и «Радиационная безопасность Таджикистана». – Душанбе. АЯРБ. 2011. - С.30-32.

224.Разыков, З.А. Урановые месторождения Таджикистана / З.А.Разыков, Э.Г.Гусаков, А.А.Марущенко– Худжанд: ООО «Хуросон», 2001. - С.57-61.

225.Мирсаидов, И.У. Физико-химическое состояние урана в шахтных урансодержащих водах и в супесчаных почвах / И.У.Мирсаидов, Х.М.Назаров, Ф.Дж.Саломов // Доклады АН Республики Таджикистан, 2013. -Т.56. -№9. - С.725-729.

226.Назаров, Х.М. Экологические проблемы урановой переработки отходов промышленности Таджикистана / Назаров Х.М., Хакимов Н., Мирсаидов И.У. // Матер. Сахаровских чтений «Экологические проблемы 21-века». – Минск. Белоруссия. 2007. - С.168.

227.Назаров, Х.М. Экологические проблемы извлечения урана из шахтных вод месторождения Киик-Тал Таджикистана / Х.М. Назаров, Н. Хакимов, И.У. Мирсаидов // Матер. Сахаровских чтений «Экологические проблемы 21-века». – Минск. Белоруссия. 2007. - С.169.

228.ГОСТ 17.5.1.03-86. Охрана природы. Земли. Классификация всkyшных и вмещающих пород рекультивация земель. – М.:Изд-во стандартов, 1987. - 12 с.

229.Назаров, Х.М. Радиоэкологическая ситуация города Худжанда /Х.М. Назаров, Б.Д. Бобоев, Н.Н. Рахматов, К.М. Назаров, Н.Хакимов // Матер.XV Нумановские чтения «Академик И.У. Нуманов и развитие химической науки в Таджикистане». – Душанбе. ИХАНТ. 2019. - С.158-160.

230.Назаров, Х.М. Радиологическая карта территорий, подвергшихся воздействию уранодобывающих производств / Х.М. Назаров, К.А. Эрматов, С.М. Бахронов, М.М. Махмудова, М.З. Ахмедов // Матер. XV Нумановские чтения «Академик И.У. Нуманов и развитие химической науки в Таджикистане». – Душанбе. ИХАНТ. 2019. - С.164-165.

- 231.Ялынская, Н.С. Накопление микроэлементов и тяжелых металлов в растениях рыбоводных прудов / Н.С. Ялынская, А.Г. Лопотун // Гидробиологический журнал. 1993. -Т.29. -№5. - С.40-46.
- 232.Никаноров, А.М. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах / А.М. Никаноров – Л.:Гидрометеиздат, 1985. - 143 с.
- 233.Никаноров, А.М. Тяжелые металлы в организмах ветлендов России / А.М. Никаноров – С.-П.: Гидрометеиздат, 1993. - 282 с.
- 234.Мирсаидов, У.М. Радоновый мониторинг на территории Северного Таджикистана / У.М. Мирсаидов, Х.М. Назаров, Ш.Г. Шосафарова, М.М. Махмудова // Радиационная гигиена. 2020. -Т.13. -№1. - С.68-73.
- 235.Карташев, Н.П. Экспресс метод определения концентрации радия А и скрытой энергии в воздухе, содержащем радон / Н.П. Карташев. – Ядерно-геофизические исследования, 1967. -№6. - С.67.
- 236.Марков, К.П. Экспресс метод оценки радиационной опасности, связанные с наличием в воздухе дочерни продуктов радона / К.П. Марков, Н.В. Рябов, К.Н. Стась. – Атомная энергия, 1962. -Т.12. -Вып.4. - С.561.
- 237.Ратнер, А.П. Несколько замечаний о механизмах эманирования / А.П. Ратнер. – В кн.: Труды радиевого института. -Л. 1993. -Т.3. - С.124.
- 238.Старик, И.Е. Эманирующая способность минералов / И.Е. Старик, О.С. Маликова. – В кн.: Труды радиевого института. -Л. 1957. -Т.5. Вып.2. - С.116.
- 239.Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract. Tack groupon lung dynamics. - Health Phys.,1969. -V.2. - p.229.
- 240.РадиометррадонаРРА-01М-03: Руководствопоэксплуатации. – М.: Доза. 2006. - 35 с.
- 241.Методика экспрессного измерения ППР с поверхности земли с помощью радиометра радона типа РРА. – М.: ЦНИИ ГП «ВНИИФТРИ», 2006. - 20 с.

242.Методические рекомендации, методика выполнения измерения. Подготовка проб природных вод для измерения суммарной альфа- и бета-активности. – М.: НПП «Доза», 1997. - 24 с.

243.Крисюк, Э.М. Радиационный фон помещений / Э.М. Крисюк – М: Энергоатомиздат, 1989. - 128 с.

244.Новиков, Г.Ф. Радиоактивные методы разведки / Г.Ф.Новиков, Ю.Н.Капков – Л.: Недра, 1965. - 359 с.

245.Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий ОНД-86 – Л.: Гидрометиздат, 1987. - 45 с.

246.Бобоев, Б.Д. Современная радиационная ситуация Джаббор Расуловского района / Б.Д. Бобоев, Х.М. Назаров, К.А. Эрматов, Х. Муртазаев // Ученые записки ХГУ. Серия естественные и экономические науки. 2019. - №1(48). - С.68-73.

247.Проект отчета UMB/JSI. Наследие деятельности по добыче урана в Центральной Азии. Загрязнение, воздействие и риски. UMB: ISSN 0805. Таджикистан ПРООН. 2009. Урановые хвостохранилища в Республике Таджикистан.

248.Проблемы и пути их решения. ПРООН. Душанбе. Таджикистан. Отправлено для публикации. ПРООН Таджикистан. 2011. Восстановление и утилизация урановых отходов в Табошар и прилегающая территория в Таджикистане. ПРООН. Научный комитет ООН по воздействию атомной радиации. 2000.

249.Кранрод, С. Сравнительная дозиметрия радона и торона / С. Кранрод, Т. Исикава, С. Токонами, А. Соримачи, С. Шаньота, Н. Чанков // Радиационная защита. Дозиметрия.2010. -141(№4). - С.424-427.

250.Назаров, Х.М. Оценка потенциальной радиационной опасности хвостохранилища Дигмай (Таджикистан) для населения, проживающего вокруг него / Х.М. Назаров, К.А. Эрматов, С.М. Бахронов, С.Г. Мухамедова, У.М. Мирсаидов // Радиационная гигиена. 2019. -Т.12. -№1. - С.115-121.

251.Назаров, Х.М. Оценка радоноопасности территории Дигмайского хвостохранилища / Х.М. Назаров, Б.Д. Бобоев, К.А. Эрматов // XXI век. Техносферная безопасность. 2017. -Т.2. -№3. - С.44-48.

252.Мирсаидов, И.У. Радоновый мониторинг на территории Дж. Расуловского района Республики Таджикистан / И.У. Мирсаидов, Х.М. Назаров, Б.Д. Бобоев, К.А. Эрматов, А. Адхамов, М.З. Ахмедов, С.М. Бахронов // Известия АН Республики Таджикистан. 2017. -№1 (166). - С.88-93.

253.Мирсаидов, У.М. Радиационно-гигиенический мониторинг на объектах уранового наследия северного Таджикистана / У.М. Мирсаидов, М.З. Ахмедов, М.М. Махмудова, Ш.Г. Шосафарова // Материалы международной конференции «Сахаровские чтения 2019 года: экологические проблемы XXI века». – Минск: ИВЦ Минфина.2019. -Ч.2. - С.276-279.

254.Рабочие материалы. Региональный проект технического сотрудничества RER/9/086 //Безопасное управление отходами добычи и переработки, урановых руд в странах Центральной Азии. МАГАТЭ, Вена. 2009. - С.122-164.

255.Шумнова, Н.Н. Эманирование и диффузия радона в отдельностях горного массива и кусках отбитой руды. Материалы третьего отраслевого симпозиума по гигиене труда, радиационной безопасности / Н.Н. Шумнова – Санкт-Петербург. 1992. - С.55-56.

256.Крисюк, Э.М. Радиационный фон помещений / Э.М. Крисюк – М: Энергоатомиздат. 1989. – 87с.

257.Назаров, Х.М. Радиоэкология г.Истаравшана и его окрестностей / Назаров Х.М., Бобоев Б.Д., Муртазаев Х. // Доклады АН Республики Таджикистан. 2009. -Т.52.- №10. - С.793-796.

258.Назаров, Х.М. Уровень загрязнения радоном воздуха г. Истиклола республики Таджикистан / Назаров Х.М., Бобоев Б.Д., Хакимов Н., Рахматов Н.Н.// Доклады АН Республики Таджикистан. 2013. -Т.56. -№4. - С.334-337.

259.Назаров, Х.М. Концентрация радона в воздухе некоторых жилых и рабочих помещений гг. Чкаловска и Кайраккума / Назаров Х.М., Бобоев Б.Д., Хакимов Н., Эрматов К.А. // Доклады АН Республики Таджикистан. 2013. -Т.56. -№8. - С.639-642.

260.Назаров, Х.М. Рекомендации по уменьшению концентрации радона в воде родников и скважин Джаббор Расуловского района / Назаров Х.М., Бобоев Б.Д., Саломов Дж.А., Эрматов К.А., Миряхяев В.М. // Известия АН Республики Таджикистан. Отделение физико-математических, химических, геологических и технических наук. 2015. -№2 (159). - С.83-86.

261.Назаров, Х.М. Оценка радоноопасности территории Б.Гафуровского района Республики Таджикистан / Назаров Х.М., Эрматов К.А., Муминов С.В., Бахронов С.М., Мирсаидов И.У. // Доклады АН Республики Таджикистан. 2017. -Т.60. -№9. - С.452-455.

262.Назаров, Х.М. Содержание радона в воздухе Спитаменского района Республики Таджикистан / Назаров Х.М., Бобоев Б.Д., Эрматов К.А., Бахронов С.М., Муминов С.В. // Доклады АН Республики Таджикистан. 2018. -Т.61. -№3. - С.293-295.

263.Назаров, Х.М. Comparative Analysis of Radon Accumulation in Public Buildings of Different Class on the Example of Several Sogd Region Cities of Tajikistan (Сравнительный анализ накопления радона в общественных зданиях разного класса на примере нескольких городов Согдийской области Таджикистана) / Назаров Х.М., Мирсаидов У., Махмудова М.М., Мисратов Ж.А., Эрматов К.А., Ахмедов М.З. // Journal of Health and Environmental Research. 2021; -7 (3): -pp.122-125.

264.Назаров, Х.М. Assessment of the Potential Radiation Hazard of the Adrasman Tailing Dump (Tajikistan) for the Population Living Around It (Оценка потенциальной радиационной опасности хвостохранилища Адрасман (Таджикистан) для населения, проживающего вокруг него) / Мирсаидов У., Назаров Х.М., Бобоев Б.Д., Рахимбердиев Ш.А., Мухамедова С.Г., Ахмедов М.З. // Journal of Health and Environmental Research. 2022; 8(2): pp.151-158.

265.Назаров, Х.М. Естественные радионуклиды в почвах на территории ареала хвостохранилища “Адрасман” / Назаров Х.М., Ахмедов М.З., Рахимбердиев Ш, Мирсаидов У. // Доклады НАН Таджикистана. 2023. - Т.66. -№5-6.- С.331-336.

266.Назаров, Х.М. Сравнительная оценка распределения цезия-137 в почвенном покрове на территории Таджикистана / Мирсаидов У., Назаров Х.М., Ахмедов М.З., Рахимбердиев Ш.А., Мухамедова С.Г., Муминов С.В. // Радиация и риск. 2023. -Т.32. -№4. -С.24-34.

267.Назаров, Х.М. Оценка состояния бывших урановых объектов и текущей деятельности по их реабилитации / Назаров Х.М., Хакимов Н., Адхамов А., Мирсаидов И.У. // Матер. Межд. семинара «Урановое наследие Советского Союза в Центральной Азии: проблемы и решения». – Душанбе. АЯРБ. 2012. - С.51-57.

268.Назаров, Х.М. Радиационный мониторинг на территории города Гафуров / Назаров Х.М., Бобоев Б.Д., Хакимов Н., Баротов Б.Б., Мирсаидов У.М. // Матер. Респ. научно-практ. конф. «Проблемы материаловедения в машиностроении республики Таджикистан», посвящ. «Дню химика» и 80-летию со дня рождения д.т.н., профессора А.В.Вахобова – Душанбе. 2016. С.231-233.

269.Назаров, Х.М. Оценка радоноопасности территории Северного Таджикистана / Назаров Х.М., Мирсаидов У.М., Эрматов К.А., Бахронов С.М. // Матер. Межд. научно-практ. конф. «Актуальные вопросы радиационной гигиены». – Санкт-Петербург. 2018. - С.204-206.

270.Назаров, Х.М. Накопление радона в воздухе помещений общественных зданий в отдельных регионах Северного Таджикистана / Назаров Х.М., Мирсаидов У.М., Баротов Б.Б., Махмудова М.М., Эрматов К.А. // Сборник материалов – XVI-Нумоновских чтений «Достижение химической науки за 30 лет государственной независимости РТ», посвященной 75-летию Института химии имени В.И. Никитина НАНТ и 40-

летию лаборатории «Коррозионностойкие материалы». – Душанбе. ИХНАНТ. 2021. - С.26-28

271]Назаров, Х.М. Радиационная ситуация в посёлке Адрасман / Назаров Х.М., Бобоев Б.Д., Рахимбердиев Ш., Гафуров М.Н. // Сборник материалов – XVI-Нумоновских чтений «Достижение химической науки за 30 лет государственной независимости РТ», посвященной 75-летию Института химии имени В.И. Никитина НАНТ и 40-летию лаборатории «Коррозионностойкие материалы». – Душанбе. ИХНАНТ. 2021. - С.39-42.

272.Назаров, Х.М. Радоновый мониторинг питьевых вод некоторых районов северного Таджикистана / Назаров Х.М., Ахмедов М.З., Бобоев Б.Д., Рахматов Н.Н., Мирсаидов У.М., Ишратов Ш.Н. // Матер. Межд. научно-практ. конф. «Водная безопасность – основа устойчивого развития». – Душанбе, 2022. -Т.2. -№4. -Ч.2. - С. 172-176.

273.Назаров, Х.М. Содержание радона в воздухе жилых и общественных зданий города Бустон (Таджикистан) / Назаров Х.М., Бобоев Б.Д., Рахматов Н.Н., Гафуров М.А., Ахмедов М.З. // Матер. Респ. научно-практ. конф. XVII-Нумоновских чтений «Результаты инновационных исследований в области химических и технических наук в XXI веке». – Душанбе. 2022. - С.104-105.

274.Молчанов, А.М. Кинетическая модель иммунитета. Препринт Института прикладной математики АН СССР / А.М.Молчанов – М. 1970. - 31с.

275.Корн, Г.А. Справочник по математике для научных работников и инженеров / Г.А. Корн, Т.М. Корн – М.: Наука, 1974. - 232 с.

276. Защита атмосферы от промышленных загрязнений: Справ. изд. В 2-х ч. Ч.2. Пер. с англ. / Под ред. Калверта С., Инглунда Г.М. – М.: Металлургия, 1988. - 712 с.

277.Булашевич, Ю.П. Диффузия эманации в пористых средах / Ю.П. Булашевич, Р.К. Хайритдинов – М.: Изд. АН СССР, 1965. -№12. - С.208-214.

- 278.Тютюнова, Ф.И. Физико-химические процессы в подземных водах / Ф.И. Тютюнова – М.: Наука. 1976.
- 279.Санитарная охрана водозаборов подземных вод. – М.: Недра, 1987. - 215 с.
- 280.Материалы международной конференции «Ферганская долина: Основные проблемы техногенных наследий в Таджикистане». – Чкаловск, ГП «Востокредмет», 2005. - С.56-57.
- 281.Ковальский, В.В. Геохимическая экология /В.В.Ковальский – М.: Наука. 1974. - 271 с.
- 282.Упражнение к руководству пользователя «Ecolego» / Материалы рабочего Международного семинара. – Алма-Ата, 2009. - 22 с.
- 283.Syla, A. Air quality and characteristic size Distribution of atmospheric particles in mitrivica Kosova / A. Syla, A. Velicu, M. Musa, A. Bozaliu, Z. Imeri // Natura Montenegrina, Podgorica. 2004. -V.7. -№2. - P.457-464.
- 284.Геохимия тяжелых металлов в природных и техногенных ландшафтах. – М.: Изд. МГУ. 1983. - 216 с.
- 285.Котлов, Ф.В. Изменение геологической среды под влиянием деятельности человек / Ф.В. Котлов – М.: Недра. 1978. - 284 с.
- 286.Ковыршин, С.Г. Моделирование процессов атмосферной миграции радона / С.Г. Ковыршин, Н.И. Беззубов, З.А. Разыков, М.М. Юнусов // Материалы международной конференции «Ферганская долина: основные проблемы техногенных наследий урановое наследие в Таджикистане». – Кайраккум, 2005. – С.35-40.
- 287.Беззубов, Н.И. Экологические аспекты вторичной переработки радиоактивных отходов / Н.И. Беззубов, С.Г. Ковыршин, З.А. Разыков // Материалы II Республиканской научно-практической конференции «Использование современных технологий в переработке горных минералов в металлургии». – Чкаловск, ГМИТ, 2008. - С.22-30.

288.Ковыршин, С.Г. Применение метода математического моделирования для прогнозирования дозовых нагрузок при вскрытии хвостохранилищ радиоактивных отходов / С.Г. Ковыршин, Н.И. Беззубов, З.А. Разыков // Материалы II Республиканской научно-практической конференции «Использование современных технологий в переработке горных минералов в металлургии». – Чкаловск, ГМИТ, 2008. – С.62-72.

289.Ковыршин, С.Г. Обоснование адаптации нормативной модели к решению задач атмосферного распространения радиоактивного загрязнения / С.Г. Ковыршин, Н.И. Беззубов, З.А. Разыков, М.М. Юнусов // Доклады АН РТ. -Т.51. -№4. – С.295-298.

290.Ковыршин, С.Г. Программный комплекс “ECOLEGO” и его применение в решении задач радиационной экологии / С.Г. Ковыршин, Н.И. Беззубов, З.А. Разыков, Б.Г. Файзуллоев // Материалы научно-практической конференции «Единение нации. Развитие науки и техники». – Чкаловск, ГМИТ. 2009. - С.107-112.

291.Беззубов, Н.И. Об изотопных отношениях $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ в водах бассейна реки Сырдарья / Н.И. Беззубов, З.А. Разыков, С.Г. Ковыршин, Б.Г. Файзуллоев //Материалы научно-практической конференции «Единение нации. Развитие науки и техники». – Чкаловск, ГМИТ. 2009. - С.83-86.

292.Ковыршин, С.Г. Моделирование физико-химических процессов массопереноса загрязняющих веществ хвостохранилищ радиоактивных отходов / С.Г. Ковыршин, Н.И. Беззубов, З.А. Разыков, М.М. Юнусов // VI Нумановские чтения. – Душанбе. 2009. - С.185-188.

293.Беззубов, Н.И. Проблемы экологии при вскрытии хвостохранилищ радиоактивных отходов / Н.И. Беззубов, М.М. Юнусов, С.Г. Ковыршин, М.К. Хочиён // Горный журнал. 2009. -Вып.№8. - С.72-75.

294.Ковыршин, С.Г. Расчет радиационной нагрузки на окружающую среду при вскрытии хвостохранилищ радиоактивных отходов / С.Г. Ковыршин, Н.И. Беззубов, З.А. Разыков, М.М. Юнусов // Известия АН РТ. 2010. -№3 (140). - С.110-119.

295.Захарченко, Г.Л. Результаты радиационно-гигиенического мониторинга на территории Орловской области. / Г.Л.Захарченко // ШВсероссийская конференция с международным участием «Профилактическая медицина -2013». – Спб., 2013. - С.280-281.

296.Захарченко, Г.Л. Радиационная обстановка на территории Орловской области, подвергшейся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. / Г.Л.Захарченко // Радиационная гигиена. 2011. -Т.4. -№2. - С.120-124.

297.Захарченко, Г.Л. Состояние радиационной обстановки на территории Орловской области, подвергшейся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. / Г.Л.Захарченко, Е.Н.Переверзева, А.А.Васильев[и др.] // Радиационная гигиена. 2016. -Т.9. - №2. - С.56-62.

298.Чичура,Т.М. Радиационно-гигиенический мониторинг и оценка доз облучения населения, проживающего на радиоактивно-загрязненных территориях Тульской области. / Т.М.Чичура, А.Э.Ломовцев, А.Ю.Хожаинов // Радиационная гигиена. 2016. -Т.9. -№2. –С.63-68.

299.Trapeznikov, A. Radioactivepollutionofthe Obriversystemfrom Uralsnuclearenterprise «Mayak». / A.Trapeznikov, A.Aarkrog, V.Pozolotina [etal.] // J.Environ. Radioactivity. 1994. -V.2. - P.85-98.

300.Трапезников, А.В. Радиоэкологические исследования Обь-Иртышской речной системы на территории Ханты-Мансийск автономного округа /А.В.Трапезников, А.В.Коржавин, Н.Трапезникова [и др.]//Вопросы радиационной безопасности. 2009. -Спецвыпуск 1. - С.73-85.

301.Трапезников, А.В. Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем / А.В.Трапезников, В.Н.Трапезникова, А.В.Коржавин, В.Н.Николкин. – Екатеринбург: Академ наука, 2016. -Т.1. 496с.

302.Трапезников, А.В. Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем / А.В. Трапезников, В.Н. Трапезникова, А.В. Коржавин, В.Н. Николкин. – Екатеринбург: Академ наука, 2016. -Т.II. - 480 с.

303.Трапезников, А.В. Радиационно-гигиеническая оценка содержания и распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в ихтиофауне Обь-Иртышской речной системы / А.В.Трапезников, В.Н.Николкин, А.В.Коржавин, В.Н.Трапезникова // Радиационная гигиена. 2019. -Т.12. -№3. - С.16-26.

304.Заряева, Е.В. Гигиеническая оценка радиационного фактора на территории в Воронежской области. / Е.В.Заряева, М.К.Кузмичев // Вестник новых медицинских технологий. 2011. -Т.18. -№2. - С.478-480.

305.Заряева, Е.В. Вклад рентгено-диагностических процедур в коллективную суммарную дозу облучения населения Воронежской области / Е.В.Заряева, М.К.Кузмичев // Ученые записки Орловского государственного университета. 2011. -№5. - С.9-13.

306.Шацкий, И.Г. Оценка доз медицинского облучения при рентгенографических стоматологических исследованиях / И.Г. Шацкий // Радиационная гигиена. 2019. -Т.12. -№3. - С.69-77.

307.Хакимова, Н.У. Мониторинг индивидуальных доз облучения сотрудников рентгенкабинетов стоматологических поликлиник г. Душанбе Республики Таджикистан. / Н.У.Хакимова, Е.Ю.Мальшева, Ш.Г.Шосафарова, У.М.Мирсаидов // Радиационная гигиена. 2016. -Т.9. -№1. - С.58-60.

308.Хакимова, Н.У. Сравнительный анализ внешнего облучения различных профессиональных групп медперсонала г.Душанбе Республики Таджикистан. / Н.У.Хакимова, Е.Ю.Мальшева, Ш.Г.Шосафарова, У.М.Мирсаидов // Радиационная гигиена. 2019. -Т.12. -№4. - С.78-81.

309.Мирсаидов, У.М. Радиационно-гигиенический мониторинг на объектах уранового наследия северного Таджикистана. / У.М.Мирсаидов, М.З.Ахмедов, М.М.Махмудова, Ш.Г.Шосафарова // XIX Международная

научная конференция «Сахаровские чтения 2019 года: экологические проблемы XXI века». – Минск, Республика Беларусь, 2019. - Ч.2. - С.276-279.

310.Сузыко, О.В. Поступление ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвы культур из торфяных почв отдалённый период после аварии / О.В. Сузыко, П.В. Арастович, Н.В. Головешкин // VII Международная научная конференция «Сахаровские чтения 2007 года: экологические проблемы XXI века». – Минск, МГЭУ им.Сахарова, 2007. - С.180.

311.Гуланов, А.В. Динамика содержания ^{137}Cs в мышечной ткани наиболее распространённых видов диких копытных / А.В. Гуланов // VII Международная научная конференция «Сахаровские чтения 2007 года: экологические проблемы XXI века». – Минск, МГЭУ им.Сахарова, 2007. - С.154.

312.Жевнеров, С.П. Особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr на территории Республики Беларусь после аварии на ЧАЭС / С.П. Жевнеров, М.Г. Герменчук, Ю.Н. Госинов, М.А. Подгайская // VII Международная научная конференция «Сахаровские чтения 2007 года: экологические проблемы XXI века». – Минск, МГЭУ им.Сахарова, 2007. - С.157.

313.Зарубина, Н.Е. особенности сезонного накопления ^{137}Cs грибами на территориях, загрязнённых в результате аварии на ЧАЭС // VIII Международная научная конференция «Сахаровские чтения 2007 года: экологические проблемы XXI века». – Минск, МГЭУ им.Сахарова, 2007. – С.158.

314.Калинин, В.Н. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в мёде Белорусской части зоны отчуждения ЧАЭС // В.Н. Каланин, В.Н. Забродский, В.И. Садчиков // XVIII Международная научная конференция «Сахаровские чтения 2018 года: экологические проблемы XXI века». – Минск, МГЭУ им.Сахарова, 2018. - Ч.2. - С.211.

315.Кадчиков, В.И. Накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr в органических тканях волка, обитающего в Белорусской части зоны отчуждения ЧАЭС // В.И.Кадчиков, В.Н.Забродский, В.Н.Каланин // XVIII Международная

научная конференция «Сахаровские чтения 2018 года: экологические проблемы XXI века». – Минск, МГЭУ им.Сахарова, 2018. -Ч.2. -С.236.

316.Абдушукуров, Д.А. Особенности распределения радиоактивных изотопов в горных и предгорных районах Центрального Таджикистана / Д.А. Абдушукуров, Д.М. Абдусаидов, А.А. Джураев, З.В. Кобулиев / Вестник КРСУ. 2018. -Т.18. -№2. - С.101-107.

317.Буриев, Н.Н. Исследование образцов мха при изучении процесса осаждения техногенных радионуклидов в условиях высокогорья. / Н.Н. Буриев, Н.Т. Буриев, Т.А. Хасанов // Символ науки. 2016. -№9. - С.10-12.

318.Буриев, Н.Н. Особенности осаждения техногенных радионуклидов в условиях высокогорья и их миграция в пищевые дикорастущие растения / Н.Н. Буриев, Н.Т. Буриев, Т.А. Хасанов / Символ науки. 2016. -№8. - С.9-11.

319.Буриев, Н.Н. Оценка скорости осаждения техногенных радионуклидов в условиях высокогорья / Н.Н. Буриев, Н.Т. Буриев, Т.А. Хасанов // Символ науки. 2016. -№8. - С.12-14.

320.Рахимова, Н.Н. Миграционные способности радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных типах почв / Н.Н. Рахимова, И.В. Ефремов, Е.Л. Горшенина // Вестник Оренбургского государственного университета. 2015. - №10. - С.412-415.

321.Абдуллоев, С.Ф. Комплексные исследования пыльных и газовых примесей в аридных зонах и их влияния на региональный климатический режим юго-восточной части Центральной Азии: автореф. дис ... д-ра физ.-мат. наук / С.Ф. Абдуллоев. – Санкт-Петербург, 2014.

322. Кодырова, Х.М. Анализ почв и атмосферного пылевого аэрозоля Таджикистана / Х.И. Кодырова, Б.И. Назаров, С.Ф. Абдуллоев // Доклады АН Республики Таджикистан. 2015. -Т.58. -№9. - С.819-826.

323.Жук, И.В. Радон в воздухе жилых помещений на территории Беларуси / И.В. Жук, А.А. Сафронова, М.В. Конопелько //

XIXМеждународная научная конференция «Сахаровские чтения 2019 года: экологические проблемы XXI века». – Минск, 2019. Ч.2. - С.256-259.

324.Gruber, V. The european map of the geogenic radon potential / V.Gruber, P.Bossew, M.DeCort, T.Tollefsen // J. Radiol. Prot. 2013. -V.33. -№1. - P.51-60.

325.Neznal, M. The new method for Assessing the Radon Risk of Building Sites. / M.Neznal, M.Neznal //Czech Geological Survey Special Papers. 2004. - V.16. - P.7-47.

326.Matiullah, M.F. Radon exhalation and its dependence on moisture content from samples of soil and building materials / M.F.Matiullah //Radiation Measurements. 2008. -V.43. - P.157-169.

327.Ryzhakova, N.K. A new method for estimating the coefficients of diffusion and emanation of radon in the soil / N.K.Ryzhakova //Journal of Environmental Radioactivity. 2014. -V.135. - P.63-66.

328.Meyer, W. Impact of constructional energy saving measures on radon levels indoors / W.Meyer // Indoor air. 2019. -V.29. - P.680-685.

329.Collignan, B. Relationships between indoor radon concentrations, thermal retrofit and dwelling characteristics / B.Collignan, E.L.Ponner, C.Mandin //J.Environ. Radioact. 2016. -V.165. - P.124-130.

330.Fojtikova, I. Influence of energy-saving measures on the radon concentration in some kindergartens in the Czech Republic / I.Fojtikova, K. Navratilova, K. Rovenska // Radiat. Prot. Dosimetry. 2014. -V.160. - P.149-153.

331.Radiation protection and the management of radioactive waste in the oil and gas industry: Safety Report Series №34. – IAEA, 2003.

332.Extent of environmental contamination by naturally occurring radioactive material (NORM) and technological options for mitigation: Technical reports series №419. – Vienna, 2004.

333.Assessing the need for radiation protection measures in work involving minerals and raw material: Safety Report Series №49. – IAEA, 2006.

334.Radiation protection and NORM residue management in the zircon and zirconia industries: Safety Report Series, №51. – IAEA, 2007.

Список публикаций соискателя по теме диссертации:

1-А.Тиллобоев, Х.И. Радиация и экология. Монография / Х.И. Тиллобоев, Н.И. Беззубов, С.К.Ходжиев – Издательский дом: LAP LAMBERT Academic Publishing. 2012. – 102 с.

2-А.Бободжонова, З.Х. Особенности распределения тяжелых металлов в водных системах Северного Таджикистана и их очистка. Монография / З.Х. Бободжонова, Х.М. Назаров, Х.И. Тиллобоев – Худжанд: Нури маърифат. 2021. – 120 с.

3-А.Ёкубова, Д.М. Комплексное изучение физико-химических методов контроля массопереноса тяжёлых металлов окружающей среды в пределах северного Таджикистана. Монография / Д.М. Ёкубова, Д.А. Муротова, Х.И. Тиллобоев – Худжанд: Нури маърифат. 2023. – 160 с.

4-А.Юнусов, М.М. Физико-химическая характеристика отходов Дигмайского хвостохранилища / М.М. Юнусов, Н.И. Беззубов, С.Г. Кавыршин, Х.И. Тиллобоев // Доклады АН Республики Таджикистан. 2007. Т.50. №6. – С.527-532.

5-А.Тиллобоев, Х.И. Экологические аспекты хвостохранилищ радиоактивных отходов / Х.И. Тиллобоев, Н.И. Беззубов // Доклады АН Республики Таджикистан. 2007. Т.50. №8 – С.672-676.

6-А.Тиллобоев, Х.И. О биогеохимических исследованиях в районе Дигмайского хвостохранилища / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, Н.И. Беззубов // Доклады АН Республики Таджикистан. 2008. Т.52. №9. – С.665-670.

7-А.Юнусов, М.М. Влияние ферросплавов на окружающую природную среду / М.М. Юнусов, Н.И. Беззубов, Х.И. Тиллобоев // Доклады АН Республики Таджикистан. 2008. Т.51. №9. – С.696-700.

8-А.Ковыршин, С.Г. Выбор оптимальной модели распределения концентрации радона на примере Дигмайского хвостохранилища / С.Г. Кавыршин, З.А. Разыков, М.М. Юнусов, Н.И. Беззубов, Х.И. Тиллобоев // Горный журнал. 2009. №12. – С.59-62.

9-А.Тиллобоев, Х.И. О биогеохимических исследованиях в районе Дигмайского востохранилища / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, Н.И. Беззубов // Известия АН Республики Таджикистан. 2009. №3 (136). - С.44-49.

10-А.Тиллобоев, Х.И. Методы контроля массопереноса радона в нейтральных грунтах мелкой фракции на хвостохранилище радиоактивных отходов / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, С. Абдурахимов, Ф.Х. Очилова // Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2011. №4 (19). – С.137-142.

11-А.Тиллобоев, Х.И. Миграция радона на территории Дигмайского хвостохранилища и параметры консервирующего слоя радиоактивных отходов / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, С. Абдурахимов // Ученые записки. Естественныеиэкономическиенауки. 2011. №4(19). –С.153-157.

12-А. Skipperud, L. Environmental impact assessment of radionuclide and metal contamination at the former U sites Taboshar and Digmai, Tajikistan / L. Skipperud, G. Strømman, M. Yunusov, P. Stegnar, B. Uralbekov, H. Tilloboev, G. Zjazjev // Journal of Environmental Radioactivity. Received 17 November 2013 Received in revised form Department of Plant and Environmental Sciences, Norway, 2013. –P.50-62.

13-А. Lespukh, E. Assessment of the radiological impact of gamma and radon dose ratesat former U mining sites in Tajikistan / E. Lespukh, P. Stegnar, M. Yunusov, H. Tilloboev, G. Zyazev // Journal of Environmental Radioactivity. Received 17 November 2013Received in revised form Department of Plant and Environmental Sciences, Norway, 2013.–P.148-155.

14-А.Тиллобоев, Х.И. Результаты комплексного гидрохимического исследования биогеохимического обследования загрязнений окружающей

среды / Х.И. Тиллобоев, Д. Ёкубова, Х. Хасанзода // Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2015. №1 (32). – С.110-116.

15-А.Тиллобоев, Х.И. Химический состав природных вод и экологическое состояние очистных сооружений города Худжанда/ Х. Тиллобоев // Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2015. №2 (33). –С.69-72.

16-А.Тиллобоев, Х.И. Исследование загрязнений атмосферного воздуха в Согдийской области / Х.И. Тиллобоев, Ф. Очилова, Б. Рахимов, С. Алиев // Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2016. №1 (36). – С.22-28.

17-А.Тиллобоев, Х.И. Результаты гидрохимических исследований в районе Б.Гафурова / Х.И. Тиллобоев, Н. Джабборов, М. Нурмадов, Д. Темирзода // Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2016. №4 (39). – С.143-146.

18-А.Тиллобоев, Х.И. Экспериментальное исследование и расчет процесса эксхалации радона в различных средах / Х.И. Тиллобоев, М. Юнусов, А. Давлатзода // Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2018. №4 (47). – С.54-60.

19-А.Тиллобоев, Х.И. Присутствие и особенности тяжелых металлов в составе природных вод / Х.И. Тиллобоев, М. Юнусов, О. Ибодуллоев // Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2018. №4 (47). – С.61-64.

20-А.Назаров, Х.М. Содержание изотопов ^{210}Po и ^{210}Pb в воде искусственного озера г.Истиклола Республики Таджикистан и их бионакопление в организме рыб / Х.М. Назаров, В.М. Миряхьяев, Х.И. Тиллобоев, М.М. Махмудова, У.М. Мирсаидов // Радиационная гигиена. 2019. Т.12. №2 (спецвыпуск). – С.50-53.

21-А.Назаров, Х.М. Содержание тяжелых металлов в воде и донных отложениях реки Сырдарьи (в пределах Северного Таджикистана) / Х.М.

Назаров, Х.И. Тиллобоев, В.М. Миряхъяев // Ученые записки ХГУ. Серия естественные и экономические науки. 2019. №3(50). – С.94-97.

22-А.Назаров, Х.М. Композиция для покрытия поверхности радиоактивного хвостохранилища / Х.М. Назаров, Д.И. Мирзоев, Х.И. Тиллобоев, Б.Д. Бобоев // Учёные записки ХГУ. Серия естественные и экономические науки. 2020. №4(55). – С.48-52.

23-А.Тиллобоев, Х.И. Биоаккумуляция урана и некоторых тяжелых металлов в растениях / Х.И. Тиллобоев, Х.М. Назаров, З.Х. Бободжонова // Ученые записки ХГУ. Серия естественных и экономических наук. 2021. №2 (57). – С.95-98.

24-А.Тиллобоев, Х.И. Динамика изменений гидрохимических характеристик Адрасманской водной системы в условиях антропогенной нагрузки / Х.И. Тиллобоев, Р.О. Азизов, Д.А.Муротова // Водные ресурсы энергетика и экология. Институт водных проблем, гидроэнергетики и экологии НАНТ. 2021. Т.1. №4. – С.89-93.

25-А.Тиллобоев, Х.И. Исследование физико-химических показателей загрязнения природных вод тяжелыми металлами в пос. Адрасман / Х.И. Тиллобоев, Р.О. Азизов, Д.А. Муротова // Водные ресурсы энергетика и экология. Институт водных проблем, гидроэнергетики и экологии НАНТ. 2022. Т.2. №1. – С.111-117.

26-А.Тиллобоев, Х.И. Исследование химического состава и динамики содержания тяжелых металлов в реке Сырдарья / Х.И. Тиллобоев, Н. Бобоназарова, М. Косимова, С. Лакимова // Водные ресурсы энергетика и экология. Институт водных проблем, гидроэнергетики и экологии НАНТ. 2022. Т.2. №2. – С.87-94.

27-А.Тиллобоев, Х.И. Тяжелые металлы как фактор загрязнения водной среды в поселке Адрасман северного Таджикистана / Х.И. Тиллобоев, Д.А. Муротова, Р.О. Азизов, С.Қ. Шарифов // Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2022. Т.62. №3. – С.94-99.

28-А.Тиллобоев, Х.И.Физико-химические и гидрологические исследования загрязнений природных вод на примере реки Сырдарьи / Х.И. Тиллобоев, Д.М. Ёкубова, М.М. Мухидинова //Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2022. Т.61. №2. – С.68-72.

29-А.Тиллобоев, Х.И. Использование нормативной модели для исследования распространения радиоактивного загрязнения атмосферы / Х.И. Тиллобоев, М.М. Мухидинова //Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2023. Т.64. №1. – С.59-64.

30-А.Тиллобоев, Х.И. Поиск и анализ процесса излучения изотопов радона в различных экологических средах / Х.И. Тиллобоев,З.Х.Бободжонова // Ученые записки ХГУ. Естественных и экономических наук. 2024. Т. 69. №2. – С. 49-55.

31-А.Тиллобоев, Х.И.Радионуклидный состав и геохимическая характеристика радиоактивных отходов уранового производства / Х.И. Тиллобоев // Ученые записки ХГУ. Естественных и экономических наук. 2024. Т. 68. №1. – С.145-149.

32-А.Тиллобоев, Х.И. Исследование содержания радионуклидов в почвах на территории Дигмайского хвостохранилища / М.З.Ахмедов, И.Мирсаидзода, Х.И.Тиллобоев, М.М.Исмайтинов, Х.М.Назаров // Известия НАН Таджикистана. 2024. №1 (194). – С.100-107.

33-А.Тиллобоев, Х.И. Эффективность применения сорбентов для очистки воды от ионов тяжелых металлов / Х.И.Тиллобоев, М.М. Шокиров, У.Х Усмонова, М.Н. Муминова., З.Х. Бобочонова // Вестник Бохтарского государственного университета имени Носира Хусрава. Серия естественных наук 2024. №2/3 (126). – С.84-88.

34-А.Тиллобоев, Х.И. Таҳқиқи сифати оби Сирдарё аз рӯи нишондиҳандаҳои микробиологӣ / Х.И. Тиллобоев, Ҳ.Ш. Атабекова, Ш.Н.Маликисломова //Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2024. Т. 71. №4. – С. 35-39.

35-А.Абдуллозода, С.Ф.Исследование степени загрязненности воздушной среды мелкодисперсной пылью природного и техногенного происхождения на примере г.Худжанда/ С.Ф. Абдуллозода,Х.И. Тиллобоев, Р.А.Джураева //Ученые записки. Естественные и экономические науки. 2025. Т. 72. №1. – С. 23-29.

36-А.Тиллобоев, Х.И. Сифати обҳои захиравии фаромарзи дар вилояти Суғд / Х.И.Тиллобоев, Х.М.Назаров, И.М.Ишратов, Ф.З.Шафиев, И.Мирсаидзода // Вестник Бохтарского государственного университета имени Носира Хусрава. Серия естественных наук 2025. № 2/1 (132). – С. 69-71.

37-А.Тиллобоев, Х.И. Характеристика опытного участка в Б. Гафуровском районе / Х.И. Тиллобоев // Материалы 2-го конференции ученых и молодых специалистов, посвященный у дню молодежи. – Худжанд. 1999. – С.56-59.

38-А.Тиллобоев, Х.И. Морфологические особенности серо-бурых каменистых почв Северного Таджикистана / Х.И. Тиллобоев // Материалы научно-практической конференции молодых ученых к 60-летию Ленинадской области. – Худжанд. 2000. – С.95-96.

39-А.Тиллобоев, Х.И. Тиллобоев Х.И. Морфологические и агрофизические особенности серо-бурых каменистых почв Северного Таджикистана / Х.И. Тиллобоев // Материалы научно-практической конференции молодых ученых. – Душанбе. 2000. – С.65-66.

40-А.Разыков, З.А. Геоботанический метод исследований радиоактивных загрязнений / З.А. Разыков, М.М. Юнусов, Н.И. Беззубов, С.Г. Кавыркин, Х.И. Тиллобоев //Материалы III- Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы урановой промышленности». – Алма-Аты. Казахстан. 2004. – С.92-95.

41-А.Тиллобоев, Х.И. Результаты биогеохимических исследований в районе Дигмайского хвостохранилища / Х.И. Тиллобоев, З.А. Разыков, М.М. Юнусов // Материалы Международной конференции. Ферганская долина:

основные проблемы техногенных наследий урановое наследие в Таджикистане. – Кайраккум. Таджикистан. 2006. –С.30-35.

42-A.Ynusov, M.M. Rehabilitation of uranium mines in northern Tajikistan Nuclear Risk in Central Azia / M.M. Ynusov, Z.A. Razikov, N.I. Bezzubov, N.I.Tilloboev // Springer Science Bisness Media B.V. 2008. - P.69-76.

43-А.Тиллобоев, Х.И. Результаты исследований по моделированию процесса диффузии радона в нейтральном консервирующем слое / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, Н.И. Беззубов // Материалы II-Республиканской научно-практической конференции «Использование современных технологии в переработке горных минералов и металлургии». – Чкаловск. Таджикистан. 2008. – С.85-90.

44-А.Тиллобоев, Х.И. Биогеохимический мониторинг техногенных загрязнений / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, З.А. Разыков // Материалы II-Республиканской научно-практической конференции «Использование современных технологии в переработке горных минералов и металлургии». – Чкаловск. Таджикистан. 2008. – С.90-98.

45-А.Тиллобоев, Х.И. Миграция радона в нейтральных средах различного гранулометрического состава / Х.И. Тиллобоев, Б.Г. Файзуллаев, М.М. Юнусов, Н.И. Беззубов // Материалы III- Республиканской научно-практической конференции «Использование современных технологий в переработке горных минералов и металлургии». – Чкаловск. Таджикистан. 2009. – С.122-126.

46-А.Тиллобоев, Х.И. Результаты биогеохимических исследований в СЗЗ Дигмайского хвостохранилища / Х.И. Тиллобоев, Б.Г. Файзуллаев, М.М. Юнусов, Н.И. Беззубов // Материалы VI Нумановское чтение. - Душанбе. Таджикистан. 2009. – С.24-25.

47-А.Тиллобоев, Х.И. Моделирование физико-химического процесса миграции радиоактивных веществ с территории хвостохранилищ уранового производства / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, Н.И. Беззубов, С.Г.

Ковыршин / Материалы Международной практической конференции «Инжиниринговая система 2009». – Москва. Россия. 2009. – С.78-80.

48-А.Тиллобоев, Х.И. Определение параметров защитного покрытия хвостохранилищ радиоактивных отходов / Х.И. Тиллобоев, С.Г. Ковыршин, Н.И. Беззубов, З.А. Разыков / Материалы республиканской конференции «Актуальные проблемы преподавания естественных и технических наук в средних и высших школах». – Худжанд. Таджикистан. 2010. – С.128-133.

49-А.Тиллобоев, Х.И. Биогеохимические исследования растений-индикаторов, накопителей тяжелых и токсичных элементов на примере Полынь железистая (*Artemisiaglanduligera*) / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, С. Абдурахимов, Ф.Х. Очилова, М.Х. Аминов / Материалы IV Международной конференции «Экология и биоразнообразие». – Куляб. Таджикистан. 2011. – С.158-161.

50-А.Тиллобоев, Х.И. Миграционные свойства радиоактивных газов в консервирующем слое на территории Дигмайского хвостохранилища Таджикистана / Х.И. Тиллобоев, М.Х. Аминов, Н.Н. Боисов / Материалы VII Международной конференции «Перспективные разработки науки и техники». – Польша. 2011. – С.66-69.

51-А.Тиллобоев, Х.И. Результаты гидрогеохимических исследований в районе Дигмайского хвостохранилища / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, М.А. Дадобоев, Н.Н. Боисов / Материалы VIII Международной конференции «Модели и новейшие разработки техники». – Болгария. 2012. – С.67-70.

52-А.Тиллобоев, Х.И. Механизм массопереноса радионуклидов в почве и хранилищ радиоактивных отходов / Х.И. Тиллобоев, Н.И. Беззубов, Ф.Х. Очилова / Материалы Международной научно-практической конференции «Физика, химия, биология: актуальные проблемы». – Новосибирск. Россия. 2012. – С.35-42.

53-А.Тиллобоев, Х.И. Опыт гидрохимических и гидродинамических исследований в районе Дигмайского хвостохранилища / Х.И. Тиллобоев, Т.Х. Джумаев, О.Ф. Джураев, З.Х. Тиллобоева // Материалы V Студенческой

международной научно-практической конференции «Научное сообщество студентов XXI столетия». – Новосибирск. Россия. 2012. – С.106-116.

54-А.Тиллобоев, Х.И. Роль радиоактивных изотопов в метаморфизации растительных организмов / Х.И. Тиллобоев, Х. Муртазоев / Материалы II Международного Симпозиума «Возобновляемая энергия и энергосберегающие технологии». – Худжанд. Таджикистан. 2012. – С.216-220.

55-А.Тиллобоев, Х.И. Влияние радиоактивных отходов на окружающую среду / Х.И. Тиллобоев / Материалы Республиканской научно-практической конференции «Защита окружающей среды долг каждого гражданина». – Худжанд. Таджикистан. 2012. – С.35-37.

56-А.Тиллобоев, Х.И. Изотопный состав $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ в водах реки Сырдарьи / Х.И. Тиллобоев, Ф.Х. Очилова, Н.Н. Боисов / Материалы V Международной научно-практической конференции «Экологические проблемы природных и урбанизированных территорий». – Астрахань. Россия. 2012. – С.160-163.

57-А.Тиллобоев, Х.И. Опыт биогеохимических исследований окружающей среды в районе расположения промзонны / Х.И. Тиллобоев / Материалы научно-практической конференции «80-летию ХГУ». – Худжанд. Таджикистан. 2012. – С.57-60.

58-А.Тиллобоев, Х.И. Выбор рационального параметра элементов загрязнителей в районе расположения промзонны / Х.И. Тиллобоев, Ф.Х. Очилова / Материалы XI Международной конференции «Проблемы урбанизированных территории». – Чехия. 2012. – С.115-18.

59-А. Тиллобоев, Х.И. Выбор рационального параметра усвоения химических элементов / Х.И. Тиллобоев, М.И. Сабуров, З.Х. Тиллобоева, Р. Муродова // Материалы V Международной научно-практической конференции «Экологические особенности биоразнообразия». – Худжанд. Таджикистан. 2013. – С.160-163.

60-А. Тиллобоев, Х.И. Механизм миграции радионуклидов в почве и хранилищах радиоактивных отходов / Х.И. Тиллобоев, М.И. Сабуров, З.Х. Тиллобоева, Р. Муродова // Материалы V Международной научно-практической конференции «Экологические особенности биоразнообразия». – Худжанд. Таджикистан. 2013. – С.163-165.

61-А. Юнусов, М.М. Комплексное гидролого-гидрогеологическое обследование загрязнения окружающей среды на основе системы мониторинга / М.М. Юнусов, Х.И. Тиллобоев, З.Х. Тиллобоева // Материалы II Международной научно-практической конференции «Развитие естественных наук в Европе». – Штутгарт, Германия. 2013. – С.112-117.

62-А.Аминов, М.Х. Присутствие и особенности перемещения радиоактивных и тяжелых элементов в экосистеме Дигмайского хвостохранилища / М.Х. Аминов, З.Х. Тиллобоева, Х.И. Тиллобоев // Материалы Международной научно-практической конференции «Фундаментальные и прикладные исследования, новое слово в науке». – Москва. Россия. 2013. – С.312-323.

63-А.Тиллобоев, Х.И. Биогеохимическое опробование в системе «хвостохранилища-почва- растение» / Х.И. Тиллобоев, М.И. Сабуров, И.У. Усманов, М.А. Дадобоев / Материалы IX Международной практической конференции «Современные достижения науки». – Чехия. 2013. – С.85-89.

64-А. Тиллобоев, Х.И. Радионуклиды и тяжелые металлы в воде / Х.И. Тиллобоев, Э.А. Эргашева / Материалы Международной научно-практической конференции «Тенденция развития естественных и математических наук». – Новосибирск. Россия. 2013. – С.116-121.

65-А.Тиллобоев, Х.И. Гидрогеологическое обследование загрязнения бассейна реки Сырдарья / Х.И. Тиллобоев, М.И. Сабуров / Материалы Республиканской научной конференции «Химия технология и экология воды». – Душанбе. Таджикистан. 2013. – С.123-124.

66-А.Тиллобоев, Х.И. Распространения радионуклидов в водной среде / Х.И. Тиллобоев, М. Дадобоев /Материалы Республиканской научной

конференции «Вода основной источник энергии». – Душанбе. Таджикистан. 2013. – С.114-116.

67-А.Тиллобоев, Х.И. Гидрогеологическое обследование загрязнения окружающей среды на основе системы мониторинга / Х.И. Тиллобоев, М.Н. Боисов /Материалы Республиканской научной конференции «Вода основной источник энергии». – Душанбе. Таджикистан. 2013. – С.97-99.

68-А.Тиллобоев, Х.И. Расчеты радиационной нагрузки эмманационно-трековым методом / Х.И. Тиллобоев, Д. Гуфронов / МатериалыIX Международной научно-практической конференции «Фундаментальные и прикладные исследования: проблемы и результаты». – Новосибирск. Россия. 2013. – С.118-125

69-А.Тиллобоев, Х.И. Оценка влияния радиационно-опасных объектов на природную среду / Х.И. Тиллобоев, И.У. Мирсаидов / Материалы Международной научно-практической конференции «Инновация в науке и технике вопросы медицины, биологии и тех.наук». – Москва. Россия. 2014. – С.69-71.

70-А.Тиллобоев, Х.И. Распространение радионуклидов в водной среде / Х.И. Тиллобоев, Ф. Очилова, Н. Боисов /Материалы Республиканской научно-практической конференции «Вода для жизни». – Душанбе. Таджикистан. 2015. – С.47-49.

71-А.Тиллобоев, Х.И.Гидрогеологическое обследование загрязнение окружающей среды на основе системы мониторинга / Х.И. Тиллобоев, Э. Эргашева, М. Дадобоев / Материалы Республиканской научно-практической конференции «Вода для жизни». – Душанбе. Таджикистан. 2015. – С.51-53.

72-А.Тиллобоев, Х.И.Использование гидрохимических данных для решения экологических проблем города Худжанда / Х.И. Тиллобоев, Ф.Х. Очилова, З.Х. Бободжонова // Материалы Международной научно-практической конференции посвящённой “55-летию д.х.н., профессора, член-корр. АН РТ Куканиева М.А.” – Душанбе. Таджикистан. 2015. –С.171-173.

73-А.Тиллобоев, Х.И. Гидрохимическое обследование загрязнение окружающей среды / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, М.И. Сабуров / МатериалыМеждународнойнаучно-практической конференции посвящённые “55-летию д.х.н., профессора, член-корр. АН РТ Куканиева М.А.” – Душанбе. Таджикистан. 2015. –С.173-174.

74-А.Тиллобоев, Х.И.Исследование дочерних продуктов распада радона ва различных средах /Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, З.Х. Бободжонова //Материалы Международной научно-практической конференции посвящённой “55-летию д.х.н., профессора, член-корр. АН РТ Куканиева М.А.” – Душанбе. Таджикистан. 2015. – С.174-176.

75-А.Тиллобоев, Х.И. Гидрохимическое обследование загрязнение окружающей среды / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, М.И. Сабуров / МатериалыМеждународнойнаучно-практической конференции «1150-летию персидско-таджикского алхимика и философа Абубакра Мухаммад ибн Закария Рази. – Душанбе. Таджикистан. 2015. – С.172-173.

76-А.Тиллобоев, Х.И. Радиоактивные изотопы естественная составляющая загрязнение природной среды / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов / Материалы Международной научно-практической конференции «Десятилетию действий вода для жизни». – Чкаловск. Таджикистан. 2015. – С.40-43.

77-А.Тиллобоев, Х.И. Таджикоти гидрохимияви дар обхавзаи Кайрокуми хурд / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, З.Х. Бободжонова // Материалы Международной научно-практической конференции, посвященной «25 летию независимости Республики Таджикистан». – Чкаловск, Таджикистан. 2016. – С.61-64.

78-А.Тиллобоев, Х.И. Метод расчета радиационной нагрузки на население и природную среду / Х.И. Тиллобоев, З.Х. Бободжонова, М.М. Юнусов // International Symposium KSCMBS-2016 Khujand Symposium on Compututational Meterals Biological Scienes, 2016. – P.112-114.

79-А.Бободжонова, З.Х. Хусусиятҳои ба организм манфиатбахши газҳои радиофаъоли радон дар мисоли чашмаҳои шифобахши Тоҷикистон / З.Х. Бободжонова, Н. Чабборова, Х.И. Тиллобоев // International Symposium KSCMBS-2016 Khujand Symposium on Computational Materials Biological Sciences, 2016. – P.116-118.

80-А.Тиллобоев, Х.И.Бионакопление изотопов урана в водных объектах северного Таджикистана / Х.И. Тиллобоев, М. Юнусов / МатериалыXIII Международной научно-практической конференции «Экология. Радиация. Здоровье». – Семей. 2017. – С.174-175.

81-А.Тиллобоев, Х.И.Опыт биогеохимических исследований в окружающей среде / Х.И. Тиллобоев, М. Юнусов, М. Собиров / МатериалыXIII Международной научно-практической конференции «Экология. Радиация. Здоровье». – Семей. 2017. – С.154-155.

82-А.Тиллобоев, Х.И. Аспекты изучения и оценка качества вод водохранилища г.Гулистон / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов / Материалы Международного семинара на тему «Управление водными ресурсами и современные технологии очистки воды». – Бустон. Таджикистан. 2018. – С.123-125.

83-А.Бободжонова, З.Х. Изучение распространения и миграции радионуклидов в водной среде / З.Х. Бободжонова, Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов // Маҷиди конференсияи ҷумҳуриявӣ илмӣ-назариявӣ таҳти унвони «Масъалаҳои рушди илм дар мактабҳои оли». – Бустон, Тоҷикистон. 2019. – С.45-49.

84-А.Тиллобоев, Х.И. Методика измерения радона в водной среде и рекомендации по уменьшению его концентрации в воде / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, З.Х. Бободжонова // Маҷиди конференсияи байналмилалӣ илмӣ-назариявӣ «Омилҳои гидроиклимии истифодаи захираҳои оби Осиёи Марказӣ» бахшида ба 30-солагии Истиқлолияти давлатӣ ҚТ ва Даҳсолаи байналмилалӣ амал «Об барои рушди устувор, солҳои 2018-2028». – Хучанд, Тоҷикистон. 2019. – С.371-373.

85-А.Тиллобоев, Х.И. Подземные воды как индикатор загрязнения водных объектов / Х.И. Тиллобоев / Маводи конференсияи байналмилалӣ илмӣ-назариявӣ таҳти унвони “Омилҳои гидроиклимӣ истифодаи захираҳои оби Осиёи Марказӣ” бахшида ба 30-солагии Истиқлолияти давлатии Ҷумҳурии Тоҷикистон ва Даҳсолаи байналмилалӣ амал “Об барои рушди устувор, солҳои 2018-2028”. - Хучанд. Таджикистан. 2019. – С.375-378.

86-А.Тиллобоев, Х.И. Биогеохимические индикаторы окружающей среды в условиях аридного климата на примере полынь Согдийской / Х.И. Тиллобоев, З.Х. Бободжонова, М.С. Собиров // Материалы Международной научно-практической конференции «Проблемы опустынивания: динамика, оценка, решения». – Самарканд, Узбекистан. 2019. –С.388-391.

87-А.Назаров, Х.М. Моделирование физико-химических процессов атмосферного переноса радиоактивных веществ / Х.М. Назаров, В.М. Миряхьяев, Х.И. Тиллобоев, А. Мирзоев, Е.Ю. Малышева //Материалы XV Нумановские чтения «Академик И.У.Нуманов и развитие химической науки в Таджикистане». – Душанбе. Таджикистан. 2019. – С.156-158.

88-А.Назаров, Х.М. Использование метода измерения радона в водах Б.Гафуровского района / Х.М. Назаров, Х.И. Тиллобоев, В.М. Миряхьяев //Материалы XV Нумановские чтения «Академик И.У.Нуманов и развитие химической науки в Таджикистане». – Душанбе. Таджикистан. 2019. – С.180-181.

89-А.Тиллобоев, Х.И. Выявление некоторых загрязнителей атмосферного воздуха в Согдийской области / Х.И. Тиллобоев, М.М. Юнусов, Ш.Р. Мирзобаходурова, А. Давлатзода /Материалы Международной научно-практической конференции «Логистика и мультимодальные перевозки: проблемы и пути их решения». – Бустон. Таджикистан. 2019. – С.390-393.

90-А.Бободжонова, З.Х. Обҳои зерзамини ҳамчун нишондиҳандаи ифлосшавии иншоотҳои оби / З.Х. Бободжонова, Х.И. Тиллобоев // Материалы VII Международной научно-практической конференции «Наука и

образование в современном мире: вызовы XXI века». – Астана, Казахстан. 2020. – С.65-67.

91-А.Тиллобоев, Х.И. Исследование содержания радиоактивного радона в природных водах Согдийской области / Х.И. Тиллобоев, В.М. Миряхъяев, З.Х. Бободжонова, Х.М. Назаров // Материалы Республиканской научно-практической конференции «Современные проблемы физики конденсированного состояния и ядерной физики». – Душанбе, Таджикистан. 2020. – С.271-274.

92-А.Тиллобоев, Х.И.Исследования загрязнения подземных вод тяжелыми и радиоактивными элементами в пределах севера Таджикистана / Х.И. Тиллобоев, В.М. Миряхъяев, З.Х. Бободжонова, У.М. Мирсаидов, Х.М. Назаров // Сборник статей республиканской научно-теоретической конференции «Основы развития и перспективы химической науки в Республике Таджикистан», посвященной 60-летию химического факультета и памяти д.х.н., профессора, академика АН РТ Нуманова И.У. – Душанбе, Таджикистан. 2020. – С.80-84.

93-А.Тиллобоев, Х.И.Основные проблемы оценки массопереноса радона на хвостохранилище радиоактивных отходов / Х.И. Тиллобоев, С. Хакимхочаев, Д. Якубова, П. Муллоева / Материалы X-ой международной научно-практической конференции «Ломоносовские чтения», посвященной 75-летию Победы в Великой Отечественной войне (1941-1945 гг.). – Душанбе. Таджикистан. 2020. – С.73-77.

94-А.Бободжонова, З.Х. Накопление некоторых тяжелых и токсичных металлов в растениях / З.Х. Бободжонова, Х.И. Тиллобоев, Х.М. Назаров. У.М. Мирсаидов // Материалы III Международной научно-практической конференции «Scientific community: interdisciplinary research». – Гамбург, Германия. 2021. – С.424-434.

95-А.Тиллобоев, Х.И. Эффективность многостадийной очистки воды от некоторых тяжелых металлов / Х.И. Тиллобоев / МатериалыXVI

Нумановские чтения «Академик И.У.Нуманов и развитие химической науки в Таджикистане». – Душанбе. Таджикистан. 2021. – С.18.

96-А.Тиллобоев, Х.И. Опыт гидрохимических исследований р.Сырдарьи / Х.И. Тиллобоев, Д.М. Ёкубова, М.М.Юнусов /МатериалыX-я Международная научно-практическая интернет конференция молодых ученых «Химия и современные технологии». –Киев. Украина. 2021. – С.11-15.

97-А.Назаров, Х.М. Исследование сорбционного процесса очистки урансодержащих шахтных вод от ионов тяжелых металлов с применением АУ800 / Х.М. Назаров, У.М. Мирсаидов, З.Х. Бободжонова, Х.И. Тиллобоев // Сборник статей Первой Международной научно-практической конференции «Перспективы развития исследований в области химии координационных соединений и аспекты их применения». – Душанбе. Таджикистан. 2022. – С.6-8.

98-А.Тиллобоев, Х.И. Гидрохимическое исследование р.Сырдарьи в пределах Согдийской области / Х.И. Тиллобоев, Д.М. Ёкубова / Сборник материалов Республиканской научно-практической конференции «Фундаментальная наука – основасовершенствования технологий и материалов». – Душанбе. Таджикистан. 2022. – С.36-38.

99-А.Назаров, Х.М. Кинетика сорбционного процесса очистки урансодержащих дренажных вод от ионов тяжелых металлов с применением АУ400 / Х.М. Назаров, З.Х. Бободжонова, Х.И. Тиллобоев // Сборник статей Первой Международной научно-практической конференции «Перспективы развития исследований в области химии координационных соединений и аспекты их применения». – Душанбе. Таджикистан. 2022. – С.274-278.

100-А.Тиллобоев, Х.И. Оценка гидрохимического состояния и загрязнения реки Сырдарьи / Х.И. Тиллобоев, Д.М. Ёкубова./ МатериалыМеждународной научной экологической конференции посвященной к 100-летию КУБГАУ. – Краснодар. Кубань. 2022. – С.475-478.

101-А.Тиллобоев, Х.И.Двухстадийная сорбционная очистки урансодержащих шахтных вод месторождения Киик-Тал от некоторых ионов тяжелых металлов / Х.И. Тиллобоев, У.М. Мирсаидов, З.Х. Бободжонова, Х.М. Назаров / Материалы Международной научно-практической конференции «XII Ломоносовские чтения», посвященной к дню таджикской науки и 30-летию установления дипломатических отношений между Республикой Таджикистан и Российской Федерацией часть естественные науки. – Душанбе. Таджикистан. 2022. – С.295-299.

102-А.Тиллобоев, Х.И.Опыт исследования качества трансграничных водных ресурсов в Согдийской области / Х.И. Тиллобоев, Х.М. Назаров, Д.М. Ёкубова, Р.А. Джураева / Сборник материалов Международной научно-практической конференции «Химическая, биологическая, радиационная и ядерная безопасность: достижения, проблемы и будущие перспективы». – Душанбе. Таджикистан. 2023. – С.206-211.

103-А.Тиллобоев, Х.И.Оценка радиоактивного загрязнения почвы и растений вокруг урановых хвостохранилищ / Х.И. Тиллобоев, Х.М. Назаров, М.М. Исматдинов, Ф.Д. Саломов, А.Ш. Насруллоев / Сборник материалов XVIII Нумановские чтения «Развитие современной химии и её теоретические и практические аспекты».– Душанбе. Таджикистан. 2023. – С.247-253.

104-А.Тиллобоев, Х.И. Использование методов измерения радона и дочерних продуктов его распада в объектах окружающей среды / Х.И. Тиллобоев, Х.М. Назаров, М.М. Исматдинов, Ф.З. Шафиев, Ф.Д. Саломов / Сборник материалов XVIII Нумановские чтения«Развитие современной химии и её теоретические и практические аспекты».– Душанбе. Таджикистан. 2023. – С.253-258.

105-А.Тиллобоев, Х.И.Исследование тяжелых металлов в природных водах / Х.И. Тиллобоев, Х.М. Назаров, З.Х. Бободжонова / Маҷмӯи мақолаҳои конференсияи илмӣ-амалии ҷумҳуриявӣ «Қорқарди металлургии самаранок, экология ва рушди устувор» дар доираи “Солҳои рушди саноат 2022-2026”. – Бӯстон. Таджикистан. 2023. –С. 41- 44.

106-А.Тиллобоев, Х.И.Исследование способов защиты хранилища мелкодисперсных отходов от распыления / Х.И. Тиллобоев, Х.М. Назаров, С.М..Шарипов / Маҷмӯи мақолаҳои конференсияи илмӣ-амалии ҷумҳуриявӣ «Коркарди металлургии самаранок, экология ва рушди устувор» дар доираи “Солҳои рушди саноат 2022-2026”. – Бӯстон. Таджикистан. 2023. –С.44-47.

107-А.Тиллобоев, Х.И.Исследование качества воды на трансграничных рек севере Таджикистана/ Х.И. Тиллобоев, Ш.Н.Маликисломова, Х.Ш. Атабекова / Материалы Международной научно-теоретической конференции на тему «Роль и статус Центральной Азии в новой системе международных отношений» - Куляб. Таджикистан. 2023. – С.99-103.

108-А.Тиллобоев, Х.И.Радиоэкологические проблемы Дигмайского хвостохранилища Таджикистана/ Х.И. Тиллобоев, М., Исмадинов, Х.М.. Назаров, М.А., Зоитова, У.М.Мирсаидов / Материалы Международной научно-теоретической конференции на тему «Цифровая индустрия и энергетическое развитие глазами ученых и исследователей». - Душанбе. Таджикистан. 2024. – С.172-177.

109-А. Назаров, Х.М.Расчет выделения радона в моделях радиоактивных хвостохранилищ./ Х.М. Назаров,Х.И. Тиллобоев, М.М. Исмадинов, А. Адхамов / Материалы Международной научно-теоретической конференции на тему «Математика в современном мире». - Худжанд. Таджикистан. 2024. –С.292-297.

110-А. Мирсаидов У.М. Урановые хвостохранилища г. Истиклола: проблемы, решения / У.М. Мирсаидов, Х.М. Назаров, М.З Ахмедов, Б.Д. Бобоев, Х.И.Тиллобоев, Н.У. Хакимова / Материалы 24-й Международной научно-теоретической конференции на тему «Сахаровские чтения 2024 года: экологические проблемы XXI века». - Минск. Белорусия. 2024. –С.202-207.

111-А. Тиллобоев, Ҳ.И. Таҳқиқоти физикӣ-химиявӣ ва ифлосшавии обҳои табиӣ / Х.И.Тиллобоев, Д.М. Ёкубова., Н.О Ашрапова, Д.А.Солиева / Маводи конференсияи байналмилалӣ илмӣ-амалӣ“Рушди илмҳои риёзӣ,

дақиқ ва табиӣ даристеҳсолот” солҳои 2020-2040 “20-солаги омӯзиш ва рушди фанҳои табиатшиносӣ, дақиқва риёзидар соҳаи илму маориф”. - Данғара. Таджикистан. 2024. –С. 232-236.

112-А. Тиллобоев, Ҳ.И. Гидрогеологические особенности загрязнения водной среды на основе системы мониторинга/ Х.И.Тиллобоев,Х.М.Назаров, Б.Д. Бобоев, М.З. Ахмедов, Б.Б. Баротов / Маводи конференсияи байналмилалӣ илмӣ-амалӣ “Вазъи муосири таъмини сифат ва бехатарии экологии маҳсулоти озукавори дар Осиёи Миёна”. -Худжанд. Таджикистан. 2024. –С. 192-195.

113-А. Тиллобоев, Ҳ.И. Некоторые экологические аспекты мониторинга атмосферного воздуха города Худжанда/ Х.И.Тиллобоев,С.Ф.Абдуллозода, Р.А.Джураева, У.Р.Охунова / Материалы Международного научного журнала «IN THE WORLD OF SCIENCE AND EDUCATION».- Астана. Казахстан. 2024. – С. 34-39.

114-А.Тиллобоев, Х.И. Критерии загрязнённости территорий радионуклидами ураноперерабатывающих предприятий / Х.И. Тиллобоев, Х.М.Назаров, Д.И. Мирзоев, К.А.Эрматов, М.М.Исмаилов / Материалы республиканской научно-практической конференции XIX-е Нумановские чтения «Развитие фундаментальной и прикладной химии и её вклад в индустриализацию страны». – Душанбе. Таджикистан. 2024. – С.300-302.

115-А. Джураева, Р.А.Мониторинг загрязнения воздушной среды частицами рм2.5 города Худжанда/Р.А Джураева, Х.И.Тиллобоев, С.Ф.Абдуллозода / Материалы Международной научно-теоретической конференции на тему ««Современные проблемы физики». - Душанбе. Таджикистан. 2024. –С.311-315.

116-А. Мирсаидов, У. М.Накопление тяжелых металлов дикорастущими растениями вокруг уранового хвостохранилища/У.М.Мирсаидов, Х.М.Назаров,Х.И. Тиллобоев /Материалы 25-й Международной научно-теоретической конференции на тему

«Сахаровские чтения 2024 года: экологические проблемы XXI века» - Минск. Белорусия. 2024. –С.212-217.

117-А. Назаров Х.М.Выбор дикорастущих растений для поглощения радионуклидов и тяжёлых металлов» /Х.М. Назаров, Х.И. Тиллозода, Ф.Х. Гаффорова, У.М. Мирсаидов/Материалы Международной научно-теоретической конференции на тему «Перспективы использования ядерной технологии и проблемы радиационной безопасности в государствах Центральной Азии». - Душанбе. Таджикистан. 2025. –С.75-78.

118-А. Назаров Х.М.Физические параметры урансодержащих вод при сорбции с различными адсорбентами /Х.М. Назаров, Х.И. Тиллозода, Ш.Н. Ишратов, И.Ф. Рахимов /Материалы Международной научно-теоретической конференции на тему «Перспективы использования ядерной технологии и проблемы радиационной безопасности в государствах Центральной Азии». - Душанбе. Таджикистан. 2025. –С.75-78.

-патенты Республики Таджикистан:

119-А.Малый патент Республики Таджикистан №ТJ 1225. МПК: В 01 J 20/20, С 01 В 31/08.Способ получения активного угля с двойным назначением / Х.М. Назаров, Х.И. Тиллобоев, З.Х. Бободжонова // №2101577; заявл.14.07.2021 г. опубл.20.12.2021, Бюл.178, 2021. – 5 с.

120-А.Малый патент Республики Таджикистан №ТJ 1246. МПК: C02F9/08, C02F1/28. Комплексной сорбционной очистки загрязненных вод / Х.М. Назаров, И. Мирсаидзода, Х.И. Тиллобоев, З.Х. Бободжонова, Ш.А. Рахимбердиев // №2101576; заявл.14.07.2021 г. опубл.20.02.2022, Бюл., 2022. – 8 с.

121-А.Малый патент №ТJ 1339 / №2101582; заявл. 16.06.2022 г. опубл. 15.03.2023. Получение коагулянта из глины каолина для очистки загрязненных вод / Х.И. Тиллобоев, Р.О. Азизов, Д.А. Муротова // Бюл.192, 2023. – 8 с.

122-А.Малый патент №ТJ 1434 / №2201748; заявл. 03.11.2022 г. опубл. 25.10.2023. Способ очистки загрязненной вод с помощью коагулянта из

глины каолина / Х.И. Тиллобоев, Р.О. Азизов, Д.А. Муротова, Д.М. Екубова
// Бюл.198, 2023. – 8 с.

123-А. Малый патент №ТJ 1544 / №2201644; заявл. 28.02.2022 г.
опубл. 18.10.2024. Состав для защиты мелкодисперсных отходов от
распыления (варианты) / Х.М. Назаров, Х.И. Тиллобоев, З.Х. Бободжонова,
Д.И. Мирзоев, Д.М. Ёкубова, М.М. Исматдинов Ф.А.Хамидов// Бюл 198,
2024. – 8с.

ПРИЛОЖЕНИЕ

ҶУМҲУРИИ
ТОҶИКИСТОН



ИДОРАИ
ПАТЕНТӢ

ШАҲОДАТНОМА

Шахрванд Тиллобоев Ҳ.И.

муаллифи ихтирои *Тарзи ҳосил намудани ангишти фаъол бо таъиноти дугарафа*

Ба ихтироъ
нахустпатенти № Т.Ҷ 1225 дода шудааст.

Дорандаи Донишгоҳи давлатии Хучанд ба номи академик
нахустпатент Бобочон Ғафуров

Сарзамини Ҷумҳурии Тоҷикистон

Ҳаммуаллиф(он) Назаров Х.М., Бобочонова З.Х.

Аввалияти ихтироъ 14.07.2021

Таърихи рӯзи пешниҳоди ариза 14.07.2021

Аризаи № 2101577

Дар Феҳристи давлатии ихтироъҳои Ҷумҳурии Тоҷикистон

20 декабри с. 2021 ба қайд гирифта шуд

Нахустпатент
эътибор дорад аз 14 июли с. 2021 то 14 июли с. 2031

Ин шаҳодатнома ҳангоми амали гардонидани ҳукуку
имтиёзхое, ки барои муаллифони ихтироот бо конунгузории
ҷорӣ муқаррар гардидаанд, нишон дода мешавад

ДИРЕКТОР

Исмоилзода М.

ҶУМҲУРИИ
ТОҶИКИСТОН



ИДОРАИ
ПАТЕНТӢ

ШАҲОДАТНОМА

Шахрванд Тиллобоев Ҳ.И.

муаллифи ихтирои *Мазмун тозакунии сорбсионии обҳои ифлосшудаи
урандор*

Ба ихтироъ
нахустпатенти № ТҶ 1246 дода шудааст.

Дорандаи
нахустпатент Агентии амнияти ядрои ва радиатсионии Академияи
миллии илмҳои Тоҷикистон

Сарзамин Ҷумҳурии Тоҷикистон

Ҳаммуаллиф(он) Назаров Х.М., Мирсаидзода И., Бобочонова З.Х.,
Раҳимбердиев Ш.А.

Аввалияти ихтироъ 14.07.2021

Таърихи рӯзи пешниҳоди ариза 14.07.2021

Аризаи № 2101576

Дар Феҳристи давлатии ихтироъҳои Ҷумҳурии Тоҷикистон

18 мартӣ с. 2022 ба қайд гирифта шуд

Нахустпатент
этибор дорад аз 14 июли с. 2021 то 14 июли с. 2031

Ин шаҳодатнома хангоми амалӣ гардонидани ҳукуку
имтиёзхое, ки барои муаллифони ихтироот бо конунгузории
ҷорӣ муқаррар гардидаанд, нишон дода мешавад

ДИРЕКТОР

Исмоилзода М.

ҶУМҲУРИИ
ТОҶИКИСТОН



ИДОРАИ
ПАТЕНТӢ

ШАҲОДАТНОМА

Шахрванд Тиллобоев Ҳ.И.

муаллифи ихтирои *Тарзи ҳосил намудани коагулянт аз гили каолин барои тоза кардани обҳои ифлосшуда*

Ба ихтироъ
нахустпатенти № ТҶ 1339 дода шудааст.

Дорандаи
нахустпатент Донишгоҳи давлатии Хучанд ба номи академик Б. Гафуров

Сарзамин Ҷумҳурии Тоҷикистон
Ҳаммуаллиф(он) Азизов Р.О., Муротова Д.А.

Аввалияти ихтироъ 30.03.2022

Таърихи рӯзи пешниҳоди ариза 30.03.2022

Аризаи № 2201655

Дар Феҳристи давлатии ихтироъҳои Ҷумҳурии Тоҷикистон
25 январи с. 2023 ба қайд гирифта шуд

Нахустпатент
эътибор дорад аз 30 март с. 2022 то 30 март 2032 с.

Ин шаҳодатнома хангоми амали гардонидани ҳукуку имтиёзҳое, ки барои муаллифони ихтироот бо конунгузории ҷорӣ муқаррар гардидаанд, нишон дода мешавад

ДИРЕКТОР

Исмоилзода М.

ҶУМҲУРИИ ТОҶИКИСТОН		ИДОРАИ ПАТЕНТӢ
ШАҲОДАТНОМА		
Шахрваид Тиллобоев Ҳ.И.		
муаллифи ихтирои <i>Тарзи тоза кардани обҳои инфлоспуда бо ёрии коагулянт аз гили каолинӣ</i>		
Ба ихтироъ нахустпатенти № ТҶ 1434 дода шудааст.		
Дорандаи нахустпатент Донишгоҳи давлатии Хучанд ба номи академик Б. Гафуров		
Сарзамин Ҷумҳурии Тоҷикистон		
Ҳаммуаллиф(он) Азизов Р.О., Муротова Д.А., Ёкубова Д.М.		
Аввалияти ихтироъ 03.11.2022		
Таърихи рӯзи пешниҳоди ариза 03.11.2022		
Аризаи № 2201748		
Дар Феҳристи давлатии ихтироъҳои Ҷумҳурии Тоҷикистон 25 октябри с. 2023 ба қайд гирифта шуд		
Нахустпатент эътибор дорад аз 3 ноябри с. 2022 то 3 ноябри 2032 с.		
Ин шаҳодатнома ҳангоми амалӣ гардонидани ҳукуку имтиёзҳое, ки барои муаллифони ихтироот бо конуңгузории ҷорӣ муқаррар гардидаанд, нишон дода мешавад		
ДИРЕКТОР  Исмоилзода М.		

Приложение 4

ҶУМҲУРИИ
ТОҶИКИСТОН



ИДОРАИ
ПАТЕНТИ

ШАҲОДАТНОМА

Шахрванд Тиллобоев Х.И.

муаллифи ихтирои *Таркиб барои муҳофизати партовҳои маҳингарра аз ҷангшавӣ (вариантҳо)*

Ба ихтирои нахустпатенти № Т.Ҷ. 1544 дода шудааст.

Дорандаи Донишгоҳи давлатии Хучанд ба номи академик Бобочон нахустпатент Гафуров

Сарзамин Ҷумҳурии Тоҷикистон

Ҳаммуаллиф(он) Назаров Х.М.; Бобочонова З.Х.; Мирзоев Д.И.; Ёкубов Д.М.; Исмаилов М.М.; Ҳамидов Ф.А.

Аввалияти ихтирои 28.02.2022

Таърихи рузи пешниҳоди ариза 28.02.2022

Аризаи № 2201644

Дар Феҳристи давлатии ихтироҳои Ҷумҳурии Тоҷикистон

18 октябри с. 2024 ба қайд гирифта шуд

Нахустпатент эътибор дорад аз 28 феврал с. 2022 то 28 феврал 2032

Ин шаҳодатнома ҳангоми амали гардонидани ҳукуку имтиёзҳое, ки барои муаллифони ихтироот бо конулузории ҷорӣ муқаррар гардидаанд, нишон дода мешавад

ДИРЕКТОР

Исмоилзода М.Х.

«УТВЕРЖДАЮ»
Главный инженер
ГУП «Худжандводоканал»
Нугманов А.А.
«12» июня 2021 г.



АКТ

лабораторных испытаний очистки урансодержащих вод от ионов тяжелых металлов и урана с сорбционным методом

Целью испытаний являлась проверка разработанных технология очистки урансодержащих вод от ионов тяжелых металлов и урана с использованием промышленных сорбентов и активного угля.

Комиссия в составе инженер-химик ГУП «Худжандводоканал» Махмудова Г.Д. (*Председатель комиссии*); химик-лаборант Вохидова Р. (*член комиссии*); кандидат химических наук, доцент кафедры органической и прикладной химии Худжандского Государственного Университета имени академика Бободжона Гафурова Тиллобоев Х.И. (*член комиссии*) и докторант PhD Худжандского Государственного Университета имени академика Бободжона Гафурова Бободжонова З.Х. (*член комиссии*) составили настоящий акт лабораторных испытаний образцов для определения пригодности технологической схема очистки урансодержащих вод от ионов тяжелых металлов и урана.

Испытания проводились на базе аналитическом лаборатории ГУП «Худжандводоканал» по адресу: г.Худжанд, ул. 27 мкр

Результаты испытаний:

I-стадия очистки шахтных вод. При проведении очистки воды, вытекающие из шахты, собирались в отстойник для того, чтобы смола не загрязнялась механическими примесями. После отстаивания урансодержащие воды подверглись очистке от урана сорбционным методом с применением промышленного сорбента анионит марки АМ(п). Содержание урана контролировалось как у входа сорбционной колонны, так и при выходе. Анализ показало, что содержание урана в растворе после сорбции соответствует нормам ПДК.

Однако, в растворе остаются ионы тяжелых металлов, таких как: Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, As, Cd, Cr, Mo. Поэтому для второй стадии очистки шахтных вод от ионов тяжелых металлов использовали активированный уголь.

II-стадия очистки. При очистке урансодержащих вод от тяжелых металлов на второй стадии используется активированный уголь. Анализ данных таблице показывает, что на I-стадии очистка воды с применением анионита АМ(п) способствует очищению от ионов урана. На второй стадии очистки с применением активированного угля вода очищается от ионов тяжелых металлов таких как – никель, свинец, цинк, молибден. Однако остается загрязнитель ионов ртути, что требует дальнейшей его очистки.

Результаты физико-химического анализа проб урансодержащих вод, до и после очистки

Некоторые свойства и состав воды	до сорбции	после сорбции с АМ(п)	после сорбции с АУ ⁸⁰⁰	ПДК
рН	7,0	7,0	6,5	6,0-9,0
Окисляемость, мг О ₂ /л	2,4	0,88	0,88	4,0
NH ₄ ⁺ , мг/л	не обн.	не обн.	не обн.	0,004
Na ⁺ + K ⁺ , мг/л	250,7	195,5	241,5	120+180
Mg ²⁺ , мг/л	75,3	65,6	36,4	65
Ca ²⁺ , мг/л	124,2	112,8	130	130
Fe ³⁺ , мг/л	0,81	не обн.	не обн.	0,3
Cl ⁻ , мг/л	207,5	137,5	127,5	350
NO ₃ ⁻ , мг/л	36,3	29,6	7,0	45
NO ₂ ⁻ , мг/л	не обн.	не обн.	0,2	3,3
HCO ₃ ⁻ , мг/л	231,8	183,0	134,2	400
SO ₄ ²⁻ , мг/л	657,1	607,2	650,5	500
Общая жесткость, мг.экв./л	12,4	11,0	9,6	7

Щелочность, мг.экв./л	3,8	3,0	2,2	6,5
Сухой остаток, мг/л	1534	1332	1303	1000
U, мг/л	23	0,3	-	1,8
Cu, мг/л	не обн.	не обн.	-	1,0
As, мг/л	-	-	-	0,05

Применение активного угля марки АУ⁴⁰⁰ способствует снижения ионов хлора, нитратов, бикарбонатов, щелочность, кальция и магния при второй стадии очистки.

Проведенные испытания показали существенные преимущества предлагаемой технологической схемы очистки урансодержащих вод от ионов тяжелых металлов и урана. При испытаниях установлено, что двухстадийная очистка урансодержащих вод способствует их использованию для хозяйств.

Рекомендации комиссии:

Разработанной технологии очистки урансодержащих вод от ионов тяжелых металлов и урана могут быть приняты в опытную эксплуатацию.

Председатель:

Инженер-химик

лаборатории «Худжандводоканал»

 — Махмудова Г.Д.

Члены комиссии:

химик-лаборант

 — Вохидова Р.Х.

К.х.н., доцент кафедры органической и прикладной химии ХГУ им.академика Б.Фафурова

 — Х.Тиллобоев

Докторант PhD

 — З.Бободжонова

«УТВЕРЖДАЮ»
Исполнительный директор
ООО «Файзи Расул»
 Махмудов М.
« 24 » май 2023г.

Акт

о внедрении результатов научно-исследовательских работ Муротовой Дилоромхон Абдугафуровны на тему «Способ получения коагулянта из глины каолина и адсорбционная очистка загрязненных вод от тяжелых металлов» и Тиллобоева Хакимджона Ибрагимовича на тему «Способ получения активного угля двойного назначения для очистки загрязненных вод от тяжелых металлов»

Комиссия в составе начальника производства ООО «Файзи Расул» Пулотов П. - председатель; члены комиссии главный технолог ООО «Файзи Расул» Исроилов М., Инженер ТБ и ОТ ООО «Файзи Расул» Темуров Р., к.х.н. доцент кафедры химии ХГУ им. акад. Б.Гафурова Тиллобоев Х.И. и PhD докторант ХГУ им. акад. Б.Гафурова Муротова Д.А. свидетельствуют о том, что при личном участии авторов научно-исследовательских работ, была изучена технология сорбционной и реагентной очистки загрязненной воды от взвешенных частиц и тяжелых металлов с помощью коагулянта из глины каолина и активированного угля из скорлупы урюка, применяемая для подготовки технической воды на водоочистной станции из отработанных источников производства города Худжанда. Также исследованы возможности совместного применения коагулянта из глины каолина и активированного угля с целью повышения эффективности водоподготовки. Данные исследования и режимы наблюдения можно применять для определения изменения физико-химических характеристик вод источников водоснабжения города Худжанда.

Дозу коагулянта и активированного угля для осветления и очистки загрязненной сточной воды определялись пробным коагулированием, рекомендуемая доза коагулянта - $0,15 \text{ мг/дм}^3$ и активированного угля - $0,3 \text{ мг/дм}^3$. Степень очистки воды от взвешенных веществ и тяжелых металлов достигает 88-92%.

Данные сорбенты и реагенты минимизирует в воде растворенных металлов (железа, меди, свинца, кадмия), но не изменяет pH воды, значительно сокращает объем образуемого осадка. При этом применение данного коагулянта и активированного угля на основе местного материала не только удалит из воды взвешенные и растворенные ионы тяжелых металлов вещества, но и производит ее обеззараживание.

Разработанные технологические решения для очистки поверхностных вод позволит проводить подготовку воды как для производственных целей, что обеспечит экономически эффективное и экологически безопасное водопотребление. По анализу данных выяснилось, что совместное применение коагулянта на основе сульфата алюминия из глины каолина и активированного угля из косточки урюка является перспективным направлением в совершенствовании интенсификации процессов очистки поверхностных вод от тяжелых металлов по сезонам. Независимо от высоких значений загрязненности тяжелых металлов и мутности и далее, эффект очистки достигается при дозе 0,15 и 0,3 мг/дм³.

В ходе проведения пилотных испытаний методом очистке загрязненной воды тяжелыми металлами с дальнейшей сорбционным способом были воспроизведены следующие технологические процессы:

1. Дозировка сорбентов 0,15-0,3мг/дм³ и его перемешивание при 100 оборотов в минуту;
2. Корректировка pH и осаждение осадка с последующей его фильтрацией (d=0,5 мкм);
3. Сорбционное извлечение тяжелых металлов из загрязненной воды в колоннах с неподвижным слоем сорбента;
4. Очищенная вода для технического водопотребления;
5. Отработанные сорбента отправляется на десорбцию.

В отличие от предыдущих опытов, адсорбции ионов ТМ адсорбенте из технологической воды, отобранных из сточных вод ЗАОТ «Файзи Расул», показали следующие результаты по отношению к адсорбентам (табл. 1,2).

Таблица 1

Содержание элементов в пробах воде, очищенных адсорбционным способом с применением коагулянта из глины каолина, отобранных из технологической воды ЗАОТ «Файзи Расул»

Состав воды	до сорбции, вход	после сорбции белый каолин	после сорбции серый каолин	ПДК
pH	7,0	7,4	5,9	6,0-9,0
Окисляемость, мг О ₂ /л	2,4	5,1	4,0	4,0
NH ₄ ⁺ , мг/л			не обн.	0,004
Na ⁺ + K ⁺ , мг/л	250,7	641,7	273,7	120+180
Mg ²⁺ , мг/л	75,3	177,5	82,6	65
Ca ²⁺ , мг/л	124,2	288,5	136,2	130
Fe ³⁺ , мг/л	не обн.	не обн.	не обн.	0,3
Cl ⁻ , мг/л	207,5	197,5	200,0	350
NO ₃ ⁻ , мг/л	36,3	34,9	31,0	45
NO ₂ ⁻ , мг/л				3,3

HCO ₃ ⁻ , мг/л	231,8	1830,6	280,6	400
SO ₄ ²⁻ , мг/л	657,1	1026,9	732,3	500
Общая жесткость, мг.экв./л	12,4	29,0	13,6	7
Щелочность, мг.экв./л	3,8	30,0	4,6	6,5
Сухой остаток, мг/л	1534	1793,2	1863,0	1000
Cu, мг/л	1,5	не обн.	не обн.	1,0
As, мг/л				0,05

Эффективное использование адсорбента глины каолина способствовало удалению ионов ТМ (Pb, As, Zn, Ni) из сточных вод.

В процессе сорбции ионов ТМ из шахтных вод с применением адсорбента глины каолина содержание элементов в пробе уменьшилось. Это свидетельствует о том, что в растворах адсорбент имеет способность удалять загрязняющие элементы и проявлять свойства процесса адсорбции анионов и катионов металла электростатическими силами.

Таблица 2

Содержание тяжелых металлов в пробах воде, очищенных адсорбционным способом с применением коагулянта глины каолина, отобранных из технологической воды сточных вод ЗАОТ «Файзи Расул»

Наименование проб	Содержание микроэлементов, мг/л					
	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni
Технологическая воды до сорбции						
Исходный	<0,0001	1,4·10 ⁻²	<0,005	<0,0001	1,1·10 ⁻³	<1·10 ⁻⁵
Очищенный с использованием белого каолин	<0,0001	6,5·10 ⁻³	<0,005	<0,0001	<1·10 ⁻⁵	<1·10 ⁻⁵
Очищенный с использованием серый каолин	<0,0001	2,9·10 ⁻⁴	<0,005	<0,0001	<1·10 ⁻⁵	<1·10 ⁻⁵
Технологическая вода после сорбции						
Исходный	<0,0001	4,5·10 ⁻³	<0,005	<0,0001	7,0·10 ⁻⁵	<1·10 ⁻⁵
Очищенный с использованием белый каолин	<0,0001	1,6·10 ⁻⁴	<0,005	<0,0001	3,1·10 ⁻⁴	<1·10 ⁻⁵
Очищенный с использованием серый каолин	<0,0001	2,6·10 ⁻⁴	<0,005	<0,0001	2,3·10 ⁻⁴	<1·10 ⁻⁵

Сравнительный анализ ИК-спектра исходного и насыщенного адсорбента показал, что отличия их невелики. Насыщенность пропускания –C=O - группы также реально изменилась по сравнению с исходного адсорбента ИК-спектром и её положение сдвинулось.

По результатам исследований делаем вывод, что при содержании в воде высоких показателей мутности применение коагулянта с сочетанием с активированным углем наиболее эффективно по сравнению с традиционным методом, о чем говорит высокая степень очистки.

Оценка эффективности изобретения традиционной технологии получения коагулянта из глины каолина из местного сырья являются с небольшими затратами реагентов кислот и процесса термообработки.

Подсчет затрат для получения коагулянта из глины каолина и очистки воды составляет от 10000 до 30000 сомони (~ 1000 - 3000 \$) на 100 м³ загрязненной воды с удалением тяжелых металлов и других элементов. Очищенная воды можно использовать для хозяйственно бытовых нужд. По предлагаемой нами технологии в 3 раза дешевле обходиться очистка чем с другой традиционной технологии.

Разработаны рекомендации для модернизации схем водоподготовки и улучшения сорбционной системы на очистной станции ЗООТ «Файзи Расул»

Председатель комиссии:

Начальник производства

Члены комиссии:

Главный технолог

Инженер ТБ и От

К.х.н. доцент кафедры химии

ХГУ им. акад. Б.Гафурова

PhD докторант ХГУ

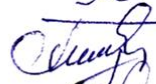
им.акад. Б.Гафурова



Пулатов П.



Исроилов М.



Темуров Р.



Тиллобоев Х.И.



Муротова Д.А.



«Утверждаю»

Проректор ГОУ «Худжандский
государственный университет
имени академика Б.Гафуров»
д.ф.н., профессор
Абдуллозода Н.А.

« 30 » июня 2025 г.

АКТ

о внедрении результатов диссертационного исследования в учебный процесс

Настоящий акт составлен об использовании в учебном процессе диссертационного исследования Х.И. Тиллозода на тему “Роль химических процессов в миграции радионуклидов и тяжелых металлов в экосистемах (в условиях Таджикистана)”. Результаты диссертационного исследования используются в учебном процессе на основании Учебно-методического совета факультета “Биология и химия” (протокол №11 от 27.06.2025г.) о обучении, научно-исследовательской работе и инициативных исследованиях бакалавров и магистров кафедры “Общей химии и методики его преподавания” ГОУ «Худжандского государственного университета имени академика Б.Гафурова, обучающихся по специальности “Химия”.

Материалы диссертационного исследования нашли отражение при чтении лекций и проведении практических и лабораторных занятий по дисциплинам: “Общая химия», «Аналитическая химия» и «Физико-химические методы исследований в неорганической химии».

Заведующей кафедрой
общей химии и методики
его преподавания. к.х.н. доцент

 Охунова У.Р.

Заместитель декана по учебной части
факультета биологии и химии ,
к.п.н., доцент

 Ахмедова З.С.