

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ
ФЕДЕРАЛЬНЫЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ЦЕНТР КОМПЛЕКСНОГО
ИЗУЧЕНИЯ АРКТИКИ ИМЕНИ АКАДЕМИКА Н.П. ЛАВЕРОВА УРАЛЬСКОГО
ОТДЕЛЕНИЯ РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

На правах рукописи



ЯКОВЛЕВ Евгений Юрьевич

**ИЗОТОПНО-РАДИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЦЕНКИ
ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ ЗАПАДНОГО СЕКТОРА
РОССИЙСКОЙ АРКТИКИ**

Специальность 1.6.21. Геоэкология

Диссертация на соискание ученой степени
доктора геолого-минералогических наук

Научные консультанты:
доктор геолого-минералогических наук
А.И. Малов
доктор геолого-минералогических наук
Ю.Г. Кутинов

Архангельск 2024

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение	6
Глава 1. Состояние проблемы радиационного загрязнения природных сред Западного сектора Российской Арктики.....	16
1.1. Источники техногенной радиоактивности	21
1.1.1. Глобальные выпадения из атмосферы и ядерные испытания на архипелаге Новая Земля.....	21
1.1.2. Ядерные взрывы в мирных целях	26
1.1.3. Атмосферные выпадения в результате аварии на Чернобыльской АЭС	31
1.1.4. Перенос с морскими течениями жидких радиоактивных отходов от западноевропейских радиохимических заводов	36
1.1.5. Сброс радиоактивных отходов в акваториях Баренцева и Карского морей	39
1.1.6. Объекты инфраструктуры атомного флота и атомной электроэнергетики	42
1.2. Источники естественной радиоактивности	46
1.2.1. Добыча урановых руд	48
1.2.2. Добыча углеводородного сырья.....	52
1.2.3. Добыча твердых полезных ископаемых.....	54
1.2.4. Возможности использования естественных радионуклидов для поисков месторождений полезных ископаемых	58
Глава 2. Характеристика природных условий Западного сектора Российской Арктики	64
2.1. Географическое положение региона исследований	64
2.2. Геолого-тектонические и геоморфологические особенности	67
2.3. Геокриологические условия	80
2.4 Ландшафтно-климатические условия	82

2.5. Почвенно-растительные условия.....	85
2.6. Характер антропогенной нагрузки	90
Глава 3. Методы изотопно-радиогеохимических исследований.....	94
3.1. Методы регистрации параметров ионизирующих излучений.....	94
3.1.1. Гамма-спектрометрический метод определения активностей гамма-излучающих радионуклидов	99
3.1.2. Альфа-бета-радиометрический метод определения ^{210}Pb с радиохимической подготовкой	100
3.1.3. Бета-радиометрический метод определения ^{90}Sr с радиохимической подготовкой.....	101
3.1.4. Альфа-спектрометрический метод определения изотопов плутония с радиохимической подготовкой	102
3.1.5. Альфа-спектрометрический метод определения изотопов урана с радиохимической подготовкой	102
3.1.6. Альфа-бета радиометрический метод определения суммарных удельных активностей	103
3.1.7. Радонометрический (эманационный) метод	104
3.1.8. Методы оценки коэффициента эманации и уровня (скорости) продуцирования радона	105
3.1.9. Обработка результатов измерений радиационных параметров. Неопределенность измерений	106
3.1.10. Контроль качества измерений	109
3.2. Методы изучения физико-химических параметров	110
3.2.1. Определение влажности, содержания водорастворимых солей, активной и обменной кислотности	111
3.2.2. Определение зольности, органического вещества и массовой доли карбонатов.....	112
3.2.3. Исследование химического состава	113

3.2.4. Оценка распределения ^{210}Pb в системе «твердая фаза торфа – взвесь – торфяная поровая вода».....	113
3.2.5. Оценка связывания ^{210}Pb торфом с учетом влияния параметра pH	114
Глава 4. Радиоактивные элементы в основных депонирующих средах Западного сектора Российской Арктики	116
4.2. Донные осадки Баренцева моря	118
4.1.1. Гранулометрический состав и физико-химические параметры донных отложений.....	119
4.1.2. Распределение естественных радионуклидов ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K в донных отложениях	121
4.1.3. Распределение техногенных радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях	124
4.2. Торфяной покров прибрежных территорий	128
4.2.1. Физико-химические параметры торфяных залежей	132
4.2.2. Вертикальное распределение радионуклидов в торфяных залежах ...	136
4.2.3. Оценка скоростей накопления торфяных отложений по радиоактивным изотопам	143
4.2.4. Ограничения радиоизотопных методов при датировании торфяных отложений.....	147
4.3.5. Оценка источников техногенных радионуклидов в торфяниках	154
4.3.6. Оценка дозовых нагрузок от техногенных радионуклидов для животных торфяно-болотных экосистем	157
Глава 5. Оценка влияния горнотехнической деятельности на повышение радиогенных нагрузок на экосистемы Западного сектора Российской Арктики ...	160
5.1. Горнотехническая деятельность как фактор трансформации естественного радиационного фона (на примере добычи алмазов).....	160
5.1.2 Распределение радионуклидов в речных отложениях и горных породах	169

5.1.3. Связь активности радионуклидов с физико-химическими параметрами речных отложений	175
5.1.4. Распределение металлов в речных отложениях и горных породах	177
5.1.5. Оценка возникновения неблагоприятных биологических эффектов для водной экосистемы от загрязнения донных отложений	180
Глава 6. Оценка влияния глобального потепления климата на эмиссию радионуклидов в Арктике.....	186
6.1. Эмиссия радона и продуктов его распада.....	186
6.2 Изотопы урана в природных водах	199
6.3. Оценка эмиссии техногенных радионуклидов.....	209
Глава 7. Естественные радиоактивные элементы как индикаторы рудовмещающих структур	213
7.1. Распределение радионуклидов уранового ряда в породах Архангельской алмазоносной провинции	213
7.2. Изотопы урана ^{234}U и ^{238}U в породах кимберлитового поля	217
7.3. Распределение объемной активности радона ^{222}Rn в пределах кимберлитовых полей.....	223
7.4. Экспериментальные исследования по определению скоростей продуцирования радона в породах кимберлитового поля	227
7.5. Моделирование переноса радона в массиве пород кимберлитового поля....	228
Заключение.....	232
Список литературы.....	237

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследований. Морская среда и материковые территории Арктики являются важнейшим звеном в глобальном кругообороте вещества и формировании климата Земли. Возрастающий интерес к хозяйственному освоению Арктической зоны Российской Федерации сопряжен с необходимостью обеспечения экологической безопасности региона, важнейшим аспектом которой является изучение и мониторинг радиоэкологического состояния компонентов природной среды, поскольку арктические территории и акватории, а в особенности Западный сектор Российской Арктики, с момента начала атомной эры, подверглись существенному радиационному воздействию. Функционирование атомного полигона на Новой Земле, проведение ядерных испытаний в мировой практике, катастрофа на Чернобыльской АЭС, перенос течениями радиоактивных отходов от западноевропейских радиохимических заводов, проведение подземных ядерных взрывов в мирных целях способствовали выбросу в окружающую среду огромного количества техногенных радиоактивных изотопов и загрязнению территорий и акваторий Западного сектора Российской Арктики. Потенциальная радиационная опасность также связана с наличием в регионе объектов «ядерного наследия», мест захоронения радиоактивных отходов, действием силовых и энергетических ядерных установок, наличием атомного флота.

Помимо искусственных радионуклидов, значительный вклад в облучение населения вносят природные источники ионизирующего излучения, которые присутствуют во всех природных объектах. Ведущую роль в поступлении естественной радиоактивности в окружающую среду Арктики играет хозяйственная деятельность человека, связанная с добычей и переработкой полезных ископаемых. В результате горнотехнической деятельности происходит извлечение огромных объемов горных пород, обогащенных естественными радионуклидами, откачка минерализованных подземных вод с повышенным содержанием природных радиоактивных изотопов, что в конечном итоге приводит к дополнительному радиационному воздействию на экосистемы.

В связи с этим оценка радиационного загрязнения арктических экосистем и

возможных путей радиационного воздействия на биоту требуют проведения исследований накопления и распределения радиоактивных изотопов в различных компонентах экосистем, анализ источников загрязнения и разработки моделей миграции радионуклидов в окружающую природную среду.

Наряду с высокой актуальностью изучения радионуклидов для целей экологической оценки, исследование радионуклидов имеет значение для понимания геологических процессов протекающих в земной коре. Радиоактивные изотопы являются индикаторами различных геохимических обстановок, связанных, в том числе, с месторождениями полезных ископаемых.

Кроме этого, климатические изменения и вызванные ими процессы деградации многолетнемерзлых пород обуславливают ускорение миграции радионуклидов в окружающую среду, что требует контроля естественной радиационной обстановки и развития методов оценки состояния криолитозоны и прогноза трансформации экосистем.

Цель и задачи исследования.

Целью исследования является разработка подходов, позволяющих использовать изотопно-радиогеохимические методы при исследовании закономерностей протекания природных и техногенных процессов и прогнозировании изменения экосистем на основе оценки радиационно-экологических параметров компонентов окружающей среды Западного сектора Российской Арктики, обусловленных естественными факторами и антропогенной деятельностью.

Задачи исследования:

1. Определить уровни активности и основные закономерности распределения природных и техногенных радионуклидов в морской среде, торфяно-болотных экосистемах, почвах, горных породах, донных осадках, поверхностных и подземных водах в пределах ненарушенных и техногенно-измененных ландшафтов Западного сектора Российской Арктики.

2. Выявить источники поступления, определить механизмы миграции и накопления радионуклидов в объектах природной среды Западного сектора Российской Арктики.

3. Оценить влияние горнотехнической деятельности и климатических изменений, связанных с радиационным и геохимическим загрязнением природной среды и трансформацией криолитозоны, с последующей оценкой негативного воздействия на биоту и человека в указанных районах.

4. Обосновать возможность использования радиоактивных элементов в качестве дополнительных признаков для поисков структур, контролирующих трубки взрыва, а также для оценки радиационного качества питьевых подземных вод и радоноопасности и прогнозирования изменений состояния природной среды Арктики.

5. Предложить комплекс рекомендаций по оценке радиоэкологической обстановки арктических территорий как основы для принятия управленческих решений по регулированию техногенной активности, а также учету природных факторов при обеспечении безопасности хозяйственной деятельности и жизнеобеспечения.

Фактический материал и методы исследований. Материалом для диссертационной работы послужили образцы объектов окружающей среды (горные породы, почвы, донные осадки, торф, вода) Западного сектора Российской Арктики, полученные автором лично в ходе экспедиционных и лабораторных исследований с 2014 по 2024 гг. База данных по отобранным объектам включает результаты изучения более тысячи образцов геологических объектов.

Изучение радиационных параметров образцов проводились комплексом изотопно-радиогеохимических методов, включающим низкофоновую гамма- и альфа-спектрометрию с полупроводниковыми детекторами, низкофоновую жидкостно-сцинтилляционную альфа-бета-радиометрию, полевые гамма-спектрометрию, дозиметрию и эманационные исследования активности радона. В полевых условиях в водных объектах измерялись неустойчивые физико-химические параметры, такие как pH, Eh, O₂, температура и электропроводность. Определения макро- и микроэлементного состава литологических и водных проб выполнялись методами рентгенофлуоресцентного анализа, атомно-абсорбционной спектрометрии и ионной хроматографии. Датирование образцов торфа проводилось по неравновесному свинцу ²¹⁰Pb. Все аналитические работы выполнены в аккредитованных лабораториях: экологической радиологии

ФИЦКИА УрО РАН № RA.RU.21HA54, радиометрической лаборатории АО «Центр судоремонта «Звездочка» № RA.RU.21AD95 и ЦКП «Арктика» САФУ № RU.0001.21AL65.

Основные защищаемые положения:

1. Изотопно-радиогеохимические методы, основанные на оценке распределения и миграции радионуклидов естественного и антропогенного происхождения в компонентах природной среды Западного сектора Российской Арктики, их изотопных и атомных отношений, позволяют выполнить идентификацию источников загрязнения, использовать радионуклиды в качестве хронометрических маркеров, определить их биологическое воздействие и выполнить прогноз изменения радиоэкологической обстановки под влиянием природных и техногенных факторов.
2. Использование изотопно-радиогеохимических методов позволяет выполнить количественную оценку воздействия горнотехнической деятельности на объекты окружающей среды, связанные с трансформацией радионуклидного и химического состава водных экосистем Западного сектора Российской Арктики.
3. Радиоактивные изотопы уранового ряда ^{238}U отражают процессы деградации многолетней мерзлоты и могут быть использованы в качестве трассеров при исследовании состояния криолитозоны и оценки радиационного качества подземных вод.
4. Выявленные закономерности распределения радионуклидов уранового ряда (уран-радий-радон) в осадочном чехле областей развития кимберлитового магматизма являются дополнительными признаками для поисков структур контролирующих трубки взрыва и прогнозирования радоноопасности северных территорий.

Научная новизна исследований:

Впервые для торфяных отложений Западного сектора Российской Арктики получены данные по распределению радионуклидов естественного и техногенного происхождения. Предложены методические подходы к выполнению ^{210}Pb -датирования торфяных отложений, характеризующихся сложным распределением радиоактивных элементов обусловленных их миграцией. Впервые получены данные по хронологии и скоростям накопления торфа методом ^{210}Pb -датирования

для типичных болотных массивов прибрежных районов Западного сектора Российской Арктики, которые позволяют количественно оценить поток загрязняющих веществ на поверхность торфяников, уточнить данные о развитии торфяных отложений и оценить их роль в накоплении атмосферного углерода.

Впервые установлены закономерности концентрирования радионуклидов в донных отложениях района добычи алмазов, связанные со специфическим составом кимберлитов Архангельской алмазоносной провинции, выветрелых до глинистого состояния (сапониты) и обладающих высокими сорбционными свойствами. Предложенный комплекс экологической оценки районов добычи алмазов, учитывающий, в том числе радиогенные нагрузки, позволяет снизить риск загрязнения речных экосистем Арктики, имеющих особый природоохранный статус как нерестилища ценных видов рыб.

Показано, что глобальное потепление климата, отражающееся на изменении параметров криолитозоны, может обуславливать трансформацию естественного радиационного фона в районах с фоновым содержанием естественных радиоактивных элементов, выражающуюся в увеличении эманаций радона и продуктов его распада, а также накоплении избытков ^{234}U в природных водах. Полученные данные необходимо учитывать при оценке и прогнозе радоноопасности, радиационных исследованиях питьевых подземных вод и организации мероприятий по снижению облучения населения от естественных источников радиации.

Впервые для Архангельской алмазоносной провинции установлены закономерности распределения изотопов уранового ряда в основных типах пород кимберлитового поля, экспериментально определены механизмы накопления радиоактивных элементов в экзоконтактах кимберлитовых тел, выполнено моделирование вертикального переноса свободного радона, которые могут служить основой для совершенствования технологии поисков структур, контролирующей трубки взрыва, а также для оценки радиационного качества питьевых подземных вод и прогнозирования радоноопасности территорий развития кимберлитового магматизма.

Практическая значимость исследований. Практические результаты диссертационного исследования заключаются в целесообразности и эффективности

использования изотопно-геохимической информации для разработки программ обеспечения устойчивого развития Арктической зоны России, в том числе, для организации радиационно-экологического мониторинга, снижения экологических рисков, планирования природоохранных мероприятий, экологических прогнозов, реализации новых подходов к индикации процессов трансформации экосистем под воздействием природных и антропогенных факторов. Результаты выполненных исследований используются при проведении мониторинговых работ по оценке радиационного качества питьевых подземных вод в Архангельской области (водозабор «Южный» ПАО «Севералмаз»). Результаты исследования используются в учебном процессе ФИЦКИА УрО РАН при проведении курса «Техногенез и формирование природно-техногенных ландшафтов» и научно-исследовательских практик аспирантов по направлению подготовки 05.06.01 – Науки о Земле, направленность (профиль) – Геоэкология.

Работа выполнялась в соответствии с планами ФНИР лаборатории экологической радиологии по проектам «Радиоизотопные исследования природных и техногенных процессов трансформации окружающей среды Европейского Севера» № АААА-А16-116052710106-8, «Эволюция островных и материковых территорий Европейского сектора Арктики под влиянием природных и антропогенных факторов» № АААА-А16-116052710105-1, «Комплексные изотопно-геохимические исследования качества природной среды и идентификация процессов её трансформации на приморских территориях Европейского Севера в современности и в прошлом» № АААА-А19-119011890018-3 и № 122011300333-1 «Особенности миграции элементов и их изотопов в абиотических компонентах окружающей среды Западного сектора Российской Арктики в условиях климатических и техногенных изменений». Исследования по теме диссертации также выполнялись при реализации Программ Уральского отделения РАН по проектам «Исследование естественных и техногенных систем в прибрежных почвах, донных осадках и в воде крупных озер Европейского Севера и Арктики России» № АААА-А17-117033010127-8 и «Комплексные геоэкологические и радиологические исследования района добычи алмазов в Юго-Восточном Беломорье» № АААА-А18-118012390242-5.

Работа была поддержана грантами, в которых автор являлся руководителем: Президента Российской Федерации «Оценка последствий совокупного влияния горнотехнической деятельности и климатических изменений на водные ресурсы арктической зоны Российской Федерации (на примере Архангельской и Мурманской областей)» № МК-1919.2020.5, «Совершенствование методики датирования торфяных отложений по неравновесному свинцу ^{210}Pb » № МК-4298.2022.1.5; РНФ «Диагностика деградации мерзлоты на базе изотопных трассеров ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $\delta^{18}\text{O}+\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}+^{14}\text{C}$)» № 20-77-10057; РФФИ «Исследование условий продуцирования повышенных концентраций радона в осадочном чехле областей развития кимберлитового магматизма (на примере Архангельской алмазоносной провинции)» № 20-35-70060, «Накопление и миграция радионуклидов атмосферных выпадений в торфяно-болотных экосистемах Европейской субарктики России и Белорусского Полесья» №19-55-04001, «Механизмы формирования изотопного состава урана алмазоносных и вмещающих пород кимберлитовых трубок Золотицкого поля Архангельской алмазоносной провинции» № 16-35-00153; Проектного офиса развития Арктики «Техногенная радиоактивность объектов окружающей среды бассейна реки Несь (Ненецкий автономный округ): уровень загрязнения, источники, прогноз» № 245-Г; Правительства Архангельской области «Исследование изотопов урана ^{234}U , ^{238}U в кимберлитах месторождения им. М.В. Ломоносова» №13-2015-03а. Часть работ также выполнена в рамках коммерческих (хозяйственных) договоров под руководством автора.

Достоверность результатов достигалась выполнением исследований в аккредитованных лабораториях с применением современной аппаратуры, проходящей метрологическую поверку и сличительные испытания, выполнением лабораторных аналитических исследований по аттестованным методикам, статистической обработкой данных.

Научная апробация работы. Основные положения диссертационного исследования прошли обсуждение в рамках специализированных научных конференций, совещаний и круглых столов: Международная научная конференция «Радиобиология и экологическая безопасность» (Гомель, ИРБ НАН Беларуси, 2022, 2023 гг.); III Международная конференция «Биомониторинг в Арктике»

(Архангельск, САФУ, 2022); Международная молодежная научно-практическая конференция Совета молодых ученых РАН (Сургут, СГУ, 2022); Шестая конференция геокриологов России «Мониторинг в криолитозоне» (Москва, МГУ, 2022); Круглый стол «Эволюция оледенения внутреннего Тянь-Шаня в условиях климатических изменений и техногенного воздействия на природные ресурсы» (Бишкек, ИВПиГЭ КР, 2022); III Международная конференция «Биомониторинг в Арктике» (Архангельск, САФУ, 2022), Международная научно-практическая конференция «Проблемы мониторинга и прогноза водно-энергетических ресурсов Центральной Азии в условиях изменения климата» (Бишкек, ИВПиГЭ КР, 2022, 2023 гг.); 2st International Conference of Mediterranean Geosciences Union – MedGU-22 (Марракеш, Марокко, 2022); Российская молодёжная научно-практическая Школа с международным участием «Новое в познании процессов рудообразования» (Москва, ИГЕМ РАН, 2015-2022 гг.); VI Всероссийский научный молодежный геокриологический форум с международным участием «Актуальные проблемы и перспективы развития геокриологии» (Якутск, Институт мерзлотоведения СО РАН, 2021); Goldschmidt-2021 (Лион, Франция, 2021); The 7th International Conference on Water Resource and Environment – WRE 2021 (Сиань, КНР, 2021); VI Международная конференция «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» (Томск, ТПУ, 2021); 2st International Conference of Mediterranean Geosciences Union – MedGU-21 (Стамбул, Турция, 2021); Всероссийская конференция с международным участием «Глобальные проблемы Арктики и Антарктики» (Архангельск, ФИЦКИА УрО РАН, 2020); Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Науки о Земле: от теории к практике – Арчиловские чтения (Чебоксары, ЧГУ, 2020); Международная научно-практическая конференция «Арктические исследования: от экстенсивного освоения к комплексному развитию» (Архангельск, ФИЦКИА УрО РАН, 2018, 2020 гг.); Goldschmidt-2020 (Гонолулу, США, 2020); Международная научная конференция «Радиобиология: современные проблемы» (Гомель, ИРБ НАН Беларуси, 2020); Всероссийская конференция с международным участием – II Юдахинские чтения (Архангельск, ФИЦКИА УрО РАН, 2019); VII Всероссийская научная конференция с международным участием «Экологические проблемы северных регионов и пути их решения» (Апатиты, ФИЦ

КНЦ РАН, 2019); 15th SGA Biennial Meeting – Life with Ore Deposits on Earth (Глазго, Великобритания, 2019); 2d Conference of the Arabian Journal of Geosciences (Сус, Тунисская Республика, 2019); Межрегиональная молодежная научно-исследовательская конференция «Геоэкологические проблемы Европейского Севера и Арктики» (Архангельск, САФУ, 2018); Международная научно-практическая конференция «Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность» (Севастополь, СевГУ, 2017, 2018 гг.); 14th SGA Biennial Meeting – Mineral Resources to Discover (Квебек, Канада, 2017); Рабочее совещание «Научно-методические и технологические проблемы прогнозирования и поиска слабо контрастных кимберлитовых трубок на территории Восточно-Европейской и Восточно-Сибирской алмазоносных провинций» (Санкт-Петербург, ВСЕГЕИ, 2017); Международная научно-практическая конференция «Новые идеи в науках о Земле» (Москва, МГРИ-РГГРУ, 2015, 2017 гг.); XV Всероссийская молодёжная научно-практическая конференция «Современные исследования в геологии» (Санкт-Петербург, СПбГУ, 2016); V Международная конференция «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», Томск, ТПУ, 2016); Международная межвузовская научная конференция студентов, аспирантов и молодых ученых «Молодые науки - о Земле» (Москва, МГРИ-РГГРУ, 2016, 2022 гг.); V Международная конференция молодых ученых «Водные ресурсы: изучение и управление» (Петрозаводск, ИВПС КарНЦ РАН, 2016); Всероссийская конференция с международным участием «Экология – 2015», (Архангельск, ИЭПС УрО РАН, 2015); IV Международная научно-практическая конференция молодых ученых и специалистов памяти академика А.П. Карпинского (Санкт-Петербург, ВСЕГЕИ, 2015).

Публикации: Основные положения диссертации опубликованы в 90 работах, в том числе 51 статье в журналах Web of Science и Scopus, 34 статьях в журналах ВАК, 5 коллективных монографиях.

Соответствие паспорту научной специальности: диссертация соответствует пунктам 5, 11, 14, 18, 24 паспорта специальности ВАК 1.6.21. Геоэкология (геолого-минералогические науки).

Структура и объем диссертации: диссертационная работа состоит из введения, семи глав, заключения, списка литературы (708 наименований, из них

262 – иностранные источники). Общий объем: 311 страниц, включая 77 рисунков и 8 таблиц.

Благодарности: с чувством глубокой признательности автор вспоминает своего безвременно ушедшего учителя, открывшего путь в науку, д.г.-м.н. Г.П. Киселева. Автор выражает огромную благодарность научным консультантам: д.г.-м.н. А.И. Малову за всестороннюю поддержку исследований, ценные советы и новые идеи, постоянное внимание к работе, д.г.-м.н. Ю.Г. Кутинову за ценные консультации, дискуссии и критические замечания. Автор высоко ценит неоценимую научную и практическую помощь, творческое сотрудничество к.г.-м.н. И.В. Токарева (СПбГУ). Автор выражает искреннюю благодарность сотрудникам лаборатории экологической радиологии за общую поддержку, помощь в проведении полевых и лабораторных работ, конструктивное обсуждение результатов и ценные советы к.г.-м.н. А.В. Пучкову, С.В. Дружинину, А.С. Орлову, А.А. Кудрявцевой, к.х.н. А.С. Дружининой, С.Б. Зыкову, к.б.н. А.А. Лукошковой, В.М. Быкову, к.г.н. С.А. Игловскому, к.г.н. Е.Н. Зыковой, к.х.н., Иванченко Н.Л., к.х.н. Н.С. Горбовой, к.х.н. А.В. Малкову, к.г.-м.н. А.В. Баженову, П.И. Лапикову, Д.Д. Ершовой и Н.Г. Скютте. Автор также благодарит сотрудника лаборатории глубинного геологического строения и динамики литосферы д.г.-м.н. Е.В. Полякову за общую поддержку. Автор выражает благодарность руководству ЦКП НО «Арктика» А.Ю. Кожевникову и Д.С. Косякову за помощь в проведении анализа химического состава образцов. Также автор искренне благодарен директору ММБИ РАН д.б.н. М.В. Макарову и начальнику отдела гидрометеорологии моря Северного УГМС О.Н. Балакиной за помощь в проведении морских экспедиционных исследований.

ГЛАВА I

СОСТОЯНИЕ ПРОБЛЕМЫ РАДИАЦИОННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕД ЗАПАДНОГО СЕКТОРА РОССИЙСКОЙ АРКТИКИ

Масштабная трансформация естественного радиационного фона на планете Земля началась сравнительно недавно, с конца XIX – начала XX века, когда бурный промышленный рост, сопряженный с добычей полезных ископаемых, в первую очередь каменного угля, нефти и ряда металлов, обусловил ускорение миграции радиоактивных элементов и накопление их в компонентах экосистем (Панченко и др., 2021). Дополнительным фактором увеличения радиогенной нагрузки, связанным с образованием радиоактивных отходов, послужили начавшиеся в начале XX века работы по выделению радия (Бекман, 2010). Исследования радиевых препаратов показали, что его излучение, с одной стороны, пагубно влияет на болезнетворные бактерии и раковые клетки, а с другой стороны, ускоряет регенерацию тканей и заживление ран, что обусловило исключительную востребованность радия в медицинских целях (Шашуков, 2005). Кроме этого, радий стал крайне востребован в промышленности для изготовления светящихся составов, а также в бытовых целях в зубной пасте, кремах, губной помаде, таблетках, хлебе, сигаретах и т.д. (Rowland, 1994; Коряковский, Атаков, 2009). Потребность медицины и промышленности в этом элементе привела к открытию в различных странах мира заводов для получения радия, источником которого служили радийсодержащие руды и подземные воды (Гирич, 2023), что привело к возникновению ряда радиоэкологических проблем для окружающей среды (Кичигин, Таскаев, 2004). Тем не менее, радиационное загрязнение экосистем, связанное с добычей полезных ископаемых и радиевым производством, в первой половине XX века имело всё же локальный характер. Трансформация радиационного фона в глобальном масштабе началась с ядерных испытаний, создания ядерного оружия и атомной энергетики (Панченко и др., 2021).

Первый в истории атомный взрыв был осуществлен 16 июля 1945 года на полигоне Аламогордо в США, который можно считать отправной точкой начала

масштабной эмиссии техногенных радионуклидов в окружающую среду (Андрюшин и др., 2003). В общей сложности с 1945 года во всем мире было проведено 2058 ядерных взрывов (не считая боевого применения атомных зарядов при бомбардировках Хиросимы и Нагасаки), распределенных по странам следующим образом: США – 1030, СССР – 715, Франция – 210, Великобритания – 45, Китай – 45, Индия – 3, Пакистан – 2, Северная Корея – 6 (Kimball, 2023). Основную угрозу, в плане техногенного радиационного загрязнения, несли атмосферные испытания, способствовавшие распространению радиоактивности на тысячи километров от мест испытаний с накоплением техногенных радионуклидов во всех природных средах. Большая часть атмосферных испытаний также была проведена в СССР и США, 219 и 215, соответственно (Kimball, 2023). При атмосферных взрывах образуются облака, содержащие радиоактивные аэрозоли, которые, в зависимости от состава и размеров, а также высоты взрыва, имеют различное время пребывания в атмосфере и соответственно различное расстояние переноса (тропосферный и стратосферный перенос), что определяет масштаб радиационного загрязнения – местный, полуглобальный (континентальный) и глобальный (Израэль, 1998; Стукин, 2001; Василенко, Василенко, 2003). При этом более 91% образующихся при ядерных взрывах радионуклидов приходится на короткоживущие изотопы, такие как ^{131}I , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{95}Zr , ^{103}Ru , имеющие периоды полураспада до 1 года (Василенко, Василенко, 2003). Наиболее значимыми с радиологической точки зрения являются долгоживущие радионуклиды ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Pu , а также ^{14}C и ^3H , которые могут вовлекаться в биогенный круговорот и накапливаться в тканях растений и животных (Бязров, 2005; UNSCEAR, 2010). Количественное поступление ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Pu , ^{14}C и ^3H в атмосферу в результате атмосферных испытаний составило 948, 622, 11, 142, 213 и 186000 ПБк, соответственно (UNSCEAR, 2010). Уже к середине 50-х годов XX века появились обширные медицинские исследования, доказывающие катастрофическое радиологическое воздействие техногенных радионуклидов, образуемых при атмосферных испытаниях, на биоту и человека (Рихванов, 2009). Так, было установлено, что воздействие техногенных радионуклидов, образующихся при ядерном взрыве мощностью в одну мегатонну, приведет к смерти по разным причинам до 50 тыс. человек (Яблоков, 2009). Однако, вероятно,

эти оценки могут быть сильно завышенными (Балонов, 2012). В связи с этим 5 августа 1963 года правительствами СССР, США и Великобритании был подписан договор о запрещении ядерных испытаний в трех средах – атмосфере, гидросфере и космическом пространстве (United Nations, 1963), к которому в то время не присоединились Франция и Китай, проводившие атмосферные испытания до 1975 и 1981 годов, соответственно, однако масштаб этих испытаний был уже не столь значимым.

Вторым источником по масштабам поступления техногенных радионуклидов в окружающую среду планеты после атмосферных испытаний являлись радиационные аварии на объектах ядерно-энергетического цикла и радиохимических предприятиях. Наиболее значимыми по радиоэкологическому воздействию являлись авария на Чернобыльской АЭС в 1986 году, АЭС «Фукусима-1» в 2011 году, а также авария на химическом комбинате «Маяк» (Кыштымская катастрофа) в 1957 году (Алексахин и др., 2001; Панченко и др., 2021). Так поступление ^{137}Cs в окружающую среду в результате этих аварий составило 85, 20 и 0.7 ПБк, соответственно (UNSCEAR, 2000; Панченко и др., 2021).

Другими важными источниками эмиссии техногенных радионуклидов в экосистемы выступают радиохимические предприятия по производству оружейного плутония и урана и переработке ядерного топлива (например «Хэнфорд» в США, «Селлафилд» в Великобритании, «Маяк» в СССР/России, «Ла-Аг» по Франции), а также атомные электростанции (Heeb, 1992; Napier et al., 1994; UNSCEAR, 2016; Панченко и др., 2021). Имел место ряд радиационных аварий спутников с ядерной энергетической установкой и военных самолетов, перевозивших ядерное оружие, приведшие к локальным (авиакатастрофы бомбардировщиков В-52 в Испании в 1966 году и Гренландии в 1968 году, авария советского спутника «Космос-954» в Канаде в 1978 году) и глобальным радиоэкологическим последствиям (авария американского спутника Транзит-5БН-3» в 1964 году) (Рихванов, 2009).

В то же время, плотности глобальных выпадений продуктов от ядерных испытаний значительно различаются между северным и южным полушариями и имеют ярко выраженный широтный характер. В связи с затрудненным обменом

воздушными массами между Северным и Южным полушариями, из-за наличия внутритропической зоны конвергенции, радиоактивные продукты взрывов в основном остаются в том полушарии, где были произведены испытания (Wright et al. 1999; Панченко и др., 2021). В связи с этим, важнейшим аспектом в оценке воздействия радиационных событий на экосистемы является региональный, определяющий закономерности распределения радионуклидов в объектах окружающей среды, обусловленные природно-климатическими факторами конкретной территории. Наибольший интерес в этом аспекте представляет Российская Арктика, особенно ее Западный сектор, испытавший с начала атомной эры значительное радиационное воздействие, где на полигоне архипелага Новая Земля было проведено более 90% от общей мощности всех ядерных взрывов СССР (Саркисов и др., 2015). Кроме этого, на Новоземельском полигоне были испытаны самые мощные в мире ядерные боезаряды (например «Царь-бомба» в 1961 году) (Михайлов, 1999). Другими важными источниками поступления антропогенных радионуклидов в экосистемы Западного сектора Российской Арктики являлись перенос морскими течениями жидких радиоактивных отходов из радиохимических заводов Западной Европы, многолетняя эксплуатация советского и российского атомного флота, слив и захоронение в море радиоактивных отходов (Саркисов и др., 2015; Матишов и др., 2019).

Часть техногенных радионуклидов поступила в Баренцево море в результате аварии на Чернобыльской АЭС (АМАР, 2016). В настоящее время риски радиационного загрязнения акваторий Западного сектора Российской Арктики связаны также с тем, что в этом регионе сосредоточено наибольшее количество радиационно-опасных объектов, представляющих как потенциальную, так и реальную угрозу: береговая инфраструктура гражданского и военного атомного флота, операции по переработке и хранению радиоактивных отходов, объекты «ядерного наследия» (инцидент с субмариной К-159) (Кобылянский и др., 2012). Основная часть этих потенциально радиационно-опасных объектов сосредоточена на побережье Баренцева и Белого морей в Мурманской и Архангельской областях, но во внутренних частях региона находятся объекты, которые могут быть источниками поступления техногенных радионуклидов в морскую среду. Так, на Кольском полуострове расположена самая северная в Европе атомная

электростанция (Кольская АЭС). В Хибинском горном массиве в 1972 и 1984 годах были проведены мирные термоядерные взрывы с целью дробления пород. Последствием этих взрывов является продолжающееся в настоящее время поступление ^3H в поверхностные воды района (Рамзаев и др., 2022). Также были проведены подземные ядерные взрывы в мирных целях для сейсмического зондирования недр (Михайлов, 1997; Киселев и др., 2014). Широко известен мирный ядерный взрыв под кодовым названием «Пирит», проведенный на территории Ненецкого автономного округа недалеко от города Нарьян-Мара 25 мая 1981 года на глубине 1.5 км. Целью этого взрыва был сдвиг пластов для гашения аварийного фонтана на Кумжинском газоконденсатном месторождении в дельте реки Печоры (Богоявленский и др., 2017). Схема объектов техногенной радиоактивности в циркумарктической зоне представлена на рис. 1.1 по данным (Rekacewicz, 2006).

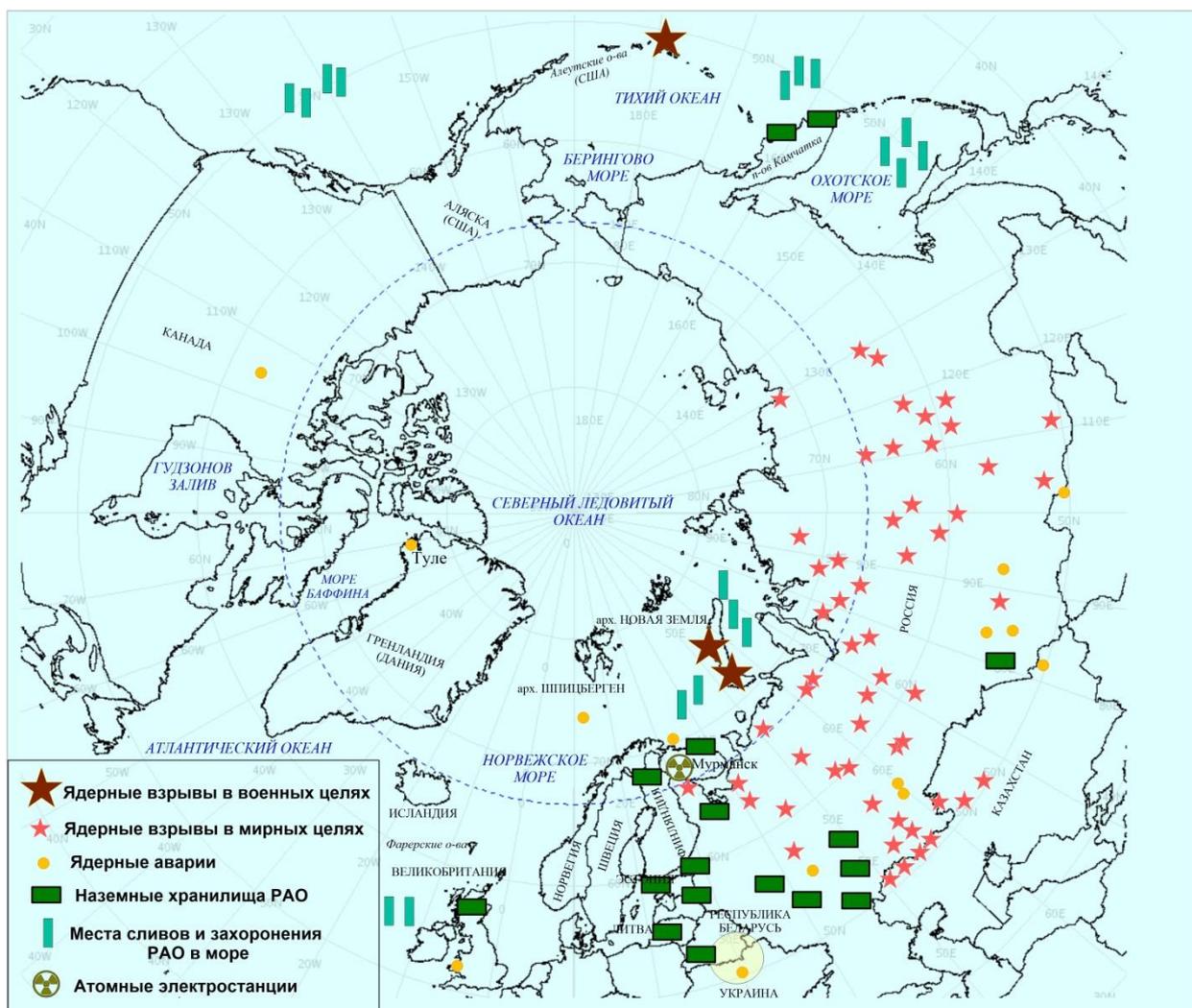


Рис. 1.1. Источники техногенной радиоактивности и радиационные объекты в циркумарктической зоне (по Rekacewicz, 2006).

Кроме техногенной радиоактивности, важным является рассмотрение источников естественной радиоактивности, формируемой в результате добычи и переработки обогащенных естественными радионуклидами руд, добычи углеводородного сырья (Горячев и др., 2019, 2020). Определенные риски изменения радиоактивности природной среды в Арктике могут быть связаны с глобальным потеплением климата, что может привести как к вторичному загрязнению экосистем техногенными радионуклидами, так и ускорению миграции естественных радионуклидов.

Необходимо подчеркнуть, что Арктика является уникальным регионом, имеющим для Российской Федерации колоссальное стратегическое значение в геополитическом и экономическом отношении. В то же время хозяйственное развитие региона требует пристального внимания к экологическому состоянию хрупких арктических экосистем и контроля за различными загрязнителями, в первую очередь радионуклидами. Рассмотрим подробнее различные источники радиационного загрязнения Арктики, распределение радионуклидов в экосистемах и новые глобальные радиоэкологические вызовы, обусловленные трансформацией радиационного фона в связи с климатическими изменениями.

1.1. Источники техногенной радиоактивности

1.1.1. Глобальные выпадения из атмосферы и ядерные испытания на архипелаге Новая Земля

Наиболее значимым по масштабам эмиссии техногенных радионуклидов радиационным объектом на территории Российской Арктики является полигон на архипелаге Новая Земля (рис. 1.2). Полигон был создан 17 сентября 1954 года с целью проведения испытаний ядерного оружия в Советском Союзе и оценки воздействия ядерных взрывов на объекты военно-морского флота и разработки средств и способов их защиты (Логачев, 2000; Шубик, 2010; Сыч, Дубинко, 2012;). В пределах полигона было оборудовано три зоны испытаний: А (район губы Черная), В (южный берег пролива Маточкин Шар) и С (район полуострова Сухой

Нос) (Михайлов, 2004). Общая площадь полигона составляет 90 тыс. км², включающая как сушу, так и часть морских акваторий (рис. 1.2).

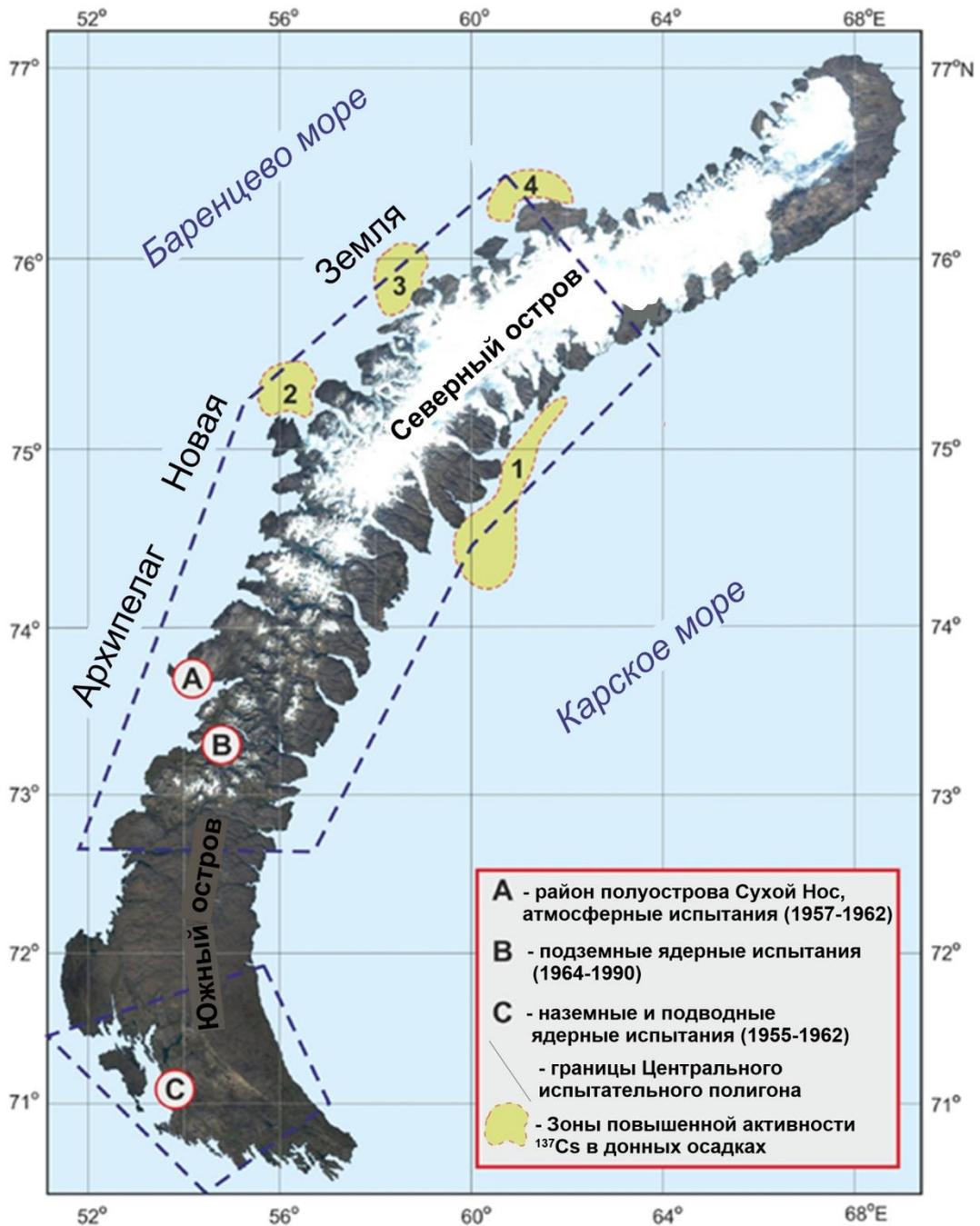


Рис. 1.2. Схема Новоземельского испытательного полигона по (Miroshnikov et al., 2021).

Первый взрыв на полигоне был осуществлен 21 сентября 1955 года под водой на глубине 12 метров, его мощность составила до 20 кт. Всего с 1955 по 1990 годы на полигоне произведено 132 ядерных взрыва, из которых 87 атмосферных, 3

подводных и 42 подземных (Ядерные взрывы, 1992; Огородников, 1995). Общая мощность взрывов составляла 273 Мт или 94% всех взрывов, произведенных в Советском Союзе (Сыч, Дубинко, 2012). Новоземельский полигон – это единственное место в мировой Арктике, где проводились атмосферные испытания (АМАР, 2016). Суммарная мощность атмосферных ядерных испытаний здесь была в 100 раз больше, чем на Семипалатинском полигоне (Михайлов, 2004). Атмосферные испытания проводились на полигоне с 1957 до 1962 годы. Здесь было проведено пять самых мощных в мире ядерных взрывов мощностью от 19 до 60 Мт. При проведении испытаний предусматривались меры по обеспечению экологической безопасности посредством выбора подходящих метеорологических условий проведения взрывов, обеспечивающих распространение радиоактивных выпадений в направлении от материка в пределах всей толщи воздуха от поверхности земли и до высоты подъема верхней кромки ядерного гриба (в основном в северном, северо-восточном и восточном направлениях) (Сыч, Дубинко, 2012; Савицкий, 2015; Кочетков и др., 2018). Благодаря этому, атмосферные взрывы на Новоземельском полигоне не привели к столь значительному местному радиационному загрязнению, в отличие от Семипалатинского полигона (Айбулатов, 2000). Так отмечается, что количество выпадений ^{137}Cs и ^{90}Sr на прилегающей к Новоземельскому полигону территории в 500-600 км в два раза меньше, чем на расстоянии 2-3 тыс. км от него (Мирецкий и др., 1999; Омельчук, 2020). После подписания 5 августа 1963 года Московского договора «О запрещении испытаний ядерного оружия в трех средах» на полигоне стали производиться только подземные ядерные испытания: первый – 18 сентября 1964 года, последний – 24 октября 1990 года (Михайлов и др., 2006).

Из 42 проведенных подземных взрывов лишь два сопровождалась нештатной радиационной ситуацией с выбросом в атмосферу радионуклидов, в результате чего суммарная активность образовавшегося ^{137}Cs могла составлять до 0.18 ПБк (Сыч, Дубинко, 2012). Согласно отчету 1991 года (Report..., 1991) по исследованию радиационного загрязнения окружающей среды Новой Земли уровень поверхностного загрязнения территории островов ^{137}Cs составлял 0.09 Ки/км^2 , что соответствовало среднему уровню поверхностного загрязнения средних широт Северного полушария. В направлении на восток от Новой Земли плотность

загрязнения ^{137}Cs в районах населенных пунктов Арктики снижалась от 0.15 Ки/км² в пос. Амдерма (восток Ненецкого автономного округа) до 0.05 Ки/км² в пос. Черском (северо-восток Якутии) (Айбулатов, 2000). Показано, что радиоэкологическая ситуация на островах Новой Земли и прилегающих арктических территориях и акваториях определялась в основном глобальным радиоактивным загрязнением атмосферы Северного полушария и небольшим вкладом радиоактивных осадков от аварии на Чернобыльской АЭС (Айбулатов, 2000). Исключение составляет бухта Черная, расположенная на Южном острове архипелага, где наблюдалось локальное радиационное загрязнение морской среды в результате подводных испытаний – активность изотопов $^{239,240}\text{Pu}$ в донных осадках достигала 1200-7600 Бк/кг, а ^{137}Cs 20-240 Бк/кг (Сивинцев и др., 2005).

Современные исследования акватории Карского моря, на которое пришелся основной объем выпадений от испытаний на Новоземельском полигоне, показывают, что уровень загрязнения ^{137}Cs морских донных осадков в целом является относительно низким и имеет фоновые значения для этого района Арктики 0-5 Бк/кг (Мирошников, 2012; Мирошников и др., 2020). При этом максимальные активности ^{137}Cs приурочены к эстуарным частям рек Обь и Енисей (до 100 Бк/кг в Обской губе и до 260 Бк/кг в Енисейском заливе), источником которых являются не выпадения от испытаний на Новой Земле, а вынос радионуклидов речным стоком с водосборных бассейнов этих рек и накоплением в пределах геохимических барьерных зон «река-море» (Степанец и др., 2006; Мирошников, 2012; Мирошников и др., 2018; Мирошников и др., 2020). В то же время было установлено, что в прибрежной полосе восточной части Северного острова Новой Земли выделяется протяженная зона повышенной активности ^{137}Cs с максимумами активностей до 29.3 Бк/кг. Протяженность зоны с активностями ^{137}Cs более 15 Бк/кг вдоль береговой линии Северного острова составляет 190 км, а ширина от 14 до 62 км (Мирошников, 2012). Аналогичная зона повышенной активности ^{137}Cs обнаружена в прибрежных донных осадках западной части Северного острова (Иванов, 2002). Источником ^{137}Cs в этих зонах является покровной ледник Северного острова, загрязненный местными выпадениями при атмосферных испытаниях на Новоземельском полигоне. В результате абляции ледника при смешении пресных и морских вод в прибрежной зоне формируется

геохимическая барьерная зона «берег-море», в которой происходит накопление техногенных радионуклидов (Мирошников, 2012). Так, расчетная суммарная активность радиоцезия, которая могла поступить на острова Новой Земли в результате локальных тропосферных выпадений, составляет ~30 ПБк (Aarkrog, 1997). Учитывая значительные оцененные объемы местных выпадений на острова Новой Земли, следует обратить внимание на исследование накопления и распределения техногенных радионуклидов в ландшафтах архипелага. В настоящее время наземные радиоэкологические исследования архипелага носят единичный характер (Усягина и др., 2014; Усачева и др., 2016; Мирошников и др., 2017). Важным также является и изучение техногенных радионуклидов в ледниковом покрове Новой Земли, деградация которого в связи с потеплением климата может иметь негативные радиоэкологические последствия для акваторий Баренцева и Карского морей (Архипелаг..., 2018).

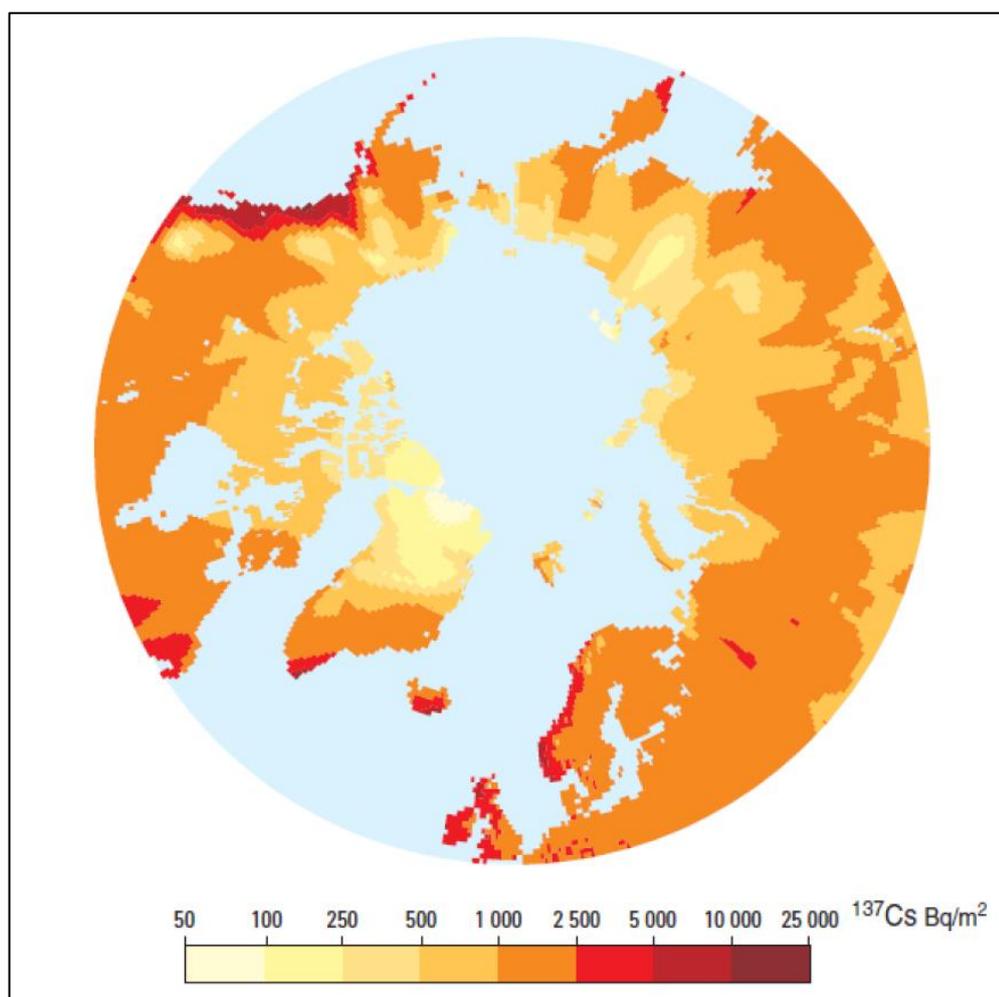


Рис. 1.3. Расчетные глобальные выпадения ^{137}Cs в результате атмосферных испытаний (значения пересчитаны на 1995 год) (АМАР 1998).

При движении на восток влияние Новоземельских испытаний еще менее значимо. Так, в донных осадках моря Лаптевых удельные активности ^{137}Cs в центральных частях акватории соответствуют глобальным фоновым значениям, характерным для Российской Арктики, и не превышают 2-2.5 Бк/кг (Горяченкова и др., 2023). Максимумы активностей ^{137}Cs приурочены к эстуарным частям рек Хатанги и Лены. Изотопы плутония $^{239,240}\text{Pu}$ не обнаружены, поскольку их активности лежат ниже предела обнаружения 0.1 Бк/кг (Горяченкова и др., 2023). В целом суммарное поступление ^{137}Cs с глобальными атмосферными выпадениями в акватории морей Западного сектора Российской Арктики по оценкам (Синивцев и др., 2005) составляло 1.5 ПБк для Баренцева моря и 0.24 ПБк для Белого моря. Суммарный речной сток мог обеспечить поступление в акватории Баренцева и Белого морей 0.04 ПБк ^{137}Cs .

1.1.2. Ядерные взрывы в мирных целях

Промышленные ядерные взрывы в мирных целях проводились в Советском Союзе в рамках реализации Программы №7 «Ядерные взрывы для народного хозяйства» в период с 1964 по 1988 годы (Андрюшин и др., 1996; Nordyke. 1998; Михайлов, 2000; Логачев, 2001; 2005). СССР был единственной в мире страной, где ядерные взрывы, помимо испытаний в военных целях, настолько широко применялись в народном хозяйстве. Всего за время реализации Программы №7 в СССР было осуществлено 124 взрыва с подрывом 135 ядерных зарядов: 130 в скважинах, 4 в штольнях и 1 в шахте (Логачев, 2001). Суммарная мощность этих ядерных взрывов составляла ~ 1.6 Мт. Помимо Советского Союза мирные ядерные взрывы проводились только в двух странах: в США по программе «Плаушер» (27 взрывов) и в Индии (1 взрыв). География проведения мирных ядерных взрывов на территории Советского Союза была обширной и определялась широким спектром направлений применения и соответственно различными заказчиками. Наибольшее количество взрывов было произведено в интересах Министерства геологии СССР (43 взрыва), Министерств газовой (19 взрывов) и нефтяной (13 взрывов) промышленности (Андрюшин и др., 1996). Основными целевыми назначениями взрывов являлись: глубинное сейсмическое зондирование, интенсификация добычи

нефти и газа, создание полезных емкостей-хранилищ, дробление горных пород, глушение газовых фонтанов, создание водохранилищ и траншей, научные эксперименты.

Основная часть проведенных взрывов (более 90 %) являлась камуфлетными (подземными), что должно было обеспечить минимальное радиационное воздействие на окружающую среду. Однако в некоторых случаях из скважин происходили аварийные выбросы радиоактивных продуктов в атмосферу с формированием локальных зон радиоактивного загрязнения вокруг скважин (Логачев, 2001). Такие аварийные выбросы происходили при взрывах «Глобус-1» в 1971 году в Ивановской области и «Кратон-3» в 1978 году в Якутии, приведшие к поступлению техногенных радионуклидов на поверхность и радиационному загрязнению местности (Бурцев и др., 2004; Рамзаев и др., 2008). В результате аварийного выброса техногенных радионуклидов из скважины объекта «Глобус-1» площадь поверхностного радиационного загрязнения составила 100x150 м (Храмцов, 2019). Площадь поражения лесных экосистем со 100% гибелью древесной растительности в районе взрыва «Кратон-3» составила ~ 1.2 км², а уровни поверхностного загрязнения почв ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr по состоянию на начало 2000-х годов составляли 6890 кБк/м² и 15300 кБк/м², соответственно (Рамзаев и др., 2008). Также радиационное загрязнение территорий произошло в результате экскавационных взрывов с выбросом грунта на объектах «Тайга» в 1971 году в Пермской области и «Кристалл» в 1974 году в Якутии, которые проводились с целью создания канала в случае «Тайги» и плотины-хвостохранилища в случае «Кристалла» (Рамзаев и др., 2009; Касаткин и др., 2014). В последующем на промплощадках взрывов и прилегающих территориях выполнялись реабилитационные работы (Логачев, 2005).

Несмотря на то, что случаи аварийных выбросов радионуклидов из скважин были единичными и последствия устранялись дезактивацией площадок (вывоз загрязненного грунта), проблема комплексной оценки влияния подземных ядерных взрывов на геологическую среду далека от разрешения и может иметь длительные последствия. Так, согласно исследованиям (Голубов, Сапожников, 2016), подземный ядерный взрыв «Глобус-1» спровоцировал формирование новообразованной наложенной структуры в виде субвертикальной зоны дробления

пород, которая пронизывает систему водоносных горизонтов верхнего гидрогеологического этажа, что обеспечивает дальнюю миграцию радионуклидов с подземными водами. В связи с этим, техногенные радионуклиды обнаруживаются в ряде подземных источников питьевого водоснабжения Ивановской области, в населенных пунктах, расположенных в радиусе 6-7 км от района проведения подземного взрыва (Голубов, Сапожников, 2016). Непосредственно в районе объекта «Глобус-1» в подземных водах исследовательских скважин активности ^{137}Cs и ^{90}Sr составляют 9900 Бк/л и 4800 Бк/л, соответственно (Рамзаев и др., 2009). Объект «Кратон-3» в настоящее время также остается источником техногенных радионуклидов в подземных и поверхностных водах района проведения ядерного взрыва. Перенос радионуклидов в системе «полость взрыва-геологическая среда-поверхность» происходит по трещиноватой зоне разлома, выходящей на поверхность, что обеспечивает постоянное просачивание техногенных радионуклидов на поверхность (Артамонова, 2016). На ряде объектов, например «Ангара», обнаружено поступление на поверхность ^3H из скважины, что подтверждает наличие потенциальной долговременной радиационной опасности районов проведения подземных ядерных взрывов (Рамзаев и др., 2009). Дело в том, что полости подземных ядерных взрывов по геологическим признакам и надежности барьеров, предотвращающих миграцию радионуклидов в окружающую среду, не соответствуют критериям могильников радиоактивных отходов: для радиоактивных отходов, образованных при подземных ядерных взрывах, не применим принцип «захоронил и забыл» (Рамзаев и др., 2009).

На территории Западного сектора Российской Арктики было проведено 6 ядерных взрывов в мирных целях (Логачев, 2001). Первым был «Глобус-4», проведенный 2 июля 1971 года Коми АССР в 25 км юго-западнее города Воркуты. Взрыв был осуществлен на глубине 610 м, его мощность составляла 2.3 кт. Это был первый в Советском Союзе ядерный взрыв, осуществленный по программе глубинного сейсмического зондирования. Следующим по хронологии был взрыв «Днепр-1» мощностью 2.1 кт, проведенный 4 сентября 1972 года в Мурманской области в Хибинском горном массиве на глубине 131 м (в штольне). Целью этого взрыва была отработка технологии дробления руды. Следующим был проведен взрыв «Горизонт-1» в Коми АССР 29 августа 1974 года в 70 километрах юго-

западнее Воркуты с целью сейсмического зондирования, мощность взрыва составила 7.6 кт, глубина 583 м. Спустя почти 7 лет 25 мая 1981 года был проведен взрыв «Пирит» в Ненецком автономном округе на глубине 1511 м. Этот взрыв мощностью 37.6 кт был проведен для остановки процесса неконтролируемого фонтанирования газа из скважины К-9 Кумжинского газоконденсатного месторождения в дельте реки Печора. Однако полностью аварию ликвидировать не удалось, месторождение было законсервировано и в настоящее время не эксплуатируется (Никонова, 2015; Богоявленский, 2017). Следующим объектом был «Днепр-2», представлявший собой 2 одновременных взрыва (27 августа 1984 года) по 1.7 кт на глубине 175 м (в штольне), их целью также служила отработка технологий массового дробления пород при добычных работах в Хибинском массиве Мурманской области. Завершающим на рассматриваемой территории был взрыв «Агат», осуществленный 19 июля 1985 года на глубине 772 м в Мезенском районе Архангельской области близ побережья Белого моря с целью геосейсмозондирования, его мощность составляла 8.5 кт.

Все указанные ядерные взрывы были проведены в штатном режиме, т.е. без динамического выброса радиоактивных продуктов в атмосферу (Логачев и др., 2005). Проведенные радиоэкологические исследования в эпицентральной зоне объекта «Агат» в Архангельской области показали отсутствие поверхностного загрязнения техногенными радионуклидами, удельная активность ^{137}Cs в почвах находится в пределах уровней глобальных выпадений, а ^3H в поверхностных водах не зафиксирован (Зеленцова и др., 2012; Киселев и др., 2014; Храмцов и др., 2021). В то же время взрывы «Днепр-1» и «Днепр-2» в Хибинском горном массиве Мурманской области не обошлись без радиоэкологических последствий для окружающей среды. Эти взрывы, в отличие от других мирных ядерных взрывов, проводились на сравнительно небольшой глубине в зарядных штольнях, пробитых внутрь горы Куэльпор (Логачев и др., 2001). В результате этих взрывов поверхность горы Коэльпор была нарушена, сформировались глубокие разломы и трещины, способствующие фильтрации через загрязненный техногенными радионуклидами массив пород, дождевых и талых вод и их обогащению радионуклидами (Рамзаев и др., 2022). Последствием этого является

продолжающееся в настоящее время поступление ^3H в поверхностные воды района (Рамзаев и др., 2022).

Исследования, проведенные автором диссертационной работы в районе взрыва «Пирит» в дельте реки Печоры (Yakovlev et al., 2021), показали крайне низкий уровень техногенного радиационного загрязнения территории. Удельная активность ^{137}Cs в донных осадках дельты Печоры в районе взрыва не превышала 2.2 Бк/кг, значения объемной активности ^3H в воде дельты Печоры находились на уровне ниже предела обнаружения (Yakovlev et al., 2021). В то же время не исключена вероятность выхода продуктов ядерного взрыва на поверхность в результате вертикальной миграции по системам разломов и трещин (Богоявленский и др., 2017). В настоящее время разрабатывается проект, предусматривающий в ближайшие годы начало добычи газоконденсата на Кумжинском месторождении в дельте Печоры (Ведомости, 2021), что в свою очередь может спровоцировать выход на поверхность техногенных радионуклидов из эпицентра взрыва в составе добываемых углеводородов и попутных вод (Богоявленский и др., 2017). Также сохраняется вероятность новых мощных неконтролируемых выбросов газа и жидких углеводородов за счет восстановившегося давления в основной залежи и возможных аномально высоких пластовых давлений в техногенных залежах (Богоявленский и др., 2017).

Необходимо отметить, что «Пирит» был самым мощным из проведенных в Западном секторе Российской Арктике подземных ядерных взрывов, что очевидно привело к формированию в полости взрыва значительных активностей техногенных радионуклидов. Согласно оценкам (Логачев и др., 2005) при подземном ядерном взрыве мощностью 1 кт радиоактивность пород и расплава в центральной зоне взрыва через 50 лет будет составлять $1.7 \cdot 10^5$ Бк/кг в породе и $3 \cdot 10^6$ Бк/кг в расплаве. Для «Пирита» при его мощности 37.6 кт радиоактивность пород в центральной зоне составит $6.3 \cdot 10^6$ Бк/кг, в расплаве – $1.1 \cdot 10^8$ Бк/кг. Таким образом, по уровню загрязнения пород, центральная зона ядерного взрыва может считаться хранилищем твердых радиоактивных отходов. Основными радионуклидами, определяющими активность центральной зоны взрыва в течение 50-100 лет после взрыва, будут являться осколочные ^{137}Cs и ^{90}Sr , а также ^3H ,

входящего в состав вторичного термоядерного узла ядерного зарядного устройства (Логачев и др., 2005) .

В связи с этим, вопрос исследования миграции радионуклидов в геологической среде мест проведения мирных ядерных взрывов и обеспечения радиационной безопасности населения, проживающего на этих территориях, а также биоты, в настоящее время остается крайне актуальным и требует своего решения.

1.1.3. Атмосферные выпадения в результате аварии на Чернобыльской АЭС

Авария на Чернобыльской атомной электростанции, произошедшая 26 апреля 1986 года, является самой масштабной радиационной катастрофой в истории мировой атомной энергетики. Взрыв реактора 4-го энергоблока Чернобыльской АЭС привел к повреждению и разгерметизации тепловыделяющих элементов, содержащих ядерное топливо и накопившиеся продукты деления и активации нейтронами (Израэль, 1990). Помимо первоначального выброса в момент аварии, значительные объемы радиоактивных элементов продолжали выходить из реакторной зоны в течение 10 дней в результате возникшего после взрыва пожара (Боровой, Гагаринский, 2001). В относительном выражении количество радионуклидов в выбросах составляло: 30 % радиоактивный йод, 15 % цезий, 0.5-2 % «тугоплавкие радионуклиды» (Израэль, 1990). Выброс инертных радиоактивных газов составил ~ 50% от общего радиоактивного выброса. Суммарный выход из реакторной зоны радиоактивных продуктов составил 3.5 – 4 %.

Общий объем выбросов радиоактивных элементов в окружающую среду составил около 14 ЭБк, в том числе 1.8 ЭБк ^{131}I , 0.085 ЭБк ^{137}Cs и другие изотопы цезия, 0.01 ЭБк ^{90}Sr и 0.003 ЭБк изотопов плутония (МАГАТЭ, 2008). Меняющийся состав выбросов в ходе горения реакторной зоны и погодные условия способствовали крайней неоднородности радионуклидного загрязнения территорий. В ближней зоне АЭС в радиусе от 30 до 100 км радиоактивное загрязнение было главным образом представлено топливными частицами, содержащими ^{95}Zr , ^{99}Mo , ^{95}Nb , $^{154,155}\text{Eu}$, $^{141,144}\text{Ce}$, $^{238-242}\text{Pu}$, $^{237,239}\text{Np}$, $^{242,244}\text{Cm}$, $^{241,243}\text{Am}$, а также основную часть $^{89,90}\text{Sr}$. На более удаленных от АЭС территориях

радиационное загрязнение было представлено конденсационными продуктами деления в основном ^{131}I , $^{134,137}\text{Cs}$ и в меньшей степени $^{89,90}\text{Sr}$ (Романенко и др., 2006). Ореол распределения плутония коррелировал с ореолом стронция – в 10-км зоне отношение $^{90}\text{Sr}/^{239}\text{Pu}$ было постоянным и находилось в пределах одного порядка. В дальней зоне отношение $^{90}\text{Sr}/^{239}\text{Pu}$ заметно уменьшалось в результате возгонки высших оксидов плутония. В связи с этим изотопы плутония обнаруживаются даже на значительных расстояниях от Чернобыльской АЭС в цезиевых пятнах (Романенко и др., 2006). Чернобыльские выпадения воздушными массами распространились на значительные территории Европы (МАГАТЭ, 2008).

В момент аварии 26 апреля 1986 года траектории движения воздушных масс имели северное направление через Беларусь и Прибалтику в сторону Финляндии, Швеции и Норвегии, а также западное направление через Украину и Польшу в сторону западноевропейских стран (Национальный атлас..., 2021). К 27 апреля 1986 года траектории движения атмосферных потоков на высоте 1500-3000 м протянулись на север через Беларусь и Скандинавию с поворотом на восток в сторону Кольского полуострова. 28 и 29 апреля 1986 года продолжался разворот воздушных масс на восток, а 30 апреля на юг, юго-запад и запад (Национальный атлас..., 2021). Основная часть высокорadioактивных частиц топливной и конденсационной природы выпала на территориях, примыкающих к Чернобыльской АЭС – отдельные районы Украины, Беларуси, Российской Федерации (71% всех выпадений ^{137}Cs). Из этих наиболее пострадавших в результате аварии территорий с плотностью загрязнения по ^{137}Cs 15 Ки/м² или 555 кБк/м² весной и летом 1986 года было эвакуировано 115 тыс. человек, в последующие годы было отселено ещё 220 тыс. человек, земли сельскохозяйственного назначения и лесного фонда были выведены из хозяйственного оборота (Балонов, 2011). В настоящее время в связи со снижением уровня радиоактивности эти территории постепенно возвращаются в хозяйственный оборот, особенно в Беларуси, где в оборот введено уже более трети загрязненных земель (Росбалт, 2011).

Несмотря на то, что основная часть радиоактивных элементов выпала в ближней зоне реактора, чернобыльская авария из-за атмосферного переноса имела влияние на значительно отдаленные от места аварии районы, в том числе на

территории Западного сектора Российской Арктики (рис. 1.4). Некоторая часть чернобыльских выбросов, поднимаясь на высоту 1.5 – 3 км, двигалась сначала на север через Скандинавские страны, а затем на восток через Кольский полуостров и Архангельскую область (28 апреля 1986 года) (АМАР, 1998).

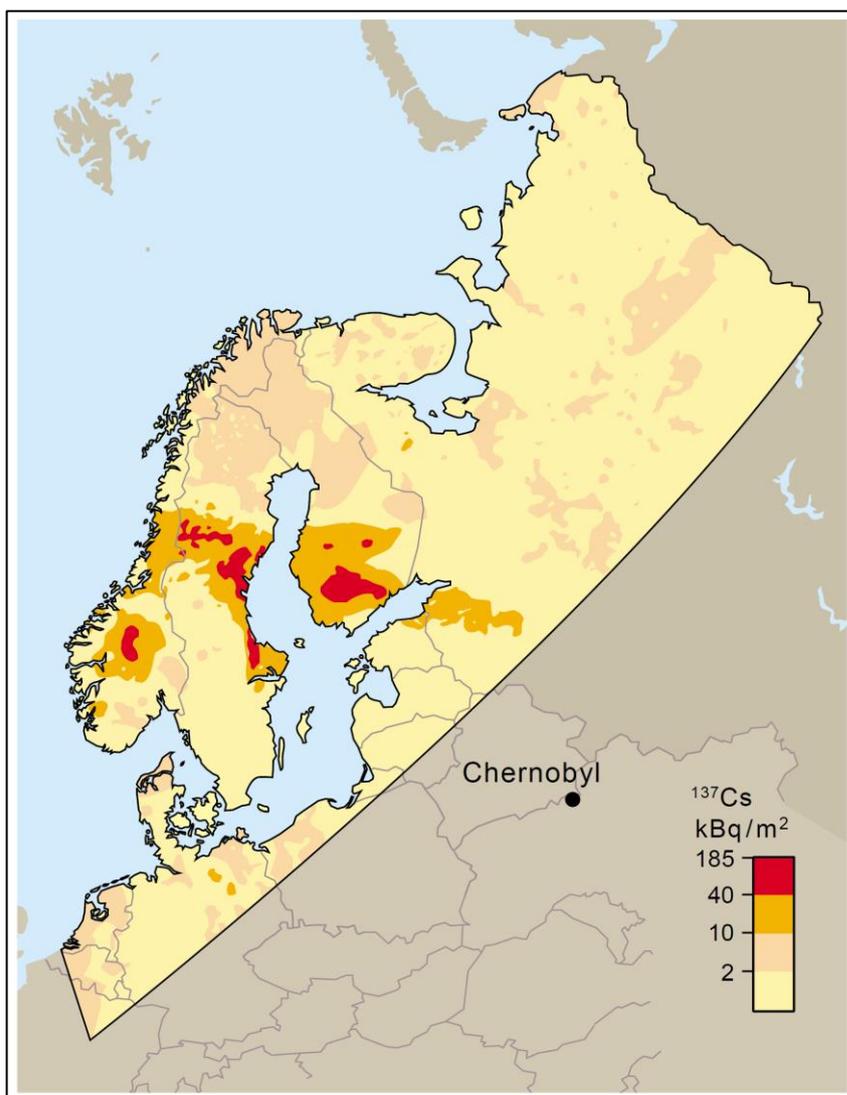


Рис. 1.4. Загрязнение территории Северной Европы ^{137}Cs в результате аварии на Чернобыльской АЭС (АМАР, 1998).

К концу апреля – началу мая 1986 года чернобыльские выпадения были зафиксированы на архипелаге Земля Франца Иосифа и в районе мыса Желания в северной оконечности Новой Земли, но были значительно ниже по сравнению с европейской частью страны (Сивинцев и др., 2005). При движении на восток влияние чернобыльских выпадений было ещё менее значимым. Наибольшее количество «чернобыльского» ^{137}Cs , обусловленное циркуляцией атмосферы, было

обнаружено в районе города Мурманска (Саркисов, 2019). Вклад ^{137}Cs , обусловленного аварией на Чернобыльской АЭС, составлял для района Мурманска до 46 % от уровня глобальных радиоактивных выпадений (Матишов и др., 2020). Еще больший вклад «чернобыльского» ^{137}Cs фиксируется в некоторых районах Скандинавии. Так, плотность загрязнения «чернобыльским» ^{137}Cs почвенного покрова в Швеции составляла 5-85 кБк/м², в Финляндии – 4-67 кБк/м², на Кольском полуострове и в Карелии менее 10 кБк/м² (Hakanson, 1992; Матишов и др., 1994; Израэль и др., 2000).

В районе Архангельска вклад «чернобыльского» ^{137}Cs составлял около 8 %, а в районах Российской Арктики за Уралом – около 1 %. В целом для Арктической зоны Российской Федерации вклад чернобыльской катастрофы в загрязнение ^{137}Cs , как минимум, на два порядка меньше, чем от испытаний ядерного оружия (Государственный..., 2016). Снижение вклада чернобыльских выпадений при движении с запада на восток отчетливо видно по содержанию ^{137}Cs в озёрных донных осадках Северо-Запада России: среднее содержание ^{137}Cs от границы Карелии и Финляндии к северу Архангельской области снижается со 179.7 Бк/кг до 4.5 Бк/кг (Киселев и др., 2017). Уменьшение активности ^{137}Cs происходит также в результате самоочищения ландшафтов, что наиболее заметно наблюдается для территории Лапландии и Кольского полуострова, где активности ^{137}Cs в настоящее время составляют около 10-15 % от уровня, ожидаемого при естественном распаде (Матишов и др., 2021). Причиной этого является вымывание ^{137}Cs почвенными водами в водотоки и водоемы, с накоплением повышенных активностей в донных осадках. Так, максимальные активности радиоцезия, зафиксированные в донных осадках озер на границе Карелии и Финляндии, достигали 873 Бк/кг (Киселев и др., 2017). Это подчеркивает актуальность оценки уровней техногенной радиоактивности депонирующих сред (донных осадков водоемов), обусловленной особенностями распределения чернобыльских выпадений, а также формирование ландшафтной зональности в распределении радионуклидов и оценки их фоновых активностей. Вопросы распределения и миграции ^{137}Cs в естественных ландшафтах арктических регионов, учитывая объем его исторического поступления в окружающую среду и относительно длительный период полураспада, будут оставаться актуальными еще долгое время.

Суммарное поступление «чернобыльского» ^{137}Cs на территории и акватории Западного сектора Российской Арктики составило 1.1 ПБк (Сивинцев и др., 2005). В то же время в дальнем следе чернобыльских выпадений фиксируются и другие радионуклиды, хоть их активности являются крайне низкими. Такими радионуклидами являются изотопы плутония, обнаруживаемые в цезиевых пятнах от выбросов чернобыльской аварии (Романенко и др., 2006), хотя, конечно, основная часть слаболетучего плутония выпала в 30-км зоне отчуждения Чернобыльской АЭС (Лукашенко и др., 2021). Уровень активности плутония в радиусе 1 км вокруг площадки АЭС достигает 1100 Бк/кг (Ващенко и др., 2017). С удалением от места чернобыльской аварии его активность многократно снижается: в почвенно-растительном покрове различных районов Центральной и Северной Европы активности $^{239+240}\text{Pu}$ в основном в диапазоне $<0.1 - 5$ Бк/кг (Mietelski, 2001; Quinto et al., 2013; Mietelski et al., 2016; Mroz et al., 2017). Вклад чернобыльского плутония относительно уровня глобальных выпадений, оцененный по атомному отношению $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$, для территории Швеции составил от 15% до 70% (Lindahl et al., 2004), для Финляндии – около 10% (Paatero et al., 1998). Для Западного сектора Российской Арктики такие оценки в литературных источниках не обнаружены.

Изотопы плутония, предположительно имеющие некоторый вклад чернобыльских выпадений, были обнаружены и в районах высокой Арктики в арктических почвах Шпицбергена ($^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ до 0.241, при значении для глобальных выпадений ~ 0.18) (Lokas et al., 2013). Так активность $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах острова Западный Шпицберген варьировала в широких пределах от 0.05 до 22.93 Бк/кг, активность ^{238}Pu от 0.02 до 0.53 Бк/кг. Активность ^{137}Cs при этом достигала 292 Бк/кг (Lokas et al., 2013). Некоторые исследователи (Wendel et al., 2013) сообщают о возможном переносе радионуклидов в Арктику от испытаний на Семипалатинском полигоне. Эти выводы базируются на выявленных отношениях $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 0.052-0.077 в аэрозолях, собранных на фильтрах за ноябрь 1962 года и на моделировании атмосферного переноса с использованием метеорологических данных, указывающих на возможный дальний тропосферный перенос из Семипалатинска.

Таким образом, обнаруживаемые высокие активности в арктических почвах, свидетельствуют о слабой самоочищающей способности арктических ландшафтов, которые надежно фиксируют техногенную, что актуализирует необходимость проведения исследований, направленных на оценку вклада источников и уровней накопления техногенных радионуклидов в ландшафтах архипелагов Западного сектора Российской Арктики – Новой Земли, Земли Франца Иосифа. В настоящее время такие исследования являются фрагментарными.

1.1.4. Перенос с морскими течениями жидких радиоактивных отходов от западноевропейских радиохимических заводов

Следующим по объему поступлений техногенной радиоактивности в морскую среду Западного сектора Российской Арктики после глобальных выпадений являлся перенос с морскими течениями жидких радиоактивных отходов от западноевропейских радиохимических заводов (Матишов, Матишов, 2001). К их числу относились объекты Селлафилд и Дунрей в Великобритании и Ла-Аг во Франции, осуществлявшие сброс жидких радиоактивных отходов в Ирландское море и пролив Ла-Манш, соответственно (Параскив и др., 2021) (рис. 1.5).

Наиболее значимым для Арктического региона источником техногенных радионуклидов являлся ядерный комплекс Селлафилд (Вакуловский и др., 1985). Объект Селлафилд, расположенный на побережье Ирландского моря в северо-западной части Англии в графстве Камбрия, начал свою историю в 1947 году как завод по производству и переработке оружейного плутония (Цебаковская и др., 2017). С 1951 по 1957 годы на заводе было произведено 385 кг плутония, который применялся для создания первой британской атомной бомбы. В 1956 на реакторах Селлафилда одновременно с наработкой оружейного плутония стали производить электроэнергию для гражданских целей. В 1995 выработка оружейного плутония прекратилась, а в 2003 была приостановлена и выработка электроэнергии. В настоящее время деятельность комплекса в основном связана с переработкой накопленного отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) и выводом из эксплуатации исторических установок и хранилищ отходов ОЯТ (Цебаковская и др., 2017).

В Селлафилском комплексе основная часть, сбрасываемых в Ирландское море жидких радиоактивных отходов была представлена промывной водой бассейнов выдержки ОЯТ и отходами от переработки ОЯТ с заводов В204 и В205, где выделение плутония, урана и других высокоактивных продуктов проводилось посредством многостадийной экстракции растворителем (Цебаковская и др., 2017).

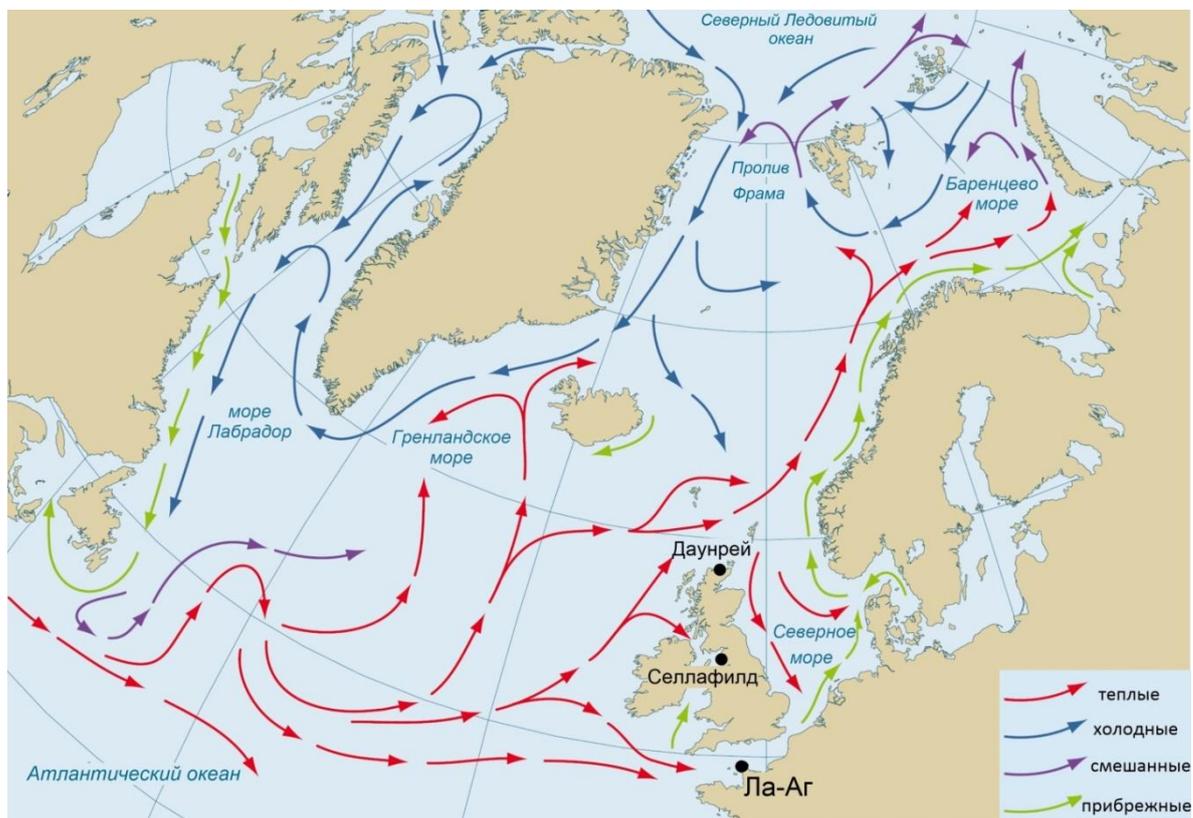


Рис. 1.5. Расположение западноевропейских радиохимических заводов и схема морских течений (АМАР, 2010).

За время работы комплекса суммарный сброс радионуклидов в Ирландское море суммарно составил ~ 160 ПБк (Израэль и др., 1994), на долю ^{137}Cs приходилось 37 ПБк (Саркисов и др., 2011). Максимум сбросов техногенных радионуклидов с Селлафилда в морскую среду достиг в 1974-1978 годах (Матишов и др., 2019). За счет переноса морскими течениями техногенное радиационное загрязнение поступило в бассейн Северного Ледовитого океана. В связи с тем, что время переноса водных масс от Ирландского до Баренцева моря составляет 4-6 лет, максимальное содержание техногенных радионуклидов в арктическом бассейне наблюдалось в начале 80-х годов. Активность ^{137}Cs в южной части Баренцева моря достигала более 30 Бк/м^3 (рис. 1.6), что выше уровня глобальных выпадений в 5-6

раз (Сивинцев и др., 2005). Присутствие радионуклидов от Селлафилда было обнаружено также в водах Белого моря (Вакуловский и др., 1988). В результате принятых мер по дополнительной очистке сбрасываемых с Селлафилда отходов уровень техногенной радиоактивности вод Ирландского моря к 2000 году уменьшился на два порядка по сравнению с 1974-1978 годами. В 2014 году сброс жидких радиоактивных отходов составил 0.17 ТБк альфа-излучателей и 9.8 ТБк бета-излучателей (Цебаковская и др., 2017).

Согласно расчетам (Сивинцев и др., 2005) в Баренцево море от сбросов Селлафилда в общей сложности поступило до 7.4 ПБк ^{137}Cs и до 1.7 ПБк ^{90}Sr . В Карское море, по расчетам этих же авторов, через Новоземельские проливы могло поступить около 2% сбросов, поступивших в Баренцево море или 148 ТБк ^{137}Cs и 33 ТБк ^{90}Sr .

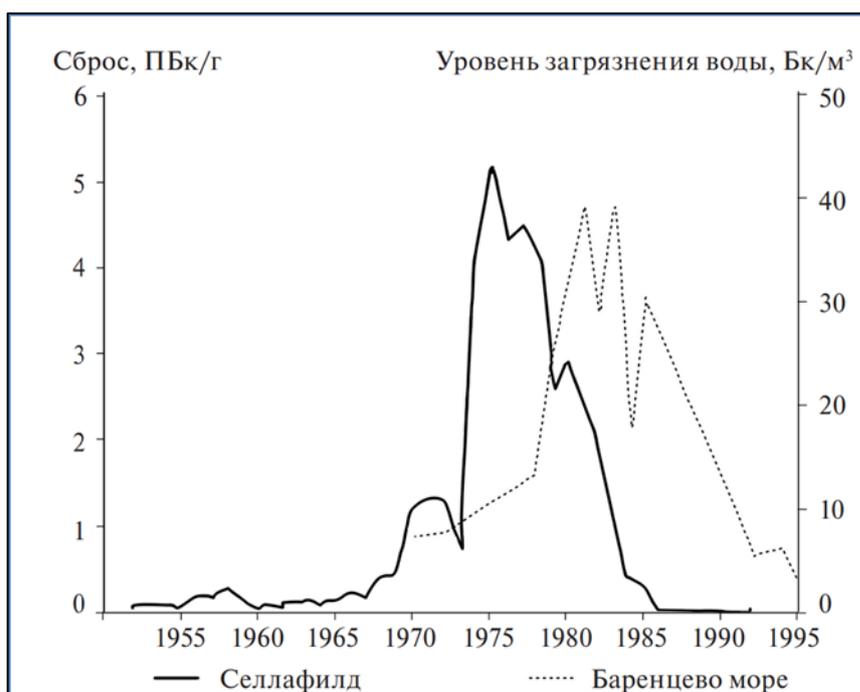


Рис. 1.6. Сброс радионуклидов с РХЗ Селлафилд и уровень загрязнения воды ^{137}Cs в Баренцевом море (Саркисов и др., 2019).

В настоящее время уровень активности ^{137}Cs в поверхностных водах Баренцева моря составляет в среднем 1.71 Бк/м^3 , который определяется в основном глобальными атмосферными выпадениями и переносом радионуклидов атлантическими водными массами от западноевропейских радиохимических

заводов (Матишов и др., 2019). Активность ^{137}Cs в морских водах уменьшается в направлении на восток по мере уменьшения влияния Атлантики – до 1.19 Бк/м³ в море Лаптевых и до 0.93 Бк/м³ в Восточно-Сибирском море (Матишов и др., 2019).

1.1.5. Сброс радиоактивных отходов в акваториях Баренцева и Карского морей

Определенный интерес с точки зрения оценки радиоэкологических последствий на экосистемы Арктики представляет сброс и захоронение радиоактивных отходов, проводившихся в акваториях Баренцева и Карского морей с конца 50-х годов XX-века с целью удаления отходов от деятельности гражданского и военного флотов, в том числе радиоактивных отходов, сопровождавших ремонт атомных судов и кораблей (Сивинцев и др., 2005). Советский Союз осуществлял сброс как жидких, так и твердых радиоактивных отходов в виде контейнеров, отдельных конструкций, узлов оборудования, аварийных ядерных реакторов с отработавшим ядерным топливом и без него, реакторных отсеков подводных лодок, атомной подводной лодки целиком (Никитин, 2009). Общее количество ядерных и радиационно-опасных объектов затопленных или затонувших в морях Арктики в период с 1957 по 1992 годы и в 2003 году составляет около 18 тыс., из них более 17 тыс. контейнеров с радиоактивными отходами, 735 радиоактивных конструкций и блоков, 17 судов с твердыми радиоактивными отходами на борту, 1 контейнер с экранной сборкой атомного ледокола, 1 ядерный реактор с атомной подводной лодки, 5 реакторных отсеков, 3 атомные подводные лодки (Саркисов и др., 2011). Карта районов удаления радиоактивных отходов в Арктике представлена на рис. 1.7.

Захоронение твердых радиоактивных отходов осуществлялось только в Карском море в пределах глубоководной Новоземельской впадины и семи заливов Новой Земли – заливы Седова, Ога, Цивольки, Степового, Абросимова, Благополучия и Течений. Суммарная активность твердых радиоактивных отходов затопленных в Карском море составляет 37.8 ПБк, радионуклидный состав этих материалов представлен ~ 50 % ^{60}Co , 25 % ^{90}Sr и 25% ^{137}Cs (Сивинцев и др., 2005). При этом радиоэкологическая обстановка в морской среде Арктики в районах

захоронения твердых радиоактивных отходов характеризуется фоновыми значениями, которые в несколько раз ниже, чем в Черном, Балтийской и Ирландском моря, где радиоактивные отходы не захоранивались (Саркисов и др., 2011; Матишов и др., 2019). Донные осадки в районах захоронения радиоактивных отходов в Карском море только в непосредственной близости (до 1 м) к объектам имели несколько повышенные содержания техногенных радионуклидов, в частности ^{137}Cs и ^{60}Co , активность которых заметно снижалась уже на удалении в 10-15 м, что свидетельствовало о локальном характере загрязнений (Кобылянский и др., 2012).

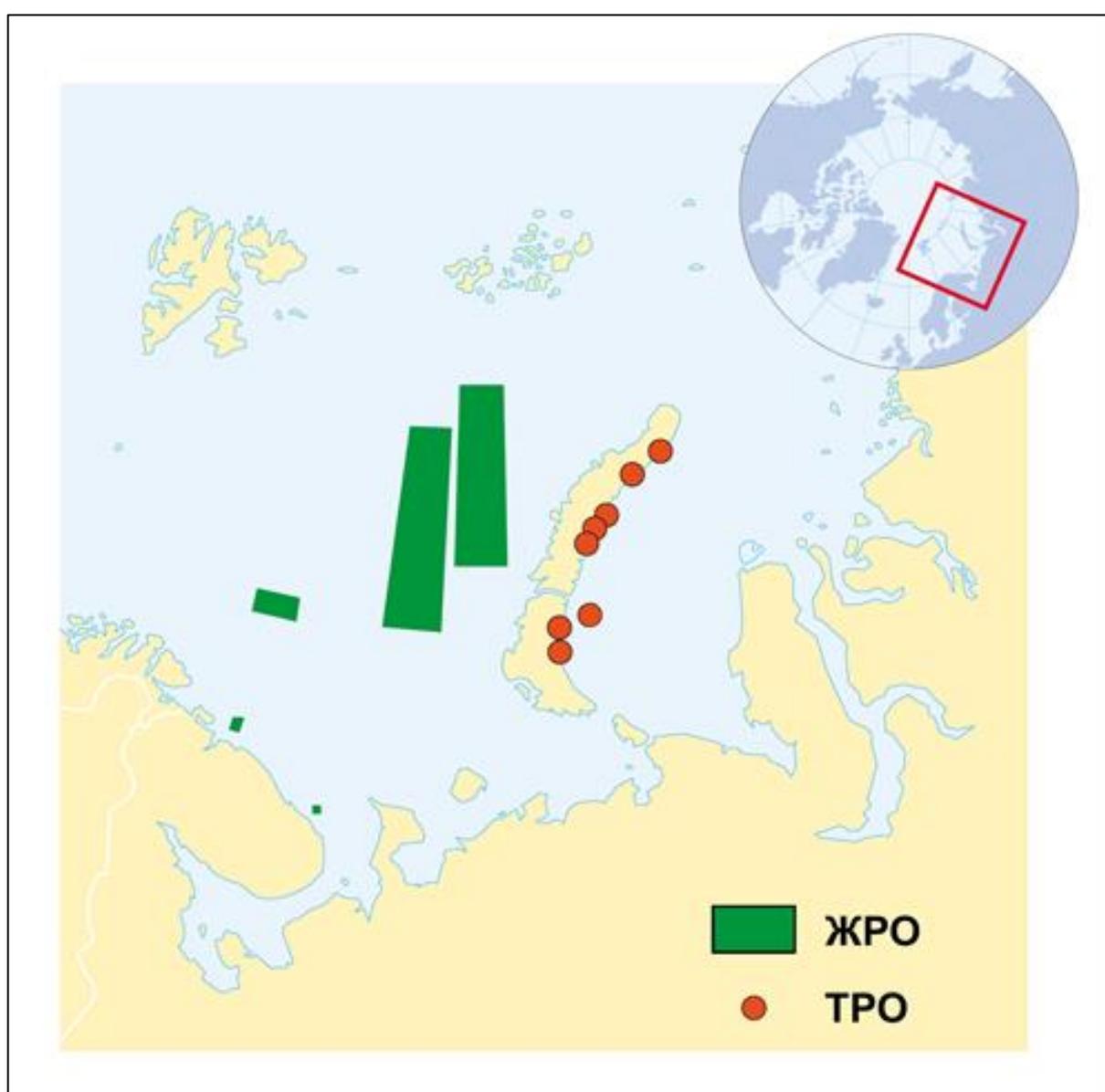


Рис. 1.7. Схема мест удаления жидких и твердых радиоактивных отходов в морской среде Западного сектора Российской Арктики (АМАР, 1998; Саркисов и др., 2015)

Слив жидких радиоактивных отходов, содержащих в основном ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs , проводился в Баренцевом море в пределах пяти районов: три района в открытой части моря и два прибрежных близ Кольского полуострова (Саркисов и др., 2015). Активность жидких радиоактивных отходов, сброшенных в Баренцево море, составляла только 4 % или 958 ТБк от активности всех затопленных в Арктике радиоактивных отходов (Синивцев и др., 2005). В настоящее время концентрации техногенных радионуклидов в районах сливов не превышают фоновых значений, характерных для глобальных и чернобыльских выпадений и сливов западноевропейских радиохимических заводов (Синивцев и др., 2005).

Таким образом, в настоящее время затопленные объекты и радиоактивные отходы не оказывают заметного влияния на радиоэкологическую обстановку в арктическом регионе, однако специалистами выделяется ряд потенциальных ядерно-опасных объектов, которые в будущем могут представлять реальную угрозу радиационного характера для Арктики (Кобылянский и др., 2012; Лобковский и др., 2014). Наибольшую опасность представляют объекты, содержащие делящиеся вещества, входящие в отработавшее ядерное топливо, с массой превышающей критическую, что не исключает возможности возникновения самопроизвольной цепной реакции и выброса значительного количества радионуклидов в окружающую среду (Саркисов и др., 2015). К таким объектам относятся: три атомные подводные лодки К-278 «Комсомолец», Б-159 и К-27; два реакторных отсека с отработавшим ядерным топливом с подводных лодок №№ 901 и 285; реактор подводной лодки № 421 и контейнер с экранной сборкой и частью ОЯТ реактора атомного ледокола «Ленин» (Саркисов и др., 2011). Суммарный радиационный потенциал этих объектов по состоянию на 2012 год составляет 11823,6 ТБк (Кобылянский и др., 2012). Эти объекты имеют защитные барьеры, предотвращающие немедленный выход радионуклидов в морскую среду, однако их высокий радиационный потенциал и недостаточные сведения о текущем состоянии защитных барьеров (степень разрушения в долгосрочной перспективе) требуют проведения дальнейших исследований (Кобылянский и др., 2012). Единственным объектом, из которого был зарегистрирован непосредственный выход радионуклидов в морскую среду, являлся АПЛ «Комсомолец», затонувший 7

апреля 1989 года в Норвежском море на глубине 1680 м (Саркисов и др., 2015). В 1994 году был обнаружен выход ^{137}Cs с активностью в воде от 300 до 1600 Бк/л из трубы вентиляции реакторного отсека. К 2007 году выход радионуклидов заметно снизился и не превышал 15-20 Бк/л, что, возможно, было связано с перекрытием путей выхода продуктами коррозии (Саркисов и др., 2015). В отличие от затопленных ТРО, объекты с ОЯТ характеризуются значительно большим временем снижения активности, поскольку одновременно с радиоактивным распадом одних радионуклидов в них происходит образование и накопление других радионуклидов, что вкупе с постепенной деградацией защитных конструкционных элементов определяет значительно большую опасность таких объектов для окружающей среды (Саркисов и др., 2011). Кроме того, для одного из таких объектов с ОЯТ, представленного реакторным отсеком АПЛ № 421, не установлено точное местоположение, и, соответственно, не известна радиационная обстановка в месте его затопления (Кобылянский и др., 2012).

1.1.6. Объекты инфраструктуры атомного флота и атомной электроэнергетики

Развитие ядерной энергетики применительно к гражданскому судостроению и военному кораблестроению привело к созданию сложной производственной и инфраструктурной сети, которая включает в себя судостроительные и судоремонтные заводы, пункты базирования, плавучие и береговые технические базы, суда для сбора, хранения, переработки и транспортировки радиоактивных отходов. Основную потенциальную радиационную опасность представляют атомные подводные лодки, надводные корабли с ядерными энергетическими установками (ЯЭУ), хранилища отработавших тепловыделяющих сборок на береговых и плавучих технических базах (Синивцев и др., 2005). В атомных подводных лодках и надводных кораблях основным источником возможного радиоактивного загрязнения является реактор, в активной зоне которого образуются и накапливаются продукты деления ядерного топлива. Нормальная эксплуатация корабельных ЯЭУ всегда сопровождается образованием жидких, твердых и газообразных радиоактивных отходов: повседневная эксплуатация,

ремонт, перезарядка активных зон реакторов, замена фильтров активности и т.д (Саркисов и др., 2008). Их состав представлен: продуктами активации – ^{60}Co , ^{55}Fe , ^{54}Mn и др., продуктами деления – ^{90}Sr , ^{137}Cs и др. (Былкин и др., 2017). В случае реакторов с жидкометаллическим теплоносителем образуется альфа-активный ^{210}Po в результате нейтронной активации висмута, а также повышенные концентрации ^3H при взаимодействии нейтронов с бериллием, используемым в качестве замедлителя и отражателя (Панкратов и др., 2004). В составе газообразных отходов важное значение имеют радионуклиды инертных газов ксенона и криптона (в основном ^{85}Kr и ^{133}Xe), характеризующиеся большой долей в продуктах деления (Солонин, 2010). Определенную проблему представляют выбросы в окружающую среду долгоживущего ^{14}C в составе газообразных радиоактивных отходов, который сложно регистрируется инструментально и плохо улавливается на фильтрах (Пучков и др., 2019). Тем не менее, за исключением ряда крупных аварий, о которых упоминалось выше (например, К-278 «Комсомолец»), эксплуатация атомных подводных лодок и надводных кораблей с ЯЭУ не приводила к значимым радиоэкологическим последствиям для окружающей среды (Синивцев и др., 2005).

Состав и активность образуемых при эксплуатации атомного ледокольного флота радиоактивных отходов аналогичны отходам атомных подводных лодок. За все время существования атомного ледокольного флота крупных радиационных происшествий, сопровождавшихся гибелью людей, не происходило (Синивцев и др., 2005). Отдельные инциденты, которые могут квалифицироваться как аварийные происшествия или аварии, происходили в 1965-1966 годах при эксплуатации реакторной установки ОК-150 атомного ледокола «Ленин», связанные с конструктивными особенностями первой судовой ядерной паропроизводительной установки. Их результатом стали течь теплоносителя основного контура и разрушение (расплавление) тепловыделяющих сборок активной зоны реактора №2 (Куликов, Петров, 2019).

Наибольшее потенциальное радиоэкологическое воздействие может быть связано с местами базирования атомного гражданского и военного флота, где осуществляются основные операции по ремонту и техническому обслуживанию кораблей и судов, а также районами, где осуществляется утилизация и длительное хранение реакторных отсеков, хранение различных радиоактивных отходов.

Основное количество таких объектов сосредоточено в Западном секторе Российской Арктики на территории Мурманской и Архангельской областей. В Архангельской области такие объекты сосредоточены в районе города Северодвинска, в Мурманской области – в районе города Мурманск и в заливах Кольского полуострова (Кольский залив, губа Андреева, губа Сайда, губа Гремиха и др.) (Синивцев и др., 2005; Саркисов, 2008; Саркисов и др., 2012, 2015; Антипов и др., 2010, 2015) (рис. 1.8).

Исследования влияния на морскую среду объектов инфраструктуры атомного флота в Мурманской области, проведенные коллективом Мурманского морского биологического института РАН, показали, что такие объекты, как, например, самый крупный в Северной Европе пункт временного хранения радиоактивных отходов в губе Андреева, характеризуются лишь локальным радиационным воздействием в виде очагов загрязнения морского дна (Матишов и др., 2017).

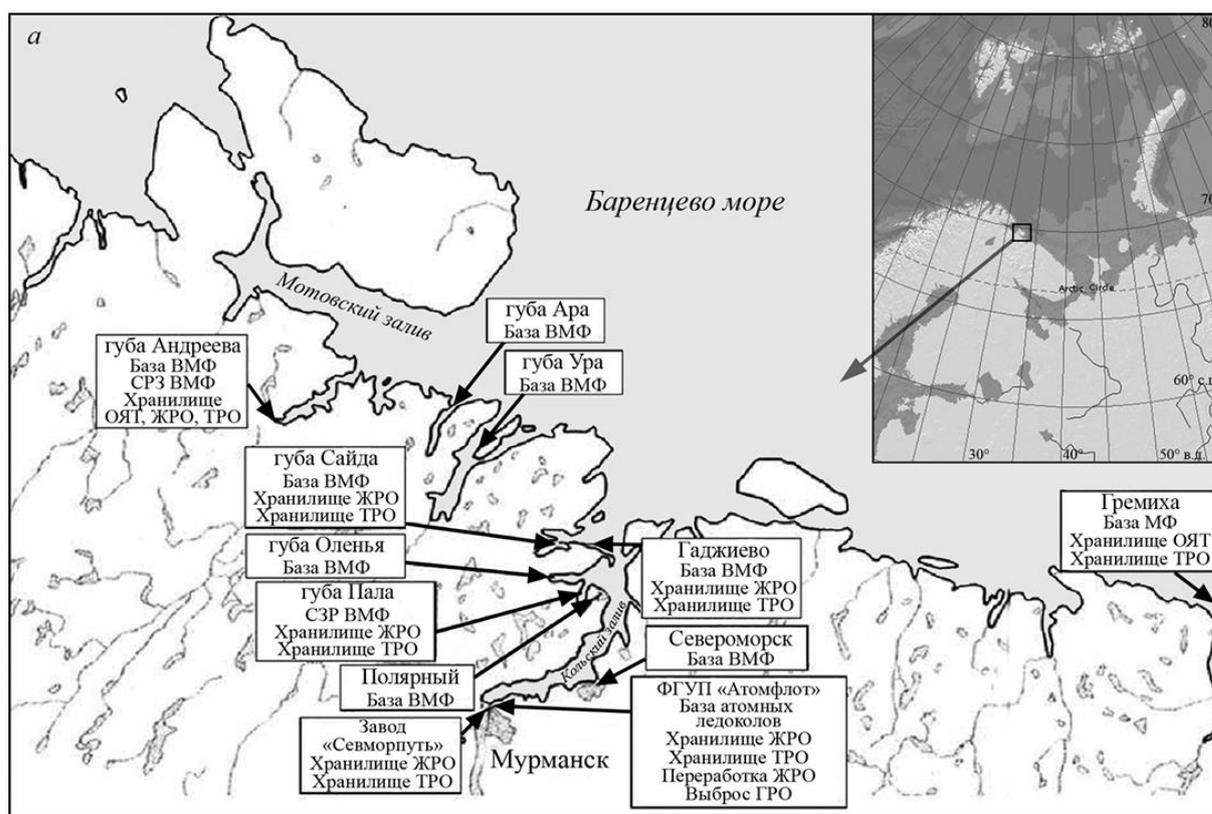


Рис. 1.8. Локальные источники радиоактивного загрязнения, связанные с береговой инфраструктурой атомного гражданского и военного флотов Мурманской области (Матишов и др., 2019).

Так, удельная активность ^{137}Cs в донных осадках губы Малая Андреева варьировала в диапазоне 600-1000 Бк/кг, однако на выходе из губы в осадках Мотовского залива активность ^{137}Cs составляла 2-2.5 Бк/кг, что соответствует региональному фону (Ильин и др., 2015). Повышенное соотношение изотопов плутония $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ в диапазоне 0.6-0.9 подтвердило эмиссию с территории хранилища, связанную, в том числе, с разгерметизацией хранилища тепловыделяющих сборок в 1982 году (Матишов и др., 2017). За пределами губы Андреева значимого негативного влияния данного объекта не наблюдается, что подтверждает локальный характер радиационных воздействий. Несколько повышенный по сравнению с Мотовским заливом уровень активности ^{137}Cs отмечается в донных осадках Кольского залива (до 4.6 Бк/кг), где располагаются несколько объектов инфраструктуры атомного флота, формирующих радиационный фон суммарного стока Кольского залива (Моисеев и др., 2021). В этой же работе (Моисеев и др., 2021) показано, что хранилища радиоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива в губе Сайда и проливе Йоканьгский рейд (Гремеха) не оказывают существенного влияния на загрязнение морской воды и донных осадков.

Влияние атомного ледокольного флота на радиоэкологическую обстановку также можно считать незначительным. Так, в 2021 году судами ФГУП «Атомфлот» в акваторию Кольского залива было сброшено 85 м³ очищенных стоков установки по переработке жидких радиоактивных отходов (Атомфлот, 2022), содержащих основные техногенные радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{152}Eu , ^{154}Eu , удельная активность которых не превышала установленных нормативов.

В пределах Западного сектора Российской Арктики находится только один объект атомной электроэнергетики – Кольская атомная электростанция мощностью 1760 МВт в районе города Полярные Зори Мурманской области (Росэнергоатом, 2024). При нормальной эксплуатации атомных электростанций основными факторами радиационного воздействия на окружающую среду являются газоаэрозольные выбросы в атмосферу и сбросы радионуклидов в водные объекты (Крышев, Рязанцев, 1991; Пыркова и др., 2019). Состав газоаэрозольных выбросов Кольской АЭС представлен в основном ^3H , ^{14}C , ^{41}Ar , ^{85}Kr , ^{87}Kr , ^{88}Kr , ^{135}Xe , ^{60}Co , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , фактический выброс в атмосферу которых в 2020 году

составлял в диапазоне $2.12 \cdot 10^6 - 3.25 \cdot 10^{12}$ Бк/год, что более чем в сотню раз меньше допустимых выбросов (Отчет..., 2021). Активность сбросов в водные объекты в 2020 году, представленных ^3H , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{134}Cs и ^{137}Cs варьировала от $3.3 \cdot 10^6$ для ^{134}Cs до $1.36 \cdot 10^{13}$ для ^3H , что также значительно ниже нормативных уровней сброса (Отчет..., 2021). Уровни активности техногенных радионуклидов в почвенно-растительном покрове района расположения Кольской АЭС не выходят за границы санитарно-защитной зоны, а наблюдаемые вариации ^{137}Cs (30.1 – 103.5 Бк/кг) находятся на уровне глобальных выпадений (Попова и др., 2022). Таким образом, технологические выбросы Кольской АЭС в настоящее время не оказывают существенного влияния на ухудшение радиоэкологической обстановки района расположения. Тем не менее, важными являются исследования выбросов ^{14}C и ^3H , которые, за исключением инертных радиоактивных газов, вносят наибольший вклад в годовую активность выбросов АЭС (Назаров, Пышкина, 2019). Эти радионуклиды имеют высокую скорость включения в биосферные процессы и биогенный круговорот, в результате распада могут приводить к разрушению биомолекул и изменениям на генетическом уровне (Сазыкина и др., 2022).

1.2. Источники естественной радиоактивности

Техногенные источники имеют важнейшее значение с точки зрения формирования дозовых нагрузок в последние 70 лет (с начала атомной эры), однако, рассматривая структуру коллективных доз облучения, можно отметить, что, несмотря на масштабное техногенное радиационное воздействие на биосферу, основной вклад вносят именно природные источники радиации (в среднем до 85 %). Для различных регионов соотношение природных и техногенных источников разное и будет определяться как близостью к местам радиационных воздействий (например, в районах пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС), так и геологическим строением территории (например, Республика Алтай с высоким фоном радона) (Стамат и др., 2014; Панченко и др., 2021). Тем не менее, флуктуации естественного радиационного фона (космическое излучение, гамма-излучение от горных пород, радионуклиды в питьевой воде), характерные для

различных уголков планеты, сопутствовали человеку на протяжении всей многотысячелетней истории развития человечества с выработкой соответствующих механизмов адаптации (например, жители высокогорных районов). Однако стремительный рост численности населения (с 1 до 8 млрд человек за последние 200 лет), заселение ранее неосвоенных территорий (в том числе районов с повышенным естественным радиационным фоном), масштабное преобразование ландшафтов, колоссальное по объемам вовлечение в хозяйственный оборот разнообразных полезных ископаемых, горных пород, руд и подземных вод, привели к значительной трансформации естественного радиационного фона планеты и возрастанию дозовых нагрузок на человека и окружающую его биоту.

Ведущую роль в трансформации радиационного фона планеты, связанную с поступлением на поверхность земли радиоактивных элементов природных рядов распада и вовлечению их в биосферный цикл, играет горно-техническая деятельность (Szerbin et al., 2005; Karam, Vetter, 2009; Chambers, 2013; Zrelli et al., 2019; Michalik et al., 2023; Figueredo et al., 2024). Учитывая масштабы воздействия, в настоящее время исследованию этого аспекта радиоактивности придается большое значение на уровне МАГАТЭ и крупных международных проектов, таких как RadoNorm (EURATOM Horizon, 2020; IAEA, 2022). С целью правового регулирования и разработки нормативных документов при обращении с такими материалами и снижения облучения населения в международной литературе для обозначения радионуклидов, образованных таким образом, используется термин NORM (Naturally-Occurring Radioactive Materials – радиоактивные материалы естественного происхождения) (IAEA, 2022; Popic et al., 2023). В США используется также термин TENORM (Technologically Enhanced Naturally-Occurring Radioactive Materials – технологически усовершенствованные радиоактивные материалы естественного происхождения) для разделения природных радиоактивных материалов по уровням активности и радиационного воздействия, хотя часто такое разделение является весьма условным (US EPA, 2024). Эти материалы представлены радионуклидами естественных радиоактивных рядов, в основном урана (^{238}U), тория (^{232}Th), и ^{40}K , а также продуктами их распада Ra, Rn, Pb, Po и др. Их формирование связано в основном с добычей углеводородов, твердых полезных ископаемых (как правило, металлов), каменного угля,

подземных вод и основными технологическими операциями сопровождающими процессы добычи и обогащения (Лисаченко и др., 2012). В результате этого образовавшиеся отходы (отвалы, хвостохранилища обогатительных фабрик), часто имеют более высокую концентрацию радионуклидов, чем исходная руда (Лисаченко и др., 2012). В результате химического выветривания, воздействия атмосферных осадков или ветрового переноса естественные радионуклиды могут мигрировать в окружающую среду (IAEA 2011). В результате миграции, радионуклиды аккумулируются в почвенно-растительном покрове, донных отложениях, приводя к дополнительному радиационному воздействию на биоту и человека (Innocent et al. 2013, NEA, 2014, Ademola et al. 2014; Carvalho et al., 2017; Teranosyan et al., 2018; Перевошиков, 2022).

1.2.1. Добыча урановых руд

Наиболее очевидной и распространенной проблемой загрязнения окружающей среды радионуклидами является добыча урановых руд, оказывающая комплексное воздействие на различные компоненты экосистем (атмосфера, поверхностные воды, почвы, растительность), за счет формирования широкого спектра продуктов распада с различными физико-химическими свойствами, обладающих различной миграционной способностью в различных средах и различным радиологическим и токсикологическим воздействием. Так, например, среднегодовая активность естественных радионуклидов только в жидких выбросах с урановых рудников Китая составляет $1.91 \cdot 10^{11}$ Бк для ^{238}U , $1.22 \cdot 10^{10}$ Бк для ^{230}Th , $7.07 \cdot 10^{10}$ Бк для ^{226}Ra , $1.01 \cdot 10^{10}$ Бк для ^{210}Po и $1.85 \cdot 10^{10}$ Бк для ^{210}Pb (NEA, 1999).

В России крупнейшим уранодобывающим предприятием является Приаргунское производственное горно-химическое объединение имени Е.П. Славского, расположенное в юго-восточной части Забайкальского края. Содержание ^{238}U , ^{226}Ra и ^{232}Th в почве в непосредственной близости от рудника составляет 125 Бк/кг, 72 Бк/кг и 48 Бк/кг, соответственно. В растительности в районе рудника среднее содержание ^{238}U составляет 19 Бк/кг. Объемная активность ^{222}Rn приземном слое воздуха вблизи уранового рудника достигает 0.55 кБк/м^3 (Kryshev et al., 2012). Выполненный ранее анализ подземных вод вблизи

хвостохранилищ Приаргунского комбината выявил следующие активности радионуклидов: ^{238}U до 8.7 Бк/л, ^{226}Ra до 1.59 Бк/л, ^{230}Th до 2.03 Бк/л, ^{210}Po до 0.70 Бк/л и ^{210}Pb до 0.89 Бк/л (NEA, 1999).

В районе заброшенного уранового рудника Пауккаянваара в Финляндии в почвах наблюдаются высокие содержания естественных радиоактивных элементов (Tuovinen, 2015). Так, в гумусовом горизонте удельная активность ^{238}U варьирует в диапазоне 600-1300 Бк/кг, ^{226}Ra 300-1700 Бк/кг, ^{210}Pb 200-900 Бк/кг. В донных осадках озера Исо Хиислампи активности радионуклидов уранового ряда являются еще более высокими и максимально достигают значений ^{238}U – 27000 Бк/кг, ^{210}Pb – 80000 Бк/кг, ^{226}Ra – 58000 Бк/кг, что свидетельствует о продолжающемся выщелачивании радионуклидов из отвалов пустых пород и накоплении в депонирующей среде озера – в донных осадках (Tuovinen 2015).

Говоря о радиогенных нагрузках на окружающую среду, связанных с добычей урана, нельзя обойти стороной Канаду, которая является одним из крупнейших в мире производителей урана и где добыча ведется сразу в нескольких районах – в урановом бассейне Атабаска, Квебеке, Лабрадоре и Нунавуте (Chen, 2023; Berthiaume, 2023). Сообщается, что в бассейне Атабаска в озерах районов месторождений МакКлин-Лейк, Клафф-Лейк и Сигар-Лейк наблюдаются значимые активности биотоксичных продуктов распада урана ^{210}Po и ^{210}Pb в рыбе, которые часто превышают нормативный уровень 1 Бк/кг (CNSC, 2021). При этом в условно фоновых районах бассейна, где добыча урана не ведется, повышенные активности естественных радионуклидов в рыбе, а также в различных видах промысловой дичи не обнаружены (Berthiaume 2023). Ранее в 1990-х годах в районе озера Эллиот, подверженного воздействию хвостов урановых рудников, были выявлены повышенные уровни накопления продуктов распада урана в промысловых видах животных - зайцах, бобрах, ондатре, а также поверхностных водах и донных отложениях (Clulow et al., 1996; Mirka et al., 1996; Clulow et al., 1998). Томас и Либер (Thomas, Liber, 2001) изучили влияние рудника Рэббит-Лейк на уровни активности радионуклидов ^{230}Th , ^{226}Ra и ^{210}Po в речных отложениях и обнаружили высокие концентрации радионуклидов у стоков уранового рудника. Также было выявлено, что общие поглощенные дозы в бентосных организмах на этих участках были в 20 раз выше, чем на фоновых. В ходе исследований в районе

Бэнкрофт, Онтарио (Desbarat et al. 2016) было установлено, что в пробах подземных вод, отобранных в пределах различных исторических урановых объектов рудников, содержание ^{226}Ra и ^{210}Pb значительно выше норм радиационной безопасности, установленных ВОЗ (0.5 Бк/л и 0.2 Бк/л соответственно).

Деятельность по добыче урановой руды в Таджикистане в районах Табошар и Дехмой привела к образованию большого количества отвалов и хвостохранилищ, расположенных вблизи населенных пунктов (Skipperud et al., 2013). Максимальные концентрации ^{238}U до 6 кБк/кг обнаружены в озерных донных отложениях в районе рудников, в то время как концентрации в почве были значительно ниже (296–590 Бк/кг). Высокие активности изотопов радия (^{226}Ra и ^{228}Ra) (17–32 кБк/кг сухого веса) были обнаружены в почве района Дехмой. Концентрация урана в водопродной воде города Табошар (ныне Истиклол) также была высокой (около 90 мг/л), превышая норматив ВОЗ (15 мг/л) в 6 раз, что свидетельствует о рисках потребления воды населением с радиологической и токсикологической точки зрения. Негативное радиационное влияние на окружающую среду хвостохранилищ бывших урановых объектов отмечается и в других странах Центральной Азии, например в Кыргызстане (Matveyeva et al., 2015).

Исследования почв вокруг бывших объектов добычи радия и урана в Португалии показали, что в ряде зон региональный фон по содержанию естественных радионуклидов повышен до 200 раз, особенно в районах, где руда добывалась химическим способом (Carvalho et al., 2007). В отвалах бывшей радиевой шахты концентрация ^{238}U достигала 33 кБк/кг, а ^{226}Ra – 18 кБк/кг. В лесных и сельскохозяйственных почвах районов прилегающих к объектам добычи радиоактивных руд активности ^{238}U и ^{226}Ra достигают 200 Бк/кг (Madruga et al., 2001a,b). В донных отложениях четырех основных рек региона: Мондегу, Даау, Воуга и Тавора, отмечены локальные участки повышенных концентраций ^{238}U , достигающие 18,1 кБк/кг, что свидетельствует о поступлении стоков из открытых отвалов бывших урановых и радиевых рудников (Carvalho et al., 2007).

Похожая картина наблюдается и во Франции. Так, в районе рудника Сен-Пьер в озерных и речных осадках активность ^{238}U достигала 144 кБк/кг, ^{210}Pb 3.5 кБк/кг, а ^{226}Ra до 1.2 кБк/кг (Chareyron et al., 2014). При радиологических исследованиях в

окрестностях другого французского рудника Ле Буа Нуар были обнаружены высокие концентрации ^{238}U , ^{226}Ra и ^{210}Pb в верхнем слое почв составляющие в среднем 5.9, 10.6 и 4.1 кБк/кг, соответственно. Высокие активности изотопов уранового ряда в донных осадках рек района Ле Буа Нуар прослеживаются на более чем 30 км ниже по течению. В долинах рек близ рудника наблюдается чрезвычайно высокая биоаккумуляция радиоактивных элементов в водной биоте, например, в ручьевом мхе *Fontinales*, где активности ^{226}Ra и ^{238}U могут достигать 147 кБк/кг и 32.4 кБк/кг соответственно (Chareyron et al., 2014).

Средние концентрации радионуклидов в урановом хвостохранилище, расположенном в южной части Китая (название и конкретный район не указывается) составили 20.7 кБк/кг, 12.9 кБк/кг, 1.21 кБк/кг и 5.14 кБк/кг для ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K соответственно, что в 545, 347, 22 и в 9 раз превышает средние значения по стране (Сао et al., 2012; Liu et al. 2021). Средние активности ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K в пробах почв, прилегающих к хвостохранилищу, составили 7.97 кБк/кг, 7.00 кБк/кг, 0.67 кБк/кг и 2.65 кБк/кг соответственно, что соответственно в 210, 189, 12 и 5 раз превышает средненациональные значения. Такие высокие активности также отразились на радионуклидном составе поверхностных вод района, где отмечены превышения нормативных содержаний изотопов уранового ряда (Liu et al., 2021).

Похожие проблемы, связанные с эмиссией радионуклидов естественных радиоактивных рядов в окружающую среду, накоплением их в почвах, растительности, биоте, донных осадках, дальней миграцией ветровым и водным путями, характерны для многих бывших и действующих уранодобывающих районов мира: Бразилии, Индии, стран Африканского континента и др. (NEA, 1999; Giri et al., 2011), что требует принятия соответствующих решений, направленных как на рекультивацию объектов бывших урановых и радиевых рудников, так и на минимизацию воздействия действующих предприятий, поскольку в ряде случаев хвосты и отвалы таких объектов могут рассматриваться как радиоактивные отходы, к которым необходимо применять соответствующие меры по обращению и утилизации (Chareyron et al., 2014).

В арктической зоне в настоящее время добыча урановых руд не ведется, хотя выявлено большое количество месторождений и рудопроявлений (Бортников и др.,

2015). В Западном секторе Российской Арктики наибольший интерес представляют урановые проявления в углеродистых сланцах Южно-Новоземельского района (Бортников и др., 2015), а также щелочные интрузии Хибино-Ловозерского района в пределах Кольского геоблока (Петров, Волков, 2021). Очевидно, что разработка этих месторождений потребует значительного внимания к оценке возможной эмиссии естественных радиоактивных элементов в экосистемы Арктики и принятию мер по минимизации радиационного воздействия на окружающую среду.

1.2.2. Добыча углеводородного сырья

Широко известной является проблема формирования повышенной радиоактивности при добыче углеводородного сырья (Paschoa, 1997; Vou-Rabee et al., 2009). Помимо повышенных концентраций естественных радионуклидов в самих углеводородах (например, месторождения уран-битумного типа, эмульсии тяжелых нефтей), наибольшее значение имеют попутные воды нефтяных и газовых месторождений, составляющие основной объем отходов в процессе добычи (Stephenson, 1992; Нозик, 2010). Минерализованные попутные воды углеводородных месторождений имеют повышенные содержания радионуклидов уранового и ториевого рядов ($^{224, 226, 228}\text{Ra}$, $^{228, 230}\text{Th}$, $^{222, 220}\text{Rn}$), а также ^{40}K , связанные, как непосредственно с выщелачиванием из вмещающих пород, так и диффузией ^{222}Rn из пород, который является дополнительным источником в попутных водах дочерних продуктов распада ^{210}Po и ^{210}Pb (Юдин, 2004; Третьякова, Корнус, 2017; Ямалетдинов, 2020). В то же время, основными радионуклидами попутных вод являются изотопы радия, представляющие серьезную проблему загрязнения технологического оборудования (насосно-компрессорные трубы) солевыми отложениями радиобаритов $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$ и загрязнения наземных и водных экосистем сбрасываемыми подземными водами (Сафронов, Жевлаков, 2006; Лебедев, Карабута, 2015; Цейтин, Садомцев, 2018; Муратов, 2020). Необходимо отметить, что попутные воды долгое время служили источником ^{226}Ra в нашей стране (Ухтинские нефтепромыслы) (Кичигин, Таскаев, 2004). Так, в результате исследований нефтегазовых предприятий в Республике Татарстан, Саратовской, Самарской, Пермской и Оренбургской областях, Краснодарском и Ставропольском

краях было установлено, что удельные активности изотопов радия (^{226}Ra , ^{228}Ra) в отложениях и осадках, накопленных в технологическом оборудовании, достигали 117000 Бк/кг, а максимальные величины мощности экспозиционной дозы гамма-излучения достигали 8670 мкР/ч (Нозик, 2010). Значимое воздействие в плане эмиссии изотопов радия добыча углеводородов оказывает на наземные и водные экосистемы. Так, в районе активной добычи нефти в бассейне реки Колва (Республика Коми), донные осадки реки в несколько раз обогащены ^{226}Ra относительно фоновых участков, при этом активность ^{226}Ra прямо коррелирует с содержанием углеводородов в речных осадках (Пучков, Яковлев, 2022). Такая картина характерна и для морских донных отложений районов шельфовой нефтедобычи. Например, на шельфе Луизианы (США) в донных осадках суммарная активность радионуклидов естественного происхождения (в основном изотопов радия) достигала $3.4 \cdot 10^4$ Бк/кг, при фоновых значениях 17-64 Бк/кг (DeLaune et al., 1986). На шельфе Египта активность ^{226}Ra в донных осадках в местах нефтедобычи достигала $6.89 \cdot 10^4$ Бк/кг (Кошкина, Ярош, 2015). Принимая во внимание объемы сброса пластовых вод при добыче углеводородов, следует ожидать, что данная проблема может иметь место и в арктических районах. Так, за 2014 год при добыче на норвежских шельфовых месторождений в морскую среду было сброшено 22.7 млн. м³ пластовых вод, содержащих 43.6 ГБк ^{226}Ra и 45.8 ГБк ^{228}Ra (АМАР, 2016). Установлено, что многолетний сброс пластовой воды в районах морских нефтегазовых платформ Северного и Норвежского морей привел к накоплению ^{226}Ra и ^{228}Ra в донных осадках (Dowdall, Lepland, 2012; Skancke, Nordam, 2016).

В Западном секторе Российской Арктики в настоящее время разрабатывается только одно месторождение на шельфе Печорского моря (Приразломное), но, учитывая сосредоточенные здесь огромные запасы углеводородов (49 % запасов углеводородов российского шельфа (Белов, Скрипниченко, 2022)) и перспективы скорого начала их освоения, уже сейчас требуется принять меры, чтобы в будущем минимизировать воздействие радиогенного характера на морские арктические экосистемы. В первую очередь необходимо установить фоновые значения для радионуклидов естественных радиоактивных рядов в морских донных осадках, чтобы использовать их в качестве ориентира при дальнейших радиоэкологических

исследованиях.

1.2.3. Добыча твердых полезных ископаемых

Значительно меньше внимания с точки зрения оценки формирования радиогенных нагрузок, уделяется исследованию горно-технической деятельности, связанной с добычей и переработкой нерадиоактивных полезных ископаемых (в основном металлов), хотя их радиационное воздействие на экосистемы может быть вполне сопоставимо с добычей урановых руд, поскольку руды металлов часто ассоциированы с уран-торий содержащими минералами. Таким примером является один из мировых лидеров по добыче золота – Навойский горно-металлургический комбинат, где в хвостохранилищах суммарная альфа-активность варьирует в диапазоне от 8 до 190 кБк/кг (NEA, 1999).

В районах добычи золота в Гане наблюдаются повышенные активности ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K в почвах, составляющие в среднем 65.1 Бк/кг, 71.8 Бк/кг и 1168 Бк/кг соответственно (Faanu et al., 2016). Повышенные активности ^{238}U и ^{232}Th характерны и для почв золотодобывающего комбината Итагунмоди в Нигерии (Ademola et al., 2014). Активности естественных радиоактивных элементов в хвостохранилищах золотого рудника в провинции Гаутенг в Южной Африке варьируются в пределах 210-2579 Бк/кг для ^{238}U , 19.5–108 Бк/кг для ^{232}Th (Moshurua et al., 2022). Уровни активностей ^{238}U и ^{232}Th в почвах этого района вблизи рудника варьировали в диапазоне от 9.9 до 941 Бк/кг и 6.5 до 334 Бк/кг соответственно.

Добыча оловянных руд также может оказывать значительное радиационное воздействие на окружающую среду (Bahari, 2007; Rahmat et al., 2022). Результаты исследования, проведенного в пределах четырех оловянных рудников в штате Перак Малайзии, выявили, что средние значения активностей естественных радионуклидов в хвостохранилищах варьируются в диапазонах 1.11-4.47 кБк/кг для ^{226}Ra , 1.11-8.6 кБк/кг для ^{232}Th и 0.1-1.3 кБк/кг для ^{40}K . Значимое накопление радионуклидов было обнаружено в почвах близ рудников, где средние активности варьировали в диапазонах 0.3-5.0 кБк/кг для ^{226}Ra , 0.2-11.1 кБк/кг для ^{232}Th и 0.2-1.2 кБк/кг для ^{40}K , что значительно выше фоновых значений, характерных для почв

Малайзии (UNSCEAR, 2000). В пробах донных осадков бассейнов, в которые сбрасываются воды обогатительной фабрики, средние значения радионуклидов варьировались в диапазонах 0.5-1.9 кБк/кг для ^{226}Ra , 0.7-3.2 кБк/кг для ^{232}Th и 0.2-1.4 кБк/кг для ^{40}K (Rahmat et al., 2022).

Исследования крупных горнодобывающих районов Армении, где ранее добывались и обогащались медь, молибден и другие металлы, показали, что уровень удельной активности ^{238}U в отработанной руде достигает 96 Бк/кг (Демирчян и др., 2022). В хвостохранилищах обогатительных фабрик тугоплавких металлов (Nb, W, Ta и Mo) содержание естественных радиоактивных элементов достигает 2.6 кБк/кг (Лисаченко, 2006).

Важную роль в поступлении в окружающую среду естественных радионуклидов играет добыча каменного угля. Так при среднемировой активности в углях ^{238}U и ^{232}Th около 20 Бк/кг, угольные бассейны могут значительно различаться между собой по содержанию радиоактивных элементов (Арбузов и др., 2010, 2011), и в районах с урановыми аномалиями активности могут достигать $8.4 \cdot 10^4$ Бк/кг (Овсейчук и др., 2013). При сжигании углей происходит еще большее обогащение радиоактивными элементами, которые в составе летучей золы поступают в атмосферу с выбросами ТЭС (Сидорова и др., 2013). Даже при наличии высокоэффективного фильтрующего оборудования, улавливающего до 97.5 % золы, выброс радионуклидов в атмосферу может достигать $6 \cdot 10^{10}$ Бк/ГВт/год, при этом максимальные значения коэффициентов концентрирования в трудноулавливаемых мелкодисперсных фракциях золы характерны для наиболее радиотоксичных ^{210}Po и ^{210}Pb (Лисаченко и др., 2012).

Пылевые выбросы радионуклидов в атмосферу представляют большую проблему и при производстве фосфатов. Так, например, в Эстонии при обогащении 1 т фосфатов выброс ^{226}Ra с пылью составляет около 360 Бк, вследствие чего содержание ^{226}Ra в окрестностях комбинатов превышает среднее значение характерное для почв региона в 3–6 раз (Лисаченко и др., 2012). Современные заводы черной металлургии в большинстве случаев также являются источниками выбросов ^{222}Rn , ^{210}Pb и ^{210}Po , а заводы по производству алюминия дополнительно ^{226}Ra (Лисаченко, Стамат, 2009). Так, производство железа и стали за год выносит в атмосферу 180 ГБк ^{222}Rn , 55 ГБк ^{210}Pb и 90 ГБк ^{210}Po (Лисаченко

и др., 2012).

Приведенный выше краткий обзор влияния горно-технической деятельности на формирование радиационных нагрузок на окружающую среду показал, что эта проблема носит глобальный характер и требует своего решения. Основная проблема состоит в том, что добыча полезных ископаемых, помимо прямой эмиссии попутно извлекаемых с рудой радионуклидов, может привести к многократному концентрированию естественных радиоактивных элементов, даже если исходные добываемые горные породы не содержат высоких концентраций радионуклидов. Так, например, в Австралии первичные танталовые руды содержат уран с активностью менее 60 Бк/кг, однако в процессе обогащения содержание урана может возрастать до 75 кБк/кг (Cooper, 2005). Кроме этого, миграция радионуклидов в экосистемах, перенос водными и ветровыми потоками на значительные расстояния от источников воздействий и их концентрирование в депонирующих средах, может значительно расширить ореол радиогенных воздействий, связанных, в том числе, с миграцией по пищевым цепям.

В Западном секторе Российской Арктики сосредоточены крупные минерально-сырьевые центры – Карело-Кольский, Приморский, Пайхой-Вайгач-Новоземельский и Полярно-Уральский, которые содержат значительные запасы стратегических металлов, алмазов и других твердых полезных ископаемых арктической континентальной окраины России (70% хромовых руд, 85,5% алмазов; 99,2 % апатитовых руд и др.) (Белов, Скрипниченко, 2022). Освоение месторождений в минерально-сырьевых центрах Западного сектора Российской Арктики требуют обеспечения экологической безопасности хрупких арктических экосистем, важнейшим аспектом которой является оценка радиозэкологического состояния районов добычи, поскольку геологические предпосылки обуславливающие необходимость проведения таких исследований в регионе существуют и связаны они в первую очередь с месторождениями Кольского полуострова.

На Кольском полуострове источники повышенной естественной радиоактивности формируются в результате добычи и переработки обогащенных ураном и торием редкометальных и комплексных руд в пределах Ловозерского и Ковдорского горно-обогатительных комбинатов (Белишева и др., 2013; Ермолов,

Тищенко, 2014; Горячев и др., 2019; Миронов и др., 2020). Так, в хвостах обогащения Ловозеровского горно-обогатительного комбината, производящего лопаритовый концентрат, отмечаются повышенные содержания естественных радионуклидов: активность ^{226}Ra варьируется в диапазоне 94-143 Бк/кг, ^{232}Th – 318-413 Бк/кг и ^{40}K – 683-1186 Бк/кг (Красавцева и др., 2021). Схожие значения показаны в работе (Кузьменкова и др., 2011), где активность ^{40}K составляла 970-1100 Бк/кг, ^{226}Ra – 121-195 Бк/кг, ^{232}Th – 370-450 Бк/кг. Величина удельной эффективной активности естественных радионуклидов $A_{\text{эфф}}$, формируемая в основном торием, в хвостах Ловозеровского ГОКа достигает 4.6 кБк/кг, что выше норм радиационной безопасности (Мельник, 2004). В отдельных типах пород Ловозерского месторождения, например, в малиньите $A_{\text{эфф}}$ достигает значений 7.8 кБк/кг (Мельник, Икконен, 2012).

Подобная ситуация характерна для отвалов Ковдорского горно-обогатительного комбината, где уровень радиоактивности достигает 140 мкР/ч, что связано с крупными выделениями радиоактивных минералов (уранинит, монацит, ортит) в нерудном пегматитовом сырье (Мелентьев, 2021). Однако специализированные радиогеохимические исследования, направленные на оценку содержаний и распределения радионуклидов в компонентах природной среды (водотоки, донные осадки, почвенно-растительный покров), районов, примыкающих к этим Ковдорскому месторождению, не проводились. В то же время на Кольском полуострове отмечается множество мест, в основном в Хибинском и Ловозерском горных массивах, где уровни естественной радиоактивности достигают значимых величин (например, до 5.41 мкЗв/ч в ущелье Гакмана), что связано с повышенным содержанием урана и тория в породах массивов (Евсеев, Телелекова, 2014; Никанов и др., 2019).

В ходе радиоэкологических исследований подземных вод в поселке, находящемся в непосредственной близости от Ловозерского горно-обогатительного комбината, было обнаружено значительное превышение уровней вмешательства по основным радионуклидам согласно НРБ-99/2009 (Мельник, Икконен, 2012). Активности ^{222}Rn , ^{212}Pb , ^{214}Pb , ^{226}Ra и ^{232}Th в подземных водах в поселке составляли до 80 Бк/л, 8.3 Бк/л, 40.4 Бк/л, 42 Бк/л и 3 Бк/л соответственно, что не позволяет использовать воду в качестве питьевой (Мельник, Икконен, 2012).

Анализ литературных источников показал, что вопросы, связанные с возможным радиационным воздействием на экосистемы районов добычи полезных ископаемых в Западном секторе Российской Арктики, крайне слабо освещены в научной литературе (только для отдельных районов Кольского полуострова), соответственно и проблема разработки методов корректной оценки воздействия горно-технической деятельности на эмиссию в окружающую среду естественных радионуклидов в настоящее время является нерешенной. При этом необходимо уделять внимание не только месторождениям, где существуют вполне очевидные геологические предпосылки повышенного содержания естественных радиоактивных элементов (наличие уран-ториевых минералов в рудах и вмещающих породах), но и тем, руды которых имеют низкие или фоновые содержания радионуклидов. Известны случаи (Cooper, 2005; Лисаченко и др., 2012), когда в процессе добычи, обогащения, последующей миграции радионуклидов из отвалов и хвостов происходит многократное концентрирование изотопов, при котором их активности могут представлять для экосистем значимое радиологическое воздействие. Примером месторождений, характеризующихся крайне низкими содержаниями радиоактивных элементов, могут служить алмазоносные кимберлиты. Согласно основополагающей работе А.А. Смыслова (1974) по исследованию геохимии урана в магматическом процессе, кимберлиты характеризуются минимальным среди магматических пород содержанием радиоактивных элементов (по урану <1 г/т). В то же время для алмазных месторождений Архангельской алмазоносной провинции было показано, что в экзоконтактах глубоких горизонтов кимберлитовых трубок наблюдаются повышенные концентрации естественных радиоактивных элементов, связанные как со структурно-геологическими особенностями вмещающих отложений, так и с выветриванием самих кимберлитов (Киселев и др., 2016; Яковлев и др., 2016).

1.2.4. Возможности использования естественных радионуклидов для поисков месторождений полезных ископаемых

Изучение радионуклидов в природной среде имеет не только важнейшее геоэкологическое значение, связанное с оценкой источников радиационного

загрязнения и формированием радиологических нагрузок на биоту и человека, но и геохимическое значение, направленное на понимание геологических процессов протекающих в земной коре и индикацию различных геохимических обстановок. Важнейшим направлением приложения радиогеохимических знаний, помимо геологического картирования, является прогноз и поиски месторождений полезных ископаемых, составляющие историческую суть геологического изучения недр Земли.

Возможности использования радиогеохимических методов для целей поисков широкого спектра нерадиоактивных полезных ископаемых определяются закономерностями распределения естественных радиоактивных элементов в различных геологических процессах, выражающихся, например, в увеличении содержания U, Th и K от ультраосновных к кислым изверженным породам; в увеличении радиоактивности метасоматически и гидротермально измененных пород; увеличении содержания радионуклидов в зонах тектонических нарушений относительно вмещающих пород, как за счет гидротермальных изменений пород в тектонической зоне, так и за счет накопления радона в трещинах; последовательном возрастании содержания U и Th в осадочных отложениях от грубообломочных пород к аргиллитам; в формировании в осадочных отложениях одного и того же литологического типа локальных зон повышенной радиоактивности, связанных с обогащением органическим веществом, фосфором, гидроокислами железа (Смыслов, 1974; Портнов, 1984; Жмодик, 1984; Титаева, 2005; Арбузов, Рихванов, 2009). Таким образом, в различных геохимических обстановках формируются различные концентрации радиоактивных элементов и их соотношения Th/U, K/U и K/Th, нарушается равновесное соотношение радионуклидов, что приводит к образованию радиогеохимической зональности и создает методическую основу для применения радиогеохимических методов (Титаева, 2000; Леденгский, 2016).

В связи с этим радиогеохимические методы нашли широкое применение на различных стадиях геологических работ, от поисков рудоконтролирующих структур, до оконтуривания рудных тел и приближенной оценки запасов (Арбузов, Рихванов, 2009). Наиболее экспрессным и эффективным методом при поисках нерадиоактивных полезных ископаемых является гамма-спектрометрическая

съемка, как в наземном, так и аэроварианте (Кренделев и др., 1976; Воробьев и др., 1977; Коробейников, 2009; Хмелевской, Костицын, 2010; Васильев, Новиков, 2011; Гусев, 2012; Израэль и др., 2014; Соболев и др., 2016, 2018; Асламов и др., 2021; Лазарев и др., 2022; Бабаянц и др., 2023). Гамма-спектрометрический метод применяется для поисков месторождений фосфоритов, бокситов, калийных солей, редкоземельного и тантал-ниобиего оруденения, золотосеребряных и молибденовых месторождений и углеводородного сырья (Арбузов, Рихванов, 2009). Предпосылками использования радиогеохимических методов для поисков данных месторождений являются следующие закономерности, определяемые геохимическими особенностями радиоактивных элементов. Месторождения фосфоритов сопровождаются повышенным относительно кларка содержанием U и пониженным – Th (Арбузов, Рихванов, 2009; Двоскин и др., 2014; Fianco et al., 2014). Наблюдается высокая положительная корреляционная связь между содержаниями U и P₂O₅, что позволяет использовать радиометрический метод для экспрессного анализа содержания оксида фосфора в сырье Арбузов, Рихванов, 2009). Для бокситов, являющихся производными латеритной коры выветривания, наоборот, характерны высокие содержания Th (500-5000 Бк/кг и выше), связанные с такими минералами как циркон, монацит, торанит, торит и вторичными минералами бадделеит и торогуммит (Копейкин, 1984; Миронов и др., 2020; Фесенко, Емлютина, 2020). Месторождения калийных солей содержат высокие активности изотопа ⁴⁰K (Перевошиков и др., 2022), что позволяет использовать метод гамма-каротажа при разведке калийных месторождений (Ибрагимов, 2019). Редкоземельные и тантал-ниобиевые руды в своем составе всегда содержат изоморфную примесь U и Th (Горошко, Гурьянов, 2004; Осовецкий, 2013). Наблюдаемая корреляционная связь между U-Nd и Th-Ta позволяет использовать гамма-спектрометрический метод для приближенной оценки запасов (Арбузов, Рихванов, 2009). Возможность использования радиометрических методов для прогнозирования и поисков сульфидного золотосеребряного и молибденового оруденения связано с различной геохимией Th и K в низкотемпературном гидротермальном процессе – в измененных породах и рудных телах наблюдается резкое снижение корреляции между Th и K, либо отрицательная их корреляция (Портнов, 1984, Рихванов, 2002). Радиогеохимические методы также широко

применяются при поисках нефтяных и газовых месторождений (Рихванов и др., 2002; Соболев, 2007; Ахметьянов, 2015; Макарова и др., 2022). Над большинством нефтегазовых залежей наблюдается снижение интенсивности гама-излучения с формированием на ее периферии зоны с повышенной радиоактивностью. В результате чего, углеводородные месторождения в поле гамма-излучения выделяются кольцевыми аномалиями, что связано с миграцией углеводородных и сопутствующих компонентов, которые активно участвуют в постседиментационном минералообразовании и перераспределении химических элементов, в том числе радиоактивных (Соболев, 2007; Арбузов, Рихванов, 2009).

Определенные перспективы радиогеохимические методы имеют и для поисков алмазонасных кимберлитов. Первые опытные работы с использованием аэрогамма-спектрометрического метода, проведенные на территории Якутской алмазонасной провинции, показали, что многие кимберлитовые трубки в благоприятных ландшафтно-геологических обстановках выделяются на фоне вмещающих пород повышенными содержаниями Th и пониженными – K (Конторович, 1997). Однако попытки бурения в эпицентрах ториевых ореолов на ряде поисковых площадей не дали положительных результатов, поскольку выяснилось, что при гамма-спектрометрии картируются не сами трубки, а их вторичные радиогеохимические ореолы. В то же время, в ходе опытных работ в пределах Мирнинского кимберлитового поля было показано, что карты радиогеохимических ореолов практически идентичны картам распределения индикаторных минералов кимберлитов (Конторович, 1997; Tsyganov, Kontarovich, 1998), что делает полезным использование данных гамма-спектрометрии при поисковых работах на кимберлиты.

Опубликованные фактические данные по различным регионам мира, свидетельствуют об определенных перспективах применения гамма-спектрометрии для решения задачи поисков (в виде наземной или аэрогамма-спектрометрии) и разведки (гамма-картаж) кимберлитовых тел (McDowall, Koketso, 1991; Versteeg, Paterson, 1997; Elliot et al., 1998; Mwenifumbo, Kjarsgaard, 1999; Ramadass et al., 2015; Khati, Matabane, 2019; Fadeyi et al., 2021). Как правило, радиогеохимические ореолы от трубок имеют ториевую природу. Иногда кимберлитовые трубки также выделяются аномалиями K, при пониженных содержаниях Th, как например, на

трубках Бразилии, где повышенные содержания калия в радиогеохимических ореолах, вероятно, связаны с флогопитом кимберлитов (Cordani et al., 2010; Silva, 2024). На примере алмазосных кимберлитовых силлов Венесуэлы было показано, что в условиях, когда магнитная восприимчивость имела перекрывающиеся значения между различными типами магматических пород, развитых в районе исследования (граниты, габбро, гранодиориты), гамма-спектрометрия позволяла выделить кимберлиты по высоким отношениям Th/K и низким U/K (IAEA, 2003). Для Архангельской алмазосной провинции было установлено, что области с повышенным содержанием естественных радиоактивных элементов приурочены к вмещающим породам экзоконтактов трубок и отложениям кратерной части, причем важную роль здесь играет $^{226}\text{Ra}(\text{U})$ (Киселев и др., 2016; Яковлев и др., 2016).

Трубки взрыва, приуроченные, как правило, к разломным зонам могут отражаться в поле объемной активности радона – газообразного радионуклида, входящего в цепочку распада урана. На примере кимберлитовых трубок Среднего Тимана (Магомедова и др., 2015; Магомедова, Удоратин, 2016) показано, что максимальные значения активности радона-222, наблюдаемые в почвенном воздухе, приурочены к трубкам и аномалии имеют линейно-изометричную форму, что связано с развитием трещиноватости в контролирующих кимберлиты структурных зонах. Подобные закономерности формирования поля радона, установлены и для трубок Архангельской алмазосной провинции (Киселев и др., 2016; Яковлев и др., 2016). Очевидно, что эффективность радиогеохимических методов будет во многом определяться ландшафтно-геологическими условиями, которые могут накладывать существенные ограничения при проведении поисковых работ. Тем не менее, выявленные закономерности и исходные предпосылки необходимо использовать и исследовать для обоснования новых методов поисков кимберлитов. Особенно это актуально для Архангельской алмазосной провинции, где к настоящему времени в применении традиционных методов прогноза и поисков месторождений алмазов наметился определенный кризис (Вержак и др., 2008; Стогний, Коротков, 2010). Важным аспектом в изучении распределения радиоактивных элементов в областях кимберлитового магматизма также является и геоэкологическая оценка территорий, связанная с

прогнозированием радоноопасности и оценкой формирования радиационного качества подземных вод в районах развития тектонических нарушений, контролирующих кимберлитовые тела, которые могут служить зонами накопления радиоактивных элементов и повышенных эманацій радона.

ГЛАВА II

ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНЫХ УСЛОВИЙ ЗАПАДНОГО СЕКТОРА РОССИЙСКОЙ АРКТИКИ

2.1. Географическое положение региона исследований

В глобальном измерении Арктика рассматривается как единый район Земли, примыкающий к Северному полюсу и включающий Северный Ледовитый океан с островами, прилегающие части Атлантического и Тихого океанов и окраины Евразийского и Североамериканского континентов общей площадью ~ 27 млн кв. км, границы которого выделяются на основе биоклиматического и физико-географического подходов (изотерма июля +10 °С, южная граница тундры, величина радиационного баланса и т.д.). В региональном измерении чаще всего используется политико-правовое понятие Арктики, основанное помимо природно-климатических критериев, на административных, геокультурных, геоэкономических и геополитических подходах (Лукин, 2016). Так, российский сектор был определен еще в XX веке путем разграничения Арктики по двум меридианам от крайних западной и восточной точек сухопутной границы России. В настоящее время, в российский сектор Арктики входит суша, включающая прибрежные и островные территории, и акватория Северного Ледовитого океана, на которые в соответствии с международным правом распространяется юрисдикция российского государства (Лукин, 2013, 2016). Понятие Арктической зоны Российской Федерации закреплено в Основах государственной политики Российской Федерации в Арктике на период до 2035 года (Указ Президента Российской Федерации от 5 марта 2020 года № 164) и Стратегии развития Арктической зоны Российской Федерации и обеспечения национальной безопасности на период до 2035 года (Указ Президента Российской Федерации от 26 октября 2020 года № 645) и включает в себя сухопутные территории, определенные Указом Президента Российской Федерации от 2 мая 2014 года № 296, а также прилегающие к этим территориям внутренние морские воды, территориальное море, исключительная экономическая зона и континентальный

шельф Российской Федерации (Об основах..., 2020; О стратегии..., 2020). В СМИ, научных статьях и монографиях используются как официальное понятие «Арктическая зона Российской Федерации», так и общеупотребительное понятие «Российская Арктика», воспринимаемые часто как синонимы (Лукин, 2019). При рассмотрении отдельных регионов, географических областей или отдельных объектов Российской Арктики для пространственного обозначения района исследований часто проводится разделение на Западный и Восточный сектора Российской Арктики или указывается «западная часть Российской Арктики», «восточная часть Российской Арктики», «Западная Арктика России» (как правило, включает в себя акватории Баренцева и Карского морей), «Восточная Арктика России» (акватории морей Лаптевых, Восточно-Сибирского и Чукотского). При этом конкретная граница разделения на Западный и Восточный сектора или Западную и Восточную часть Арктики России является во многом условной и различными авторами в зависимости от целей исследования проводится по разному (Истомин и др., 2007; Самсонов и др., 2016; Леонов, Заостровских, 2019; О состоянии..., 2022).

В настоящей работе под Западным сектором Российской Арктики понимается часть Российской Арктики, включающая в себя акваторию Баренцева моря и прилегающие к ней прибрежные и островные территории, административно входящие в состав Северо-Западного федерального округа, которые включены в состав Арктической зоны Российской Федерации (рис. 2.1). Так в соответствии с Указами Президента Российской Федерации «О сухопутных границах Арктической зоны Российской Федерации» № 296 от 02.05.2014, № 287 от 27.06.2017 и №220 от 13.05.2019, а также Федеральных законов № 193-ФЗ от 13.07.2020 и № 195-ФЗ от 13.07.2020 в административном плане к рассматриваемой в диссертационной работе территории относятся: Мурманская область, Республика Карелия (в составе Беломорского, Лоухского, Кемского, Калевальского и Сегежского муниципальных районов, городского округа «Костомукшский»), Архангельская область (в составе Мезенского, Онежского, Приморского, Пинежского и Лешуконского муниципальных районов, территории муниципальных районов «Город Архангельск», «Город Новодвинск», «Северодвинск», «Новая Земля»), Ненецкий автономный округ, Республика Коми (в составе территории муниципального

образования городского округа «Воркута», Инта, Усинск, Усть-Цилемский район), а также земли и острова, указанные в Постановлении Президиума Центрального Исполнительного Комитета СССР от 15 апреля 1926 года (в частности – это Земля Франца-Иосифа, ряд мелких островов и крупные – Колгуев и Вайгач) (Рис. 2.1).



Рис. 2.1. Территориальная схема региона исследования в границах Арктической зоны Российской Федерации.

Рассмотрение природных условий территории исследования – Западного сектора Российской Арктики, учитывая значительную протяженность и многообразие климатических, ландшафтных и геолого-тектонических условий макрорегиона, будет проводиться в соответствии с административным делением территории в направлении с запада на восток: Мурманская область, Республика Карелия, Архангельская область, Ненецкий автономный округ, Республика Коми.

2.2. Геолого-тектонические и геоморфологические особенности

В орографическом отношении западная часть территории Мурманской области (Кольского полуострова), характеризуется расчлененным рельефом и достигает наибольших высот. В этой части области расположены горные массивы с плоскими вершинами с высотами до 900-1000 м. Единичные вершины Хибин (г. Часначорр - 1191м), Ловозерских Тундр и Мончетундры превышают 1000 м. Для восточной половины Кольского полуострова характерен волнистый рельеф с высотами 150-250 м. Среди равнины возвышается гряда Кейвы (397 м), состоящая из цепей.

Территория Республики Карелия в отличие от равнинной части Кольского полуострова имеет более пересеченный рельеф со средними высотами 150-200 м. Наибольшие высоты здесь приурочены к возвышенности Манселькя - 657 м к которой на юго-востоке примыкает Западно-Карельская возвышенность с отметкой 417 м. К востоку от возвышенностей простираются холмисто-грядовые низменные равнины, переходящие в Прибеломорскую низменность.

Мурманская область и Карелия занимают восточную часть Балтийского кристаллического щита (рис. 2.2). Породы архея представлены сильно метаморфизованными и дислоцированными гнейсами и гранитами. Протерозойские отложения - кварциты, кристаллические сланцы, песчаники, мраморы, гнейсы. В строении блока выделяется 3 сегмента: Южно-Скандинавский, Центральный, Кольско-Карельский (Светов, 1995; Карелия..., 2011). На Кольском полуострове выделяется Мурманский блок, сложенный плагиоклаз-микроклиновыми гранитами и мигматитами, сланцами и амфиболитами гнейсами с возрастом – 2.8 млрд лет. В составе Кольской серии принимают участие гнейсы,

сланцы, мраморы, кварциты, амфиболиты. Суммарная мощность серии - 10 км. Беломорский блок - сложен беломорской серией архея, состоящей из чередования сланцев, гнейсов и метаморфизованных вулканических пород. Мощность серии - до 12 км. Карельский блок структурно разделяется на два этажа - нижний и верхний (Карелия..., 2011).



Рис. 2.2. Фрагмент тектонической карты в границах Арктической зоны Российской Федерации (Тектоническая..., 2008). 1-3 – Балтийский щит: 1 - гранитоидные комплексы и серо-гнейсовые комплексы Кольского полуострова, 2 - вулканогенно-осадочные рифтогенные комплексы Кольского полуострова, 3 – грабен Кандалакшского залива (рифейская палеорифтовая система), 4 – плитная часть кратона (Русская плита), разбитая грабенами, 5-6 – Русская плита (Восточно-Европейская платформа), 7 – Тиманский кряж, 8 – Печорская плита (Тимано-Печорская платформа), 9 - 10 – Баренцевская плита, 11-13 – Уральская складчатая область, 14 - верхний структурный этаж платформы (Земля Франца-Иосифа)

В пределах территории выделяются три основных мегазоны: Кольский мегасинклиорий, Беломорский мегантиклинорий и Карельский мегасинклиорий. К Кольскому мегасинклиорию на северо-востоке примыкает Мурманский блок, а Карельский мегасинклиорий ограничен на юго-западе Свеко-Феннским блоком. Беломорский мегантиклинорий является наиболее древним участком территории.

На крайнем севере и юге Кольского полуострова, а также к западу от Онежского озера, на Карельском перешейке встречаются несогласно залегающие протерозойские отложения, а по южной и юго-восточной окраинам щита частично и нижнепалеозойские, представленные песчаниками, глинистыми сланцами, конгломератами (рис. 2.3).

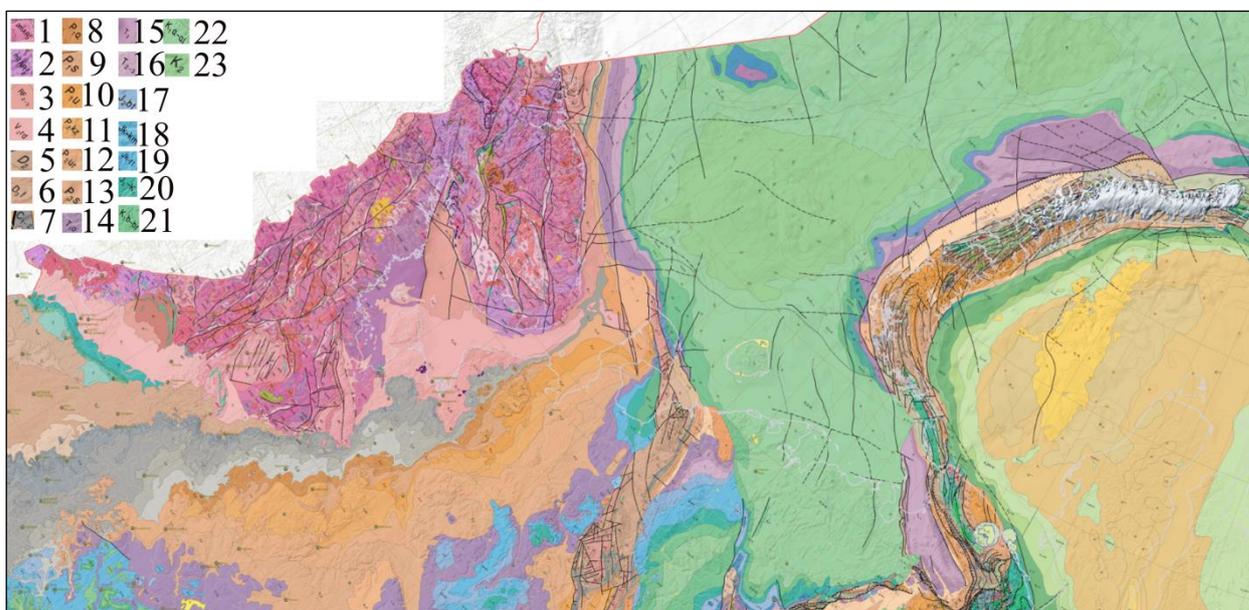


Рис. 2.3. Фрагмент геологической карты в границах Арктической зоны Российской Федерации (Геологическая..., 2008). 1 – плутоно-метаморфические комплексы верхней части верхнего архея (верхнего лопия), 2 - метаморфические комплексы верхнего архея (среднего лопия), 3 – средний - верхний рифей, 4 – редкинская серия венда, 5 – 6 – девон: 5 – средний отдел, 6 – франкский ярус верхнего отдела, 7 – нижний и средний отдел карбона, 8 – 13 – пермь, отделы, ярусы: 8 – ассельский, 9 – сакмарский, 10 – уфимский, 11 – казанский, 12 – уржумский, 13 – северодвинский; 14 – 16 – триас, отделы ярусы: 14 - оленекский, яренский нижнего отдела, 15 – средний отдел, 16 – средний – верхний отделы; 17 – 20 – юра, отделы, ярусы: 17 – батский келовейский ярус среднего отдела, 18 – келовейский - кимериджский ярусы верхнего отдела, 19 - келовейский - титонский ярусы верхнего отдела, 20 – юрская система, верхнего отдела меловой системы, 21 – 23 – мел, отделы, ярусы: 21 – берриаский – баремский нижнего отдела, 22 – аптский-альбский нижнего отдела, 23 – верхний отдел.

Интенсивные денудационные процессы протекали на территории Кольского полуострова и Карелии совместно с процессами тектоническими. Следствием этого явилось формирование поверхности выравнивания и господство денудационно-тектонического, структурно-денудационного и денудационного рельефа,

представленного плосковерхими горными массивами, грядами, плато, низменными цокольными равнинами. Важную роль в формировании рельефа восточной части Балтийского щита играют разрывные дислокации.

В Карелии они несколько затушевываются влиянием избирательной денудации. С разломами северо-западного простирания связаны Кандалакшский грабен, оси тектонических депрессий Ладожского и Онежского озер. Отчетливо прослеживается разломная зона от Кольского залива к Кандалакшской губе. По линиям разломов проложили свои долины реки Кольского полуострова и Карелии. Основная масса интрузий сосредоточена в западной части Кольского полуострова и северной части Карелии. Структурно-грядовый рельеф, приуроченный к карелидам, встречается в виде полос и островов среди денудационных равнин, сложенных толщами архея.

В четвертичное время Балтийский щит был одним из центров оледенения Евразии. Кольский полуостров и Карелия являлись областью активной экзарации и сноса материала. Деятельностью ледника обусловлена и сглаженность, округлость форм рельефа, характерная не только для высоких массивов, но и для скалистых поверхностей, которые приобрели вид бараньих лбов, курчавых скал. Ледником созданы фьорды на северо-западе Кольского полуострова. Наряду с моренными равнинами встречается и холмисто-моренный рельеф с высотой до 80 м. На побережье Белого моря распространены друмлины. В обобщении (Балуев и др., 2012; Тектоническая карта ..., 2010; Шварев, 2014) обозначены новейшие сдвиги, в том числе сбросо-сдвиг на северо-восточном обрамлении Кольского полуострова. Для краевых частей Кольского полуострова характерны раздвиговые участки. Наиболее широко распространенными геоморфологическими денудационными процессами на Кольском полуострове являются обвально-осыпные и эрозионные (Карта четвертичных образований..., 2014). Выделяется протяженная зона вдоль Баренцевоморского побережья с максимальным развитием от п-ова Рыбачий до устья Колы. Эта зона обвалов сопрягается как с зоной развития разрывов, так и с развитием глубинной эрозии. Закономерности распространения процессов в значительной степени подчинены современной блоковой структуре Кольского полуострова и их проявления являются индикатором постледниковой тектонической активности (Шварев, 2014).

В геолого-структурном плане Архангельская область (Рис. 2.2, 2.3) находится в пределах Восточно-Европейской платформы – юго-восток Балтийского щита, север Русской плиты, северо-запад Канино-Тиманского складчатого пояса и север Печорской синеклизы (структура Тимано-Печорской плиты) (Губайдулин, 2002; Геологическая карта России..., 2016; Кутинов и др., 2020). Докембрийский фундамент севера Восточно-Европейской платформы и перекрывающий его плитный покров относятся к Карело-Кольскому и Белорусско-Балтийскому геоблокам. Для севера Русской плиты характерно развитие в основном двух разновидностей глубинных структур в виде желобов и в виде перевернутых конусов и блоков. Балтийско-Мезенская зона представляет собой буферную активизационную структуру, имеющую многоярусное строение (Кутинов и др., 2020). Вельско-Цильменская зона представляет полосу глубинных разломов. Процессы тектогенеза в Архангельской области проявляются в развитии тектонически ослабленных сложных зон повышенной проницаемости земной коры (Кутинов, Чистова, 2004).

Распространение кайнозойских образований обусловлено интенсивностью неотектонических движений и режимом аккумуляции осадков. Кайнозойские отложения Архангельской области покрывают чехлом поверхность дочетвертичных пород и залегают на толщах венда и верхнего палеозоя (Карта четвертичных образований..., 2014). Образования неогена выделяются в основании разреза толщ, заполняющих переуглубленные палеодолины. Современный рельеф является результатом материковых оледенений, послеледниковой эрозии и тектонических процессов. Это сочетание форм доледникового денудационно-тектонического, ледникового и послеледникового аккумулятивного и эрозийного генезиса. Валдайское оледенение дополнило рельеф моренными холмами, грядами и возвышенностями с обширными низинами. На юге Архангельской области к ним относится Няндомская возвышенность и холмистые участки на водоразделах Северной Двины и Пинеги, Пинеги и Вашки, Вашки и Мезени. Водноледниковые равнины рек, стекающих с моренных возвышенностей, имеют волнистый характер. Морфоструктурными элементами региона являются возвышенности и низменности. Приморское положение региона обогатило рельеф морскими террасами и береговыми уступами. Берега Мезенского залива подвергаются

термоденудации и термоабразии (Арэ и др., 2004). Нередок вдоль побережья дюнно-холмистый ландшафт. Сформировавшийся после валдайского оледенения рельеф достаточно молод и тектонические нарушения не успели проявиться в его формах.

На территории Ненецкого автономного округа дочетвертичные породы скрыты под чехлом четвертичных отложений. Преимущественное развитие в регионе получили осадки морского происхождения (Карта четвертичных образований..., 2014) (рис. 2.4). Территорию п. Хорей-Вер – р. Колва – р. Сандивей и р. Шапкина подстилают дочетвертичные породы меловой системы аптско-альбского яруса.

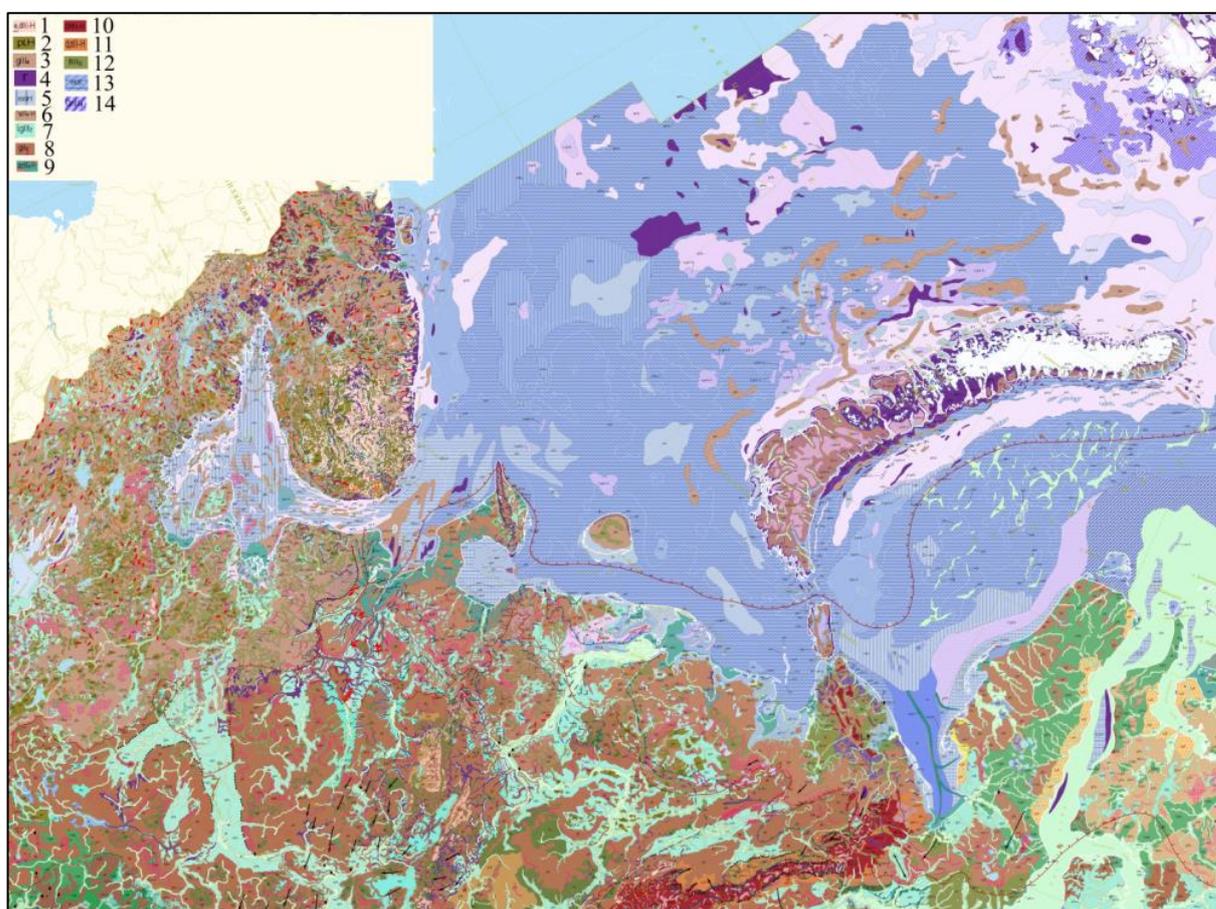


Рис. 2.4. Фрагмент карты четвертичных образований территории РФ в границах Арктической зоны Российской Федерации (Карта четвертичных..., 2014). 1-14 – четвертичные отложения: 1 – элювиальные делювиальные, 2 – пролювиальные, 3 – ледниковые, 4 – без расчленения, 5 – морские нефелоидные, 6 – аллювиальные, 7 – озерно-ледниковые, 8 – ледниковые, 9 - аллювиально-морские, 10 - коллювиальные, делювиальные, десерпционные, солифлюкционные, 11 – делювиальные, солифлюкционные, 12 – гляциофлювиальные, 13 – морские ледниковые, 14 – ледниковые морские.

Район р. Сула подстилают дочетвертичные породы верхнего отдела триасовой системы. Сегодня Канинские и Тиманские горные области - это складчато-сбросовые разрушенные древние системы. Самой обширной равниной является Печорская низменность. Этот участок фундамента плиты долгое время опускался и накопился мощный чехол осадочных отложений. По сравнению с Малоземельской тундрой она более возвышена. В структурном плане с юго-запада на северо-восток выделяют: окраину Восточно-Европейской платформы, часть байкальской Южно-Баренцево-Тиманской складчатой системы, северную часть Баренцево-Печорской платформы, фрагмент Косью-Роговской впадины, Коротаихинскую (Предпайхойскую) впадину, юго-восточную часть раннемезозойской складчатой системы Пай-Хоя - Новой Земли (Губайдулин, 2002; Геологическая карта России..., 2016).

Архейско-раннепротерозойский кристаллический фундамент Восточно-Европейской платформы в Притиманской впадине залегает на глубинах от 2 км до 4 км. Осадочный чехол сложен терригенными и карбонатными отложениями палеозоя. На возвышенности Канин Камень, хребтах Чайцынский Камень и Тиманский Камень на поверхность выступают складчатые образования рифея. Позднепротерозойский складчато-метаморфический фундамент Баренцево-Печорской платформы залегает на глубине до 9 км. В составе осадочного чехла - мелководно-морские, континентальные отложения палеозоя и мезозоя. Глубокие Косью-Роговская и Коротаихинская впадины заполнены пермской угленосной молассой.

Четвертичные осадки Ненецкого автономного округа представлены отложениями средне- и позднплейстоценового возраста, морскими, речными, озёрными, элювиальными, коллювиальными накоплениями (Андреичева, Марченко-Вагапова, 2012; Карта четвертичных..., 2014). На севере распространены морские отложения голоцена и верхнего плейстоцена. Отложения среднего и верхнего плейстоцена представлены плотными песчанистыми алевролитами с включениями гравия, гальки и валунов (Геокриологическая..., 1996). На территории Печорской низменности распространены выходы глин и суглинков. Местами поверхность сложена морскими песками. Вся толща плейстоценовых отложений является континентальными образованиями (Карта четвертичных...,

2014). Территории п. Хорей-Вер – р. Колва – р. Сандивей и р. Сула расположены на участках развития озерно-ледниковых отложений, участок р. Шапкина на ледниковых отложениях (Карта четвертичных..., 2014). С середины франского века Хорейверская впадина представляла глубоководную впадину с кремнисто-карбонатным осадконакоплением. На р. Колва находят остатки черепов мамонтов с ^{14}C датами от 37 до 25 тыс. лет назад (Murray et al., 2007, Paus et al., 2003). На р. Печоре аналогом мезенских морских слоев являются подморенные пески р. Верхней Куи и Мархиды (Larsen et al., 2006). В районе БЗТ морской неоплейстоцен встречается до 66° с. ш. (Свиточ, 2003). На притоке р. Печоры, р. Сула получена оценка возраста 119 ± 2 тыс. лет (Tveranger et al., 1998). Толщи на левобережье р. Печоры перекрыты морскими отложениями и могут относиться к среднеплейстоценовому возрасту. Основная протайка плейстоценовой мерзлоты произошла уже в бореально-атлантическое время (Астахов, 1999). М.А. Великоцкий и Б.В. Спектор описали позднеплейстоценовые аллювиальные разрезы в долине р. Печоры (Васильчук, 2017). Полярный ледник, распространяясь со стороны Новой Земли и с шельфа Баренцева и Карского морей, языками заходил в долину р. Шапкина и Колвы (Астахов, Свендсен, 2002). Здесь возникали приледниковые озера. Полная дегляциация района р. Колвы произошла в конце пребореального времени (Давыдова и др., 1992). К нижнему неоплейстоцену относится колвинская свита морских алевритов (Андреичева, 2002). В верхнем неоплейстоцене главным маркером являются межледниковые морские отложения, которые перекрыты ледниковыми и водно-ледниковыми отложениями. Выходы морских отложений наблюдаются по долинам рек Пеза, Мезень, Сула, Колва, Море-Ю. Серия дат порядка 140 - 100 тыс. лет назад близка к общепринятым оценкам возраста эемского межледниковья (Астахов, 1999; Астахов и др., 2007).

Возраст перекрывающих ледниковых и водно-ледниковых отложений поздненеоплейстоценового покровного оледенения восточнее р. Кулой оценивается в 50 тыс. лет назад (Svendsen et al., 1999). В бассейне р. Печоры установлены две стадии этого оледенения 90 - 80 и около 60 тыс. лет назад (Astakhov, 1997). Южнее Мархиды ледниковые отложения верхнеплейстоценового возраста замещаются озерно-ледниковыми образованиями палеоозера Коми. Радиоуглеродные датировки от 40 до 27 тыс. л. н.

мамонтовых костей из аллювиальных террас свидетельствуют о том, что это подпрудное озеро старше 37 тыс. л. н. В бассейне р. Мезень, по данным (Larsen et al, 2006) последний раз ледник наступал с шельфа Карского моря (в интервале от 55 до 45 тыс. лет назад) (Астахов, Свендсен, 2002). Характерной же особенностью печорского тилла по мнению (Андреичева, Судакова, 2014) является преобладание полярноуральско-пайхойских осадочных и метаморфических образований и присутствие обломков известняков ордовик-раннесилурийского возраста - руководящих новоземельских пород (Андреичева, Судакова, 2014). Морские отложения родионовского возраста вскрыты на междуречье р. Лаи и Серчейю и в береговых обнажениях р. Шапкиной, р. Колвы (Природная..., 2015). Последнее оледенение на берегах Карского моря носило ограниченный характер (Forman et al., 1999; Stein et al., 2002). Оно могло захватывать Новую Землю, северную часть Таймыра, Северную Землю и, возможно запад Югорского п-ова (Stein et al., 2002; Васильев, 2002).

В рельефе центральная часть Ненецкого автономного округа (Большеземельская тундра – БЗТ) представляет собой холмистую равнину с высотами до 150 м с преобладанием форм ледникового рельефа. Пересекают ее гряды Еней-мусюр и Вангурей-мусюр с высотами до 250 м, которые сложены песчаниками и валунными суглинками (Попов, 1961, 1962; Лавров, 1968; Живая..., 2004 Лавров, Потапенко, 2005;). При продвижении от морского побережья к югу заболоченные приморские территории повышаются террасами и переходят во всхолмленную местность с грядами (Лавриненко, 2013). Замкнутые и ложбинообразные понижения, занятые озерами и болотами простираются в меридиональном или северо-западном направлении (Андреичева, 2007; Природная..., 2015).

Территория Республики Коми расположена на северо-востоке Восточно-Европейской платформы, сложенной осадочными породами платформенного чехла верхнепротерозойского, палеозойского и мезокайнозойского возраста залегающими на породах фундамента архея и нижнего протерозоя. В структурном плане можно выделить: складчатые сооружения - Тиманскую гряду и Уральские горы, расположенную между ними Печорскую синеклизу (Печорскую плиту) и северную часть Русской плиты. Тиманская гряда, разделяющий Русскую и

Печорскую плиты, является крупнейшей орографически выраженной структурой. Гряда образована комплексом пород, слагающих в основании складчатый фундамент рифейского возраста и фанерозойский платформенный чехол (Республика Коми..., 1999). В восточной части территории до конца палеозойской эры сохранялись геосинклинальные условия. Формирование складчатого Урала в основном закончилось к началу мезозоя. По мере поднятия Уральских гор, вдоль западной окраины горной системы происходило прогибание земной коры, захватившее и краевую часть платформы. Этот предгорный краевой прогиб выполнялся непрерывно поступающими в него продуктами разрушения горных хребтов. Центральные части Урала слагаются кристаллическими сланцами верхнепротерозойского и нижнепалеозойского возраста. Предгорья Урала сложены средне- и верхнепалеозойскими отложениями. Предуральский краевой прогиб выполнен толщей пермских и триасовых отложений. Он разделяется на ряд впадин, из которых южная - Верхне-Печорская, а северная – Воркутская (Атлас республики Коми..., 2011). Разнообразие в рельефе объясняется сложным тектоническим строением территории. Уральский регион орографически делится на Северный, Приполярный и Полярный районы. Северный Урал представляет район среднегорного рельефа. Наибольшие вершины - Тэлпозьиз (1617 м), Патокиз (1266 м). Приполярный Урал - гора Народная (1895 м), массив Сабля (1497 м). Характерен альпийский тип рельефа - сильная расчлененность, обилие ледниковых форм – с отчетливыми формами криогенного выветривания. Высота хребта редко превышает 1000 м. Наивысшая вершина - Пайер (1472 м). Поверхность хребта пластообразна, расчленена долинами, к северо-западу круто обрывается к прилегающей низине. Тип рельефа - ближе к высокогорному (Атлас республики Коми..., 2011).

В строении северного сектора Баренцево-Карского региона можно выделить три крупные структуры: Северо-Баренцевскую впадину, Восточно-Баренцевскую зону ступеней и Северо-Карскую впадину. Восточно-Баренцевская зона ступеней в рифейско-реннепалеозойское время представляла собой поднятие, сформированное в период байкальской складчатости и разделявшее на протяжении первой половины палеозоя Северо-Баренцевскую и Северо-Карскую впадины. Северо-Карская впадина заложилась в рифее и испытывала прогибание в раннем палеозое,

в то время как разрез Северо-Баренцевской впадины сложен мощной толщей верхнепалеозойско-мезозойских отложений. В пермско-триасовое время западный склон Восточно-Баренцевского поднятия был вовлечен в интенсивное погружение и была сформирована зона ступеней, а нижнепалеозойские комплексы были погребены под мощным пермско-триасовым комплексом отложений (Тектоническая..., 2008; Сулова и др., 2023).

Формирование гляциоморских отложений в восточной части Баренцева моря контролировалось особенностями процесса деградации ледниковых масс на шельфе. В условиях активной и массовой поставки гляциального минерального вещества осадконакопление происходило с высокой и необычайно высокой лавинной скоростью. За короткий интервал позднеплейстоценового времени возник покров гляциоморских отложений значительной мощности, особенно большой в южной части региона. Морское терригенное осадкообразование обусловлено гидродинамическим режимом акватории; определенное влияние оказали процессы гляциоэвстатической морской трансгрессии. Низкая («нормальная») скорость накопления морских отложений привела к тому, что в целом вне зоны мелководья сформировался маломощный чехол голоценовых осадков (Эпштейн и др., 2022).

Архипелаг Земля Франца-Иосифа сложен песчаниками, алевролитами и известняками, перекрытыми толщей горизонтальных базальтовых покровов (с мощностью 30 м) (Саватюгин, Дорожкина, 2012). Основные черты рельефа архипелага Земля Франца Иосифа образованы новейшими тектоническими движениями, гляциоэвстатическим изменением уровня океана, литологическим составом пород, мощным покровным оледенением четвертичного периода (Карякин, Кашкаров, 2011). Основная часть архипелага Земля Франца Иосифа, сопоставляющаяся в плане с Вильчевской структурно-формационной зоной, испытывала поднятие. Южная окраина архипелага, соответствующая обладает мозаичным планом, в котором наряду с зонами слабых поднятий выделяются области стабильного выравнивания рельефа. В северо-восточной части территории (вблизи о. Рудольфа и о-вов Белая Земля) обращает на себя внимание зона устойчивых интенсивных погружений (Карякин, Кашкаров, 2011). Морские террасы, осложнённые сериями валунно-галечных береговых валов, окаймляют

находящиеся в центральной части островов скальные массивы мезозойских вулканогенно-осадочных пород. Воздымание превышало голоценовый рост уровня моря. На островах Мейбел, Белл, Огора, Гукера и других образуются валунно-галечные валы высотой до 15 м. Ещё одна особенность береговой зоны Земли Франца-Иосифа - низменные пространства в кутовых частях заливов. Часть из них - дельтовые песчаные равнины шириной до 1,5 км (устье р. Романтиков на о. Хейса) и возрастом 1000 лет. Схожий облик имеют песчаная равнина западного берега бухты Суровой на о. Галля, западный берег бухты Елены Гульд на Земле Вильчека. Рядом лежат выводные ледники ледниковых куполов. Совсем недавно бухты были заняты ледниками. Их абляция и отступление в ходе потепления, начавшегося во второй половине XIX в., постепенно освобождали арену волновым процессам и припайным льдам. Главная особенность берегов Земли Франца Иосифа – это высокая мозаичность, связанная с гидродинамикой, дифференцированными восходящими тектоническими движениями, климатическими изменениями и колебаниями границ ледников (Романенко и др., 2015). Современные ледники Земли Франца-Иосифа имеют сравнительно молодой возраст, а не являются остатками от Баренцевского ледникового щита, как считают некоторые исследователи (Дымов, Шарин, 2005; Гусев и др., 2013).

По особенностям допалеозойского основания и додевонскому геологическому развитию на Новой Земле выделяются Южный и Северный блоки. Южный блок сложен осадками зеленосланцевой фации, а Северный – позднепротерозойский. Граница между ними проводится по продолжению зоны допалеозойского Байдарацкого разлома под песчано-сланцевыми толщами перми. Архипелаг Новая Земля входит в систему окраинно-материковых шельфовых и внутриматериковых шельфово-континентальных плит восточного обрамления Норвежско-Гренландского и Евразийского бассейнов Северного Ледовитого океана. Пайхойско-Новоземельский ороген вместе с Северо-Сибирским порогом отделяют Печорскую материковую и Баренцево-Карскую плиты от северного продолжения Западно-Сибирской плиты – Южно-Карской плиты. Переход складчатых структур Пай-Хоя – Новой Земли к недеформированному чехлу Печорской плиты достаточно резкий (Кораго и др., 2022). К северо-западу от архипелага в рельефе дна прослеживается Предновоземельский прогиб. Складчатые структуры

архипелага, сложены породами всех отделов палеозоя, местами неопротерозоя и нижнего триаса (Кораго и др., 2022).

В рельефе Новой Земли Южный и Северный блоки представляют собой прибрежные пенепленизированные и террасированные равнины. Разделяющий их Центральный блок является расчлененной низкогорной территорией с рельефом альпийского типа. Возраст блока - олигоцен–неогеновый (Красножен и др., 1986). Начало новейшего воздымания архипелага с возрождением горно-складчатых сооружений началось в олигоцене. Аккумулятивные или абразионные морские уровни прослеживаются на архипелаге до отметок 400 м, что связывается с позднекайнозойской трансгрессией и с неотектоническим или гляциоизостатическим поднятием побережий (Красножен и др., 1986; Мусатов, 1996). В пользу вклада неотектонических процессов в формирование современной морфоструктуры архипелага Новая Земля говорит его расчлененность и движения окружающих Новую Землю шельфов морей Баренцева и Карского (Крапивнер, 2006).

Новоземельский архипелаг от шельфа морфологически обособлен глубокими Западно- и Восточно-Новоземельским желобами. Ряд исследователей настаивают на позднеплейстоцен-голоценовом возрасте и гляциоизостатической природе террас (Mangerud et al., 2008; Svendsen et al., 2004). Другие связывают их происхождение со сложными трансгрессивно-регрессивными циклами в кайнозой (Красножен, 2007). На Новой Земле выделяется три террасовых комплекса, отвечающих трем разновозрастным трансгрессиям (Анохин, 2009; Семенков, 2020). Береговые линии архипелага высотой 118 м имеют возраст 27000 лет, а высотой 115 м – 41 000 лет (Serebryanny et al., 1998). Суша испытывает современные положительные тектонические движения. На побережье и островах формируются озера, отчленяющиеся от моря пересыпями, очень активны абразия клифов и размыв береговых уступов. Активны тектонические движения блокового типа (Большиянов и др., 2006). Современный облик рельефа архипелага характеризуют значительные относительные высоты, образование сквозных долин-грабен по разломам. В рельефе преобладают разрозненные горные массивы с максимальными отметками 1291 и 1547 м на Южном и Северном острове соответственно (Анохин, 2009). Горы вплотную подступают к морю, особенно на западном побережье, где

широко развиты фьорды.

2.3. Геокриологические условия

В пределах территории исследования многолетнемерзлые породы (ММП) распространены в тундровой и лесотундровой зонах. Южная граница ММП протягивается от западной границы Мурманской области вдоль береговой линии Кольского полуострова к его восточной оконечности и распространяясь далее на Архангельскую область в верховьях рек Кулой и Мезень к границе с Ненецким автономным округом (рис. 2.5).

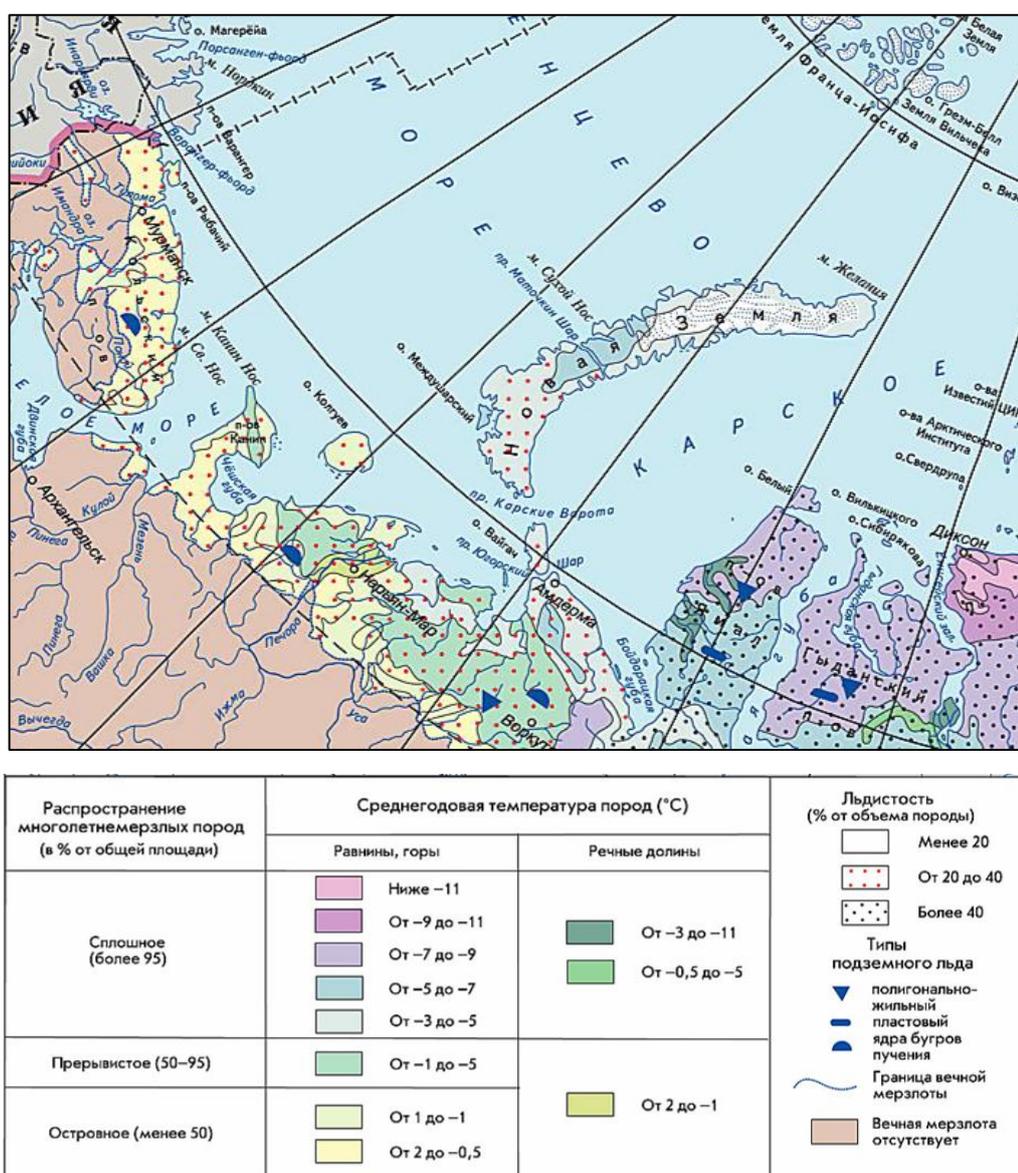


Рис. 2.5. Карта распространения многолетнемерзлых пород в пределах Западного сектора Российской Арктики (Национальный Атлас России..., 2024)

В Ненецком округе и Коми южная граница ММП проходит примерно на широте северного полярного круга. В Мурманской области и материковой части Архангельской области распространена только островная мерзлота с льдистостью от 20 до 40 %, имеющая температуру от 2 до -0.5 °С. В Хибинском горном массиве среднегодовая температура ММП более низкая и составляет от 1 до -1 °С.

Для территории Ненецкого автономного округа и северной части Республики Коми характерна зональность в распространении мерзлоты от островной на южной границе ММП до зоны сплошного распространения (более 95 %) на побережье Печорского моря. Арктические архипелаги являются зоной сплошного распространения ММП, а также покровного оледенения на Северном острове Новой Земли и островах Земли Франца Иосифа. Мерзлота также распространена и в пределах Западно-Арктического шельфа России (Холмянский и др., 2018).

В настоящее время наблюдаются признаки деградации ММП, связанные с глобальным потеплением климата, что выражается в заглублинии кровли мерзлоты, повышении ее среднегодовой температуры, активизации термокарста (Осадчая, 2016). Наиболее выраженные процессы изменения геокриологических условий наблюдаются в пределах Большеземельской тундры (рис. 2.6), где за последние 40 лет южная граница мерзлотной области и зоны сплошного распространения ММП отступила к северу на десятки километров, значительно увеличились мощности несквозных таликов ((Оберман, Лыгин, 2009; Игловский, 2013).

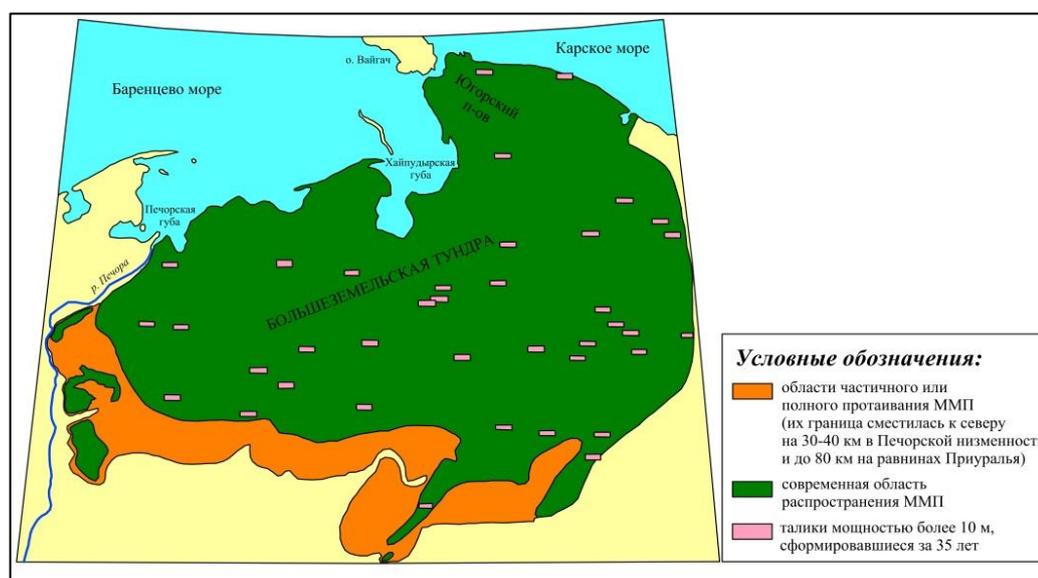


Рис. 2.6. Схема изменения многолетнемерзлых пород с 1970-2009 гг. в пределах Большеземельской тундры (Оберман, Лыгин, 2009; Игловский, 2013)

2.4 Ландшафтно-климатические условия

В соответствии с ландшафтным районированием (Исаченко, 1995) территория исследований подразделяется на следующие ландшафтные зоны: а) таежная или бореальная с подзонами северной и средней тайги, б) субарктическая с подзонами типичной тундры, южной тундры и лесотундры, в) арктическая.

Территория Мурманской области находится в пределах субарктической и таежной зон. Северную часть области, прибрежную полосу вдоль Баренцева моря, занимает подзона южной тундры. Тундровую зону сменяет подзона лесотундры, южная граница которой примерно делит Кольский полуостров пополам. Субарктическая зона Мурманской области относится к Кольской ландшафтной провинции согласно (Исаченко, 1995). Южную часть области занимает зона тайги с подзоной северной тайги, относящаяся к Кольско-Карельской ландшафтной провинции.

Климатические параметры Мурманской области формируются в условиях небольшого количества солнечной радиации, интенсивного переноса воздушных масс с запада на восток и воздействия северных морей (Семенова, 2000; Попова, Щербина, 2012). Для региона характерны сравнительно высокие среднегодовые температуры, нетипичные для данной широты, что обусловлено воздействием теплого Нордкапского течения, которое отдает много тепла суше, особенно зимой, благодаря чему побережье Баренцева моря не замерзает. Однако частая смена воздушных масс формирует крайнюю неустойчивость погоды в течение всего года. Средняя многолетняя температура воздуха самого холодного месяца (февраля) составляет от -6 до -14 °С, самого теплого летнего месяца (июля) от $+9$ до $+14$ °С. Средняя годовая температура воздуха уменьшается от 0 - $+1$ °С на побережье до -2 °С и -4 °С в центральных и горных районах, соответственно. Для региона характерны полярная ночь, которая на широте Мурманска длится со 2 декабря по 11 января, и полярный день, длящийся с 22 мая по 22 июля. Среднегодовое количество осадков сравнительно невелико 350-450 мм (в горных районах Хибин до 1000 мм), однако в условиях продолжительной зимы и короткого и прохладного лета, обуславливающих слабое испарение, характерным является формирование избыточного увлажнения. Относительная влажность воздуха в течение всего года

сохраняется высокой 70-80 %, что связано с преобладанием морских воздушных масс.

Республика Карелия полностью расположена в зоне тайги с подзонами северной тайги в северной части и средней тайги в южной, относящихся к Карело-Кольской ландшафтной провинции (Исаченко, 1995). Климат Республики формируется под воздействием атлантических и арктических воздушных масс в условиях интенсивной циклонической деятельности, небольшого годового прихода солнечной радиации, близости к холодным морям (Белое и Баренцево море), комплекса местных условий (рельеф, большое количество озер) (Назарова, 2014). Климатический режим характеризуется как переходный от морского к континентальному. Комплекс климатообразующих факторов обуславливает продолжительную, но не суровую зиму и короткое прохладное лето. Среднегодовая температура воздуха самого холодного месяца (января) составляет -12-13 °С в северной части и -9-10 °С в южной. Среднегодовая температура воздуха самого теплого месяца (июля) составляет +15 °С в северной части Карелии и +17 °С – в южной. Среднегодовая температура воздуха варьирует от 0 °С на севере и до +3 °С в юге. В среднем за год на территории Карелии выпадает 600-650 мм осадков. Количество дней с относительной влажностью воздуха более 80 % за год составляет 150-170 дней, а с влажностью воздуха менее 30 % всего около 3-9 дней.

Территория Архангельской области в ее континентальной части расположена в таежной и субарктической зонах. Большая часть области находится в бореальной таежной зоне с подзонами средней и северной тайги, относящихся к Двинско-Мезенской ландшафтной провинции (Исаченко, 1995). Крайний север области (северная часть Мезенского района), расположен в зоне лесотундры Канинско-Тиманской ландшафтной провинции. Архангельская область находится в атлантико-арктической области умеренно климатического пояса (Васильев, 2006). Климат формируется под воздействием интенсивного западного переноса, малого количества солнечной радиации, влияния холодных северных морей и локальных физико-географических особенностей. Среднегодовая температура воздуха понижается от +2 °С на юго-западе области до -7 °С на северо-востоке. Среднегодовая температура воздуха самого холодного месяца (января) варьирует от -12 °С в юго-западной части области до -18 °С в северо-восточной.

Среднегодовая температура воздуха самого теплого месяца (июля) снижается при движении с юго-запада на северо-восток от +17 до +8...+10 °С. Среднегодовое количество осадков варьирует от 500 до 600 мм, в прибрежной зоне составляет менее 500 мм. Относительная влажность воздуха возрастает в северном направлении от 80 % на юге области до 88 % на севере в прибрежной зоне.

Островные части Архангельской области расположены в зоне полярной пустыни и арктической тундры. Зона полярной пустыни охватывает северную часть архипелага Новая Земля и всю территорию архипелага Земля Франца Иосифа. Северная часть Северного острова и весь Южный остров Новой Земли расположен в зоне арктической тундры (Исаченко, 1995). В пределах Земли Франца Иосифа климатоформирующие факторы связаны с высокоширотным положением архипелага (80-82° с.ш.), низким притоком солнечной радиации, высокой повторяемостью циклонов и атмосферных фронтов, отепляющим воздействием подповерхностных атлантических вод, рельефом и характером подстилающей поверхности (Дженюк, 2014). Площадь оледенения составляет около 85 % площади архипелага. Среднегодовая температура воздуха составляет -12 °С. Самая низкая среднегодовая температура воздуха наблюдается в январе и составляет -24 °С. Среднегодовая температура воздуха самого теплого месяца июля +0.9 °С. Годовая сумма осадков, практически полностью твердых, составляет 250-300 мм. Влажность воздуха в январе составляет 84-86 %, в июле-августе – 90-93 %. Для архипелага характерны сильные ветры, значительное количество дней с облачностью (до 200 дней в году) и туманами (до 27 дней в июле).

Характерными чертами климата архипелага Новой Земли являются высокая влажность (80-86 % в среднем за год), практически постоянная облачность, частые осадки, туманы и сильные ветры с метелями (Семенков, 2020). В результате отепляющего воздействия Нордкапского течения, зимняя температура воздуха на побережье Баренцева моря выше, чем на побережье Карского моря. Самые низкие среднегодовые температуры воздуха характерны для северной части Новой Земли, которые в пределах западного побережья составляют -9.3 °С, а в пределах восточного- 9.6 °С. Среднегодовые температуры воздуха в южной части архипелага составляют -5.1 °С на побережье Баренцева моря и -7.5 °С на побережье Карского моря. Для Новой Земли характерны самые сильные в Арктике ветры,

связанные с наличием гор и ледников (Новоземельская бора, 60-80 км/ч).

Территории Ненецкого автономного округа и северная часть Республики Коми в границах арктической зоны РФ, полностью расположены в субарктической зоне в подзонах лесотундры, южной тундры и типичной тундры (Исаченко, 1995). Западная часть Ненецкого округа расположена в Канинско-Тиманской и Тиманской ландшафтных провинциях (лесотундра и южная тундра), а центральная и восточная часть округа – в Печорской провинции (лесотундра, южная тундра и типичная тундра). Северные районы Коми большей частью также относятся к Печорской ландшафтной провинции, за исключением территорий, примыкающих к Уралу, относящихся к Уральской горной стране (лесотундра и южная тундра). Вся территория Ненецкого округа и рассматриваемая в работе северная часть Республики Коми расположены в субарктическом климатическом поясе. Климатические параметры формируются под воздействием атмосферной циркуляции, радиационного режима, подстилающей поверхности и локальных условий (Васильев, 2006). Среднегодовая температура воздуха с запада на восток уменьшается с $-1.0...-1.5$ °С до 7.0 °С в районе побережья и от -3.0 °С до -5.0 °С во внутренних районах. В западной части рассматриваемого региона средняя зимняя температура составляет $-8...-14$ °С, на востоке $-17...-20$ °С. Средняя летняя температура понижается с юга на север, составляя от $10-11$ °С на юге и до $5-7$ °С на севере. Количество осадков снижается в направлении с юга на север с 350 до 250 мм. Годовое число дней с осадками составляет до 220. Среднегодовая относительная влажность воздуха в прибрежной зоне варьирует в диапазоне 84-88 %, а континентальных районах 81-83 %.

2.5. Почвенно-растительные условия

На большей части Мурманской области развиты в основном подзолистые, подзолисто-болотные и болотные почвы (Переверзев, 2011) (рис. 2.7). Подзолистые почвы сформированы на склонах с хорошим водоотведением, на моренных супесях, озерных и речных песчаных террасах. Подзолисто-болотные почвы распространены в тундровой зоне с недостаточным дренажем вод. На горно-холмистой местности встречаются плохо развитые каменистые почвы. Небольшое

распространение имеют аллювиальные почвы, встречающиеся лишь отдельными участками на речных поймах.

Территория области расположена в таежной, лесотундровой и тундровой зонах. Наибольшую площадь занимает тундровая зона. В таежной зоне преобладающий древостой представлен елью и сосной. По направлению на север леса разрежаются и становятся более мелкорослыми. Среди древесной растительности начинает преобладать береза, ель и сосна встречаются отдельными древостоями. В лесотундровой зоне встречаются поля крупнокустарниковой березы с изогнутыми стволами и ветвями (березовое криволесье). При движении на север лесные участки сменяются болотами, а далее - тундровыми пространствами. На сухих местах выделяются очаги ягеля, кустарники можжевельника и карликовой полярной березки. Среди кустарничков распространены брусника, черника, вороника.

Республика Карелия практически полностью находится в таежной зоне, включающей среднюю и северную подзоны тайги (Федорец и др., 2003). Преобладающим типом почв является подзолистый, но также широко развиты подзолисто-болотные и болотные почвы (рис. 2.7). В северной части Республики древостой в основном представлен сосной, елью, в небольшом количестве встречаются береза, осина, рябина. Здесь же можно встретить полярную березку, воронику, багульник, которые типичны для зоны тундры. В этой подзоне леса сильно заболочены. При движении на юг древостой становится более высоким и густым, с более богатым видовым разнообразием. Кроме сосны и ели, в большом количестве произрастают мелколиственные породы, такие как береза, осина, рябина, и единичные экземпляры широколиственных пород таких, как липа, клен, ильм. В юго-западной части Карелии можно встретить дуб и ясень. Растительные сообщества, которые можно классифицировать как лесотундровые и тундровые формируются отдельными пятнами у побережья Белого моря.

В таежной зоне Архангельской области основным типом почвообразования является подзолистый (Почвенно..., 2024) (рис. 2.7). В северной тайге на суглинках формируются глее-подзолистые почвы, на песках – подзолы железисто-гумусовые. Однако те и другие встречаются лишь на хорошо дренированных участках – на склонах холмов, в приречных полосах. На плоских водоразделах в основном

встречаются болотно-подзолистые почвы и обширные участки развития верховых торфяников. На хорошо дренированных возвышенностях карстового Беломорско-Кулойского плато встречаются остаточно-карбонатные и перегнойно-карбонатные почвы. В средней тайге дренированные глинистые участки покрыты типичными сильноподзолистыми почвами, а на песчаных почвах преобладают железистые подзолы. В пределах равнинных низменностей и в центральных частях водосборов преобладают торфяно-подзолистые и болотные почвы (Национальный атлас..., 2024).

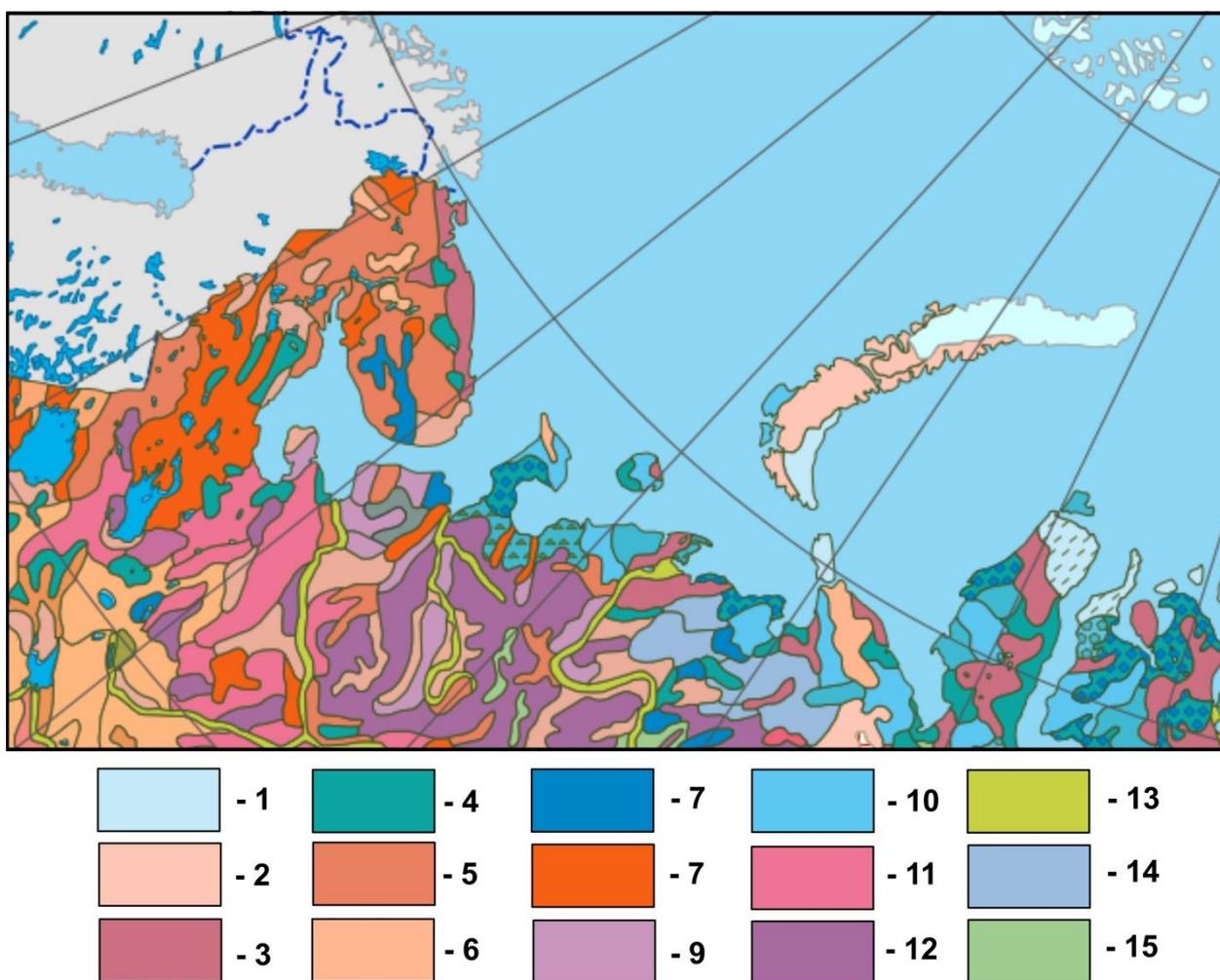


Рис. 2.7. Почвенная карта района исследований (Интерактивная..., 2024). 1 – пелоземы; 2 – петроземы; 3 – подбуры иллювиально-гумусовые, 4 – торфяные олиготрофные; 5 - подзолы иллювиально-гумусовые; 6 – литоземы; 7 – торфяные эутрофные и перегнойно-торфяные; 8 - подзолы иллювиально-железистые; 9 – глеподзолистые; 10 – глееземы; 11 – торфяно-подзолисто-глеевые; 12 – подзолистые; 13 – аллювиальные гумусовые; 14 – криометаморфические; 15 – светлосемы иллювиально-железистые.

В зоне тайги Архангельской области выделяются притундровые, северотаежные и среднетаежные леса. Притундровые леса, распространенные на северо-востоке области включают в себя лесотундру и северную часть редкостойной тайги. Южная граница северотаежных и среднетаежных лесов в Архангельской области проходит примерно по широте 63.2° N. Основные лесообразующие породы Архангельской области – ель (до 63 % лесопокрытой площади), сосна (до 23 %), береза (до 10 %). На карбонатных почвах к ели и сосне примешивается лиственница, местами на Беломорско-Кулойском плато она образует чистые насаждения. В таежной зоне широко распространены болота с преобладанием верховых торфяников, нередко с болотной формой сосны.

Почвы архипелага Земля Франца-Иосифа, расположенного в зоне арктической пустыни, относятся к арктическому типу первичного почвообразования (Любова, 2021). На плакорных водоразделах распространены малогумусированные арктические почвы. Около снежников и ледников развиваются арктические полуболотные почвы проточного увлажнения. В растительном покрове преобладают мхи и лишайники (Чуракова, 2014).

Почвенный покров архипелага Новая Земля разделяется на две группы структур: равнин и горных районов. Почвенный покров равнин довольно контрастный, так как в нем сочетаются почвы со свободным дренажем (арктические, примитивные щебнистые) и явным переувлажнением (торфянистые болотные); переходные по увлажнённости «зональные» глееземы тундровые занимают проточные позиции на пологих склонах и имеют подчиненное положение. В горах и предгорьях наиболее распространенные элементы почвенного покрова – каменистые россыпи, которые в некоторых случаях организованы в каменные кольца и многоугольники и покрыты накипными лишайниками, под которыми распространены почво-плёнки (Горячкин, 2010; Почвы..., 2012).

В геоботаническом отношении северная часть и возвышенные районы Новой Земли относятся к полярным пустыням, большая часть оставшейся территории классифицируется как арктическая тундра с преобладанием мохово-лишайниковой растительности. И только юго-запад архипелага, где произрастает карликовая береза и кустарничковая ива и встречаются типичные плоскобугристые болота со

сфагновыми мхами, выделяется как типичная тундра (Кулиев, 2009).

Большая часть Ненецкого автономного округа расположена в зоне типичной тундры с характерным развитием тундровых глеевых почв (на песках – тундровые иллювиально-гумусовые), образующие сложные комплексы и сочетания с заболоченными и болотными мерзлотными почвами (Почвенно..., 2024).

В лесотундровой зоне распространены тундровые поверхностно-глеевые оподзоленные, различные заболоченные и болотные, а также глее-подзолистые типы почв. В типичной тундре господствуют разнотравно-осоково-моховые сообщества, сочетающиеся с осоково-гипновыми и полигональными болотами. В южной тундре распространены ерниковые сообщества, а также ивняки. На севере лесотундры, помимо крупноерниковых зарослей и бугристых болот, встречаются участки еловых и березовых редколесий вдоль южных экспозиций склонов и речных долин.

Север Республики Коми находится в зоне тундровых почв, при продвижении на юг тундровые почвы сменяются на лесные подзолистые в зоне тайги (Лаптева и др., 2016; Почвенно..., 2024). В тундровой зоне формируются тундрово-глеевые и тундрово-глее-болотные почвы, в лесотундровой зоне – тундрово-глеевые с оподзоленным горизонтом. В таежной зоне, где преобладают подзолистые почвы, в направлении с севера на юг встречаются глееподзолистые, типичные подзолистые, дерново-подзолистые, болотно-подзолистые и болотные почвы. В горной местности Урала формируются горные почвы. В соответствии с высотно-поясной закономерностью горно-лесные подзолистые почвы предгорной тайги сменяют горно-луговые дерновые почвы субальпийских лугов, а последние – горно-тундровые почвы, переходящие в слабообразованные щебнистые (Географический..., 1997).

Распределение растительности имеет зональный характер, а в горах Урала присутствует высотная поясность. На северо-востоке Республики Коми преобладает тундровая растительность, представленная мхами, лишайниками, многолетними травянистыми растениями, кустарничками и невысокими кустарниками. Южнее расположена узкая полоса лесотундры, которая затем сменяется лесными сообществами, в структуре которых преобладают темнохвойные еловые леса (Географический..., 1997).

2.6. Характер антропогенной нагрузки

Интенсивное хозяйственное освоение Арктической зоны Российской Федерации привело к ухудшению экологической обстановки в целом ряде регионов с появлением так называемых «горячих точек» или импактных районов (Прибрежные..., 2008; Горячие точки..., 2008; Евсеев, Красовская, 2010). В Западном секторе Российской Арктики в пределах территории исследования, согласно данным проекта ООН по окружающей среде (ЮНЕП - United Nations Environment Programme), выделяются: Западно-Кольский, Центрально-Кольский, Карельский, Архангельский, Тимано-Печорский, Воркутинский и Новоземельский импактные районы.

На территории Мурманской области выделено сразу два импактных района – Западно-Кольский и Центрально-Кольский (Евсеев и др., 2021). Западно-Кольский район включает в себя территории пос. Никель, г. Заполярный, пгт Печенга, г. Мурманск, г. Кола. Основными источниками загрязнения окружающей среды в пределах Западно-Кольского импактного района являются предприятия горнодобывающей промышленности и цветной металлургии с перечнем приоритетных загрязнителей включающих тяжелые металлы, диоксид азота, пыль и фтористый углерод. Потенциальными загрязнителями являются техногенные радионуклиды, связанные с пунктами хранения твердых и жидких радиоактивных отходов, атомным флотом (Мурманское..., 2024). Центрально-Кольский импактный район включает территории, расположенные в центральной части Кольского полуострова в пределах городов Ковдор, Оленегорск, Мончегорск, Кировск, Апатиты, Кандалакша, которые преимущественно связаны с горнотехнической деятельностью: добыча и переработка руд цветных, черных и редких металлов, апатитового и нефелинового концентрата. Основными загрязнителями являются диоксиды азота и серы, стронций, тяжелые металлы, фосфор, пыль. Потенциальными загрязнителями являются также радионуклиды, связанные с деятельностью Кольской АЭС в районе г. Полярные Зори. Экологическое состояние Западно-Кольского и Центрально-Кольского районов оценивается как кризисное (Евсеев и др., 2021).

В пределах Республики Карелия выделяется один импактный район

Карельский, связанный в основном с деятельностью предприятий лесного комплекса и целлюлозно-бумажной промышленности (города Сегежа, Беломорск, Кемь) с характерными загрязнителями диоксида азота, серы и углерода, фенолы, лигносульфаты, метилмеркэпан, метанол, ртуть, тяжелые металлы, фурфурол. Экологическое состояние рассматривается как напряженное. Районы горнодобывающего производства в состав района не включены (Прибрежные..., 2008), хотя известно, что, например, Костомукшский горно-обогатительный комбинат является одним из наиболее крупных источников загрязнения атмосферы и почв в Карелии тяжелыми металлами, железом, соединениями серы и др. (Федорец, Солодовников, 2013).

В состав Архангельского импактного района входят предприятия Архангельской городской агломерации, включающие предприятия целлюлозно-бумажного производства, оборонно-промышленного комплекса, тепловой энергетики и транспорта. Приоритетный перечень загрязнителей включает диоксида азота, серы и углерода, тяжелые металлы, лигносульфаты, фенолы, формальдегиды, метилмеркапан, метанол, полициклические ароматические углеводороды. Экологическое состояние Архангельского импактного района рассматривается как критическое. Потенциальное радиоэкологическое воздействие может быть связано с предприятиями атомного судостроения и судоремонта, а также с хранилищем радиоактивных отходов, расположенными в районе г. Северодвинска (Саркисов и др., 2012, 2015). Кроме этого, в Архангельской области комплексное экологическое воздействие на окружающую среду оказывают предприятия горнотехнической деятельности, которые включают в себя добычу алмазов, бокситов, гипса, гранито-гнейсов, базальтов (Шевелева, Шварцман, 2012; Канюкова, 2019).

В Архангельской области в ее островной части расположен Новоземельский импактный район, связанный с военными объектами Центрально испытательного полигона и затоплением в бухтах и заливах Новой Земли ядерных установок и других радиоактивных отходов (Евсеев и др., 2021). Приоритетными загрязнителями являются радионуклиды и тяжелые металлы. Экологическая обстановка в Новоземельском импактном районе рассматривается как потенциально кризисная (Прибрежные..., 2008). Кроме этого, на Новой Земле и

островах архипелага Земля Франца Иосифа сосредоточено большое количество объектов накопленного экологического ущерба, связанных с заброшенными военными объектами, научными станциями, геологическими партиями, постами гидрометеослужбы. За долгие годы их существования на островах оказалось накоплено множество отходов производства и жизнедеятельности – бочки из-под ГСМ, нефтепродукты, металлолом, бытовой мусор, техника и оборудование (Доклад..., 2012). В настоящее время существует программа по инвентаризации и очистке объектов накопленного экологического ущерба, в рамках которой осуществляется сбор и вывоз различных отходов с арктических островов (Соколов, 2013).

На территории Ненецкого автономного округа и северной части Республики Коми расположен Тимано-Печорский импактный район, приуроченный к бассейну р. Печоры, где ведется активная добыча и транспортировка углеводородов: Ненецкий АО – в основном Харьягинское, Торавейское и Кумжинское месторождения, Коми – Верхневозейское, Возейское и Усинское месторождения (Прибрежные..., 2008). Эти территории считаются одними из самых загрязненных нефтепродуктами в Российской Федерации (Соколов, 2013). Основными загрязнителями являются характерные для добычи углеводородов нефтепродукты, диоксиды азота, серы и углерода, полициклические ароматические углеводороды, тяжелые металлы. Острота экологической ситуации оценивается как критическая. Кроме этого, попутные воды Тимано-Печорского нефтегазоносного бассейна содержат значительные количества естественных радиоактивных элементов, в основном радия и продуктов его распада (Кичигин, Таскаев, 2004), что приводит к радиационному загрязнению, как технологического оборудования, так и окружающей среды (Пучков и др., 2022). Однако в настоящее время оценке радиогенных нагрузок формируемых предприятиями нефтегазодобывающей отрасли на территории Печорского бассейна уделяется недостаточно внимания, но учитывая масштабы добычи и объемы попутно извлекаемых вод, можно предположить, что радиогенное воздействие может быть значительным (Пучков, 2023).

Следующий импактный район Воркутинский, расположенный на северо-востоке Республики Коми, связан с горнодобывающей деятельностью и тепловой

энергетикой, который вызывает изменения окружающей среды на больших площадях. Район включает в себя территории разработки (разрезы, шахты, отвалы, обогатительные фабрики по производству угольного концентрата и т.д.) Воркутинского угольного месторождения, прилегающих к г. Воркута (АО «Воркутауголь»). Здесь производится до 11 % коксующегося угля России (Маркова, 2015). Основная экологическая нагрузка в этом районе связана с полициклическими ароматическими углеводородами, тяжелыми металлами, сажей, пылью и оценивается как критическая. Таким образом, можно сделать вывод, что интенсивная хозяйственная деятельность в этом Западно-арктическом регионе вкупе с низкой буферной способностью арктических экосистем, привели к формированию напряженной экологической обстановки. При этом ведущую роль среди загрязнителей в регионе играют радиоактивные элементы, эмиссии которых в экосистемы в значительной степени способствует характер хозяйственной деятельности, связанный с добычей минерального сырья (горнотехническая деятельность), а также исторические техногенные радиационные события, связанные с испытаниями атомного оружия, радиационными инцидентами и т.д.

ГЛАВА III

МЕТОДЫ ИЗОТОПНО-РАДИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

В главе изложено описание методов изотопно-радиогеохимических исследований, которые применялись для решения задач диссертационного исследования, включающие в себя методы регистрации параметров ионизирующих излучений (основные) и методы определения физико-химических параметров изученных объектов (вспомогательные).

3.1. Методы регистрации параметров ионизирующих излучений

Ионизирующее излучение (ИИ) – это излучение, которое создается при радиоактивном распаде, ядерных превращениях, торможении заряженных частиц в веществе и образует при взаимодействии со средой ионы разных знаков (З-ФЗ от 09.01.1996). ИИ, обусловленное естественными и техногенными источниками, повсеместно присутствует в окружающей среде и постоянно оказывает воздействие на биоту и человека (Лукьянов, 1985, Сапожников, 2006, Рихванов, 2009, Макаревич, 2013, Манахов, 2019). Естественными источниками ИИ являются космическое излучение, представляющее собой поток высокоэнергетических частиц, радионуклиды, источником которых является взаимодействие атмосферы с космическим излучением, а также радионуклиды, входящие в состав земной коры (Макаревич, 2013, Линге, 2021). С развитием атомной отрасли окружающая среда стала подвергаться воздействию техногенных источников ИИ – медицинское облучение, испытания ядерного оружия, обращение с радиоактивными отходами и веществами, транспортные ядерно-энергетические установки, атомная энергетика, ядерные и радиационные инциденты и т.д. (Булатов, 1996, Белоусова, 2006, Кудельский, 2012, Gallardo, 2016, Sakakibara, 2019, Strand, 2017, Рихванов, 2009).

По своей физической природе ИИ подразделяется на два основных вида – корпускулярное и электромагнитное (Калашникова, 1966, Матусевич, 1985, Абрамов, 1985, Гулаков, 2021). В свою очередь корпускулярное ИИ представляет из себя поток альфа-частиц, электронов и позитронов, нейтронное и мезонное излучения. Корпускулярное излучение состоит из потока заряженных частиц -

альфа-, бета-частицы, протоны и электроны. Поток заряженных частиц относится к непосредственно ионизирующему типу излучения (Клайнкнехт, 1990). Электромагнитное излучение является косвенно ионизирующим (Акимов, 2014). Основными видами электромагнитного ИИ являются рентгеновское излучение, подразделяющееся на характеристическое и тормозное, и гамма-излучение. Рентгеновское и гамма-излучение обладают очень высокой энергией, охватывающей диапазон от 10 кэВ и более. Рентгеновское излучение образуется при перестройке внутренней электронной структуры атома, тогда как гамма-излучение испускается при изменении в состоянии самого ядра атома. При этом энергия испускаемого излучения является характеристикой излучающих элементов и ядер.

Методы регистрации параметров ИИ достаточно разнообразны и зависят от вида излучения и его природы (Калашникова, 1966, Акимов, 1989, Недобух, 2015). Детектирование любой частицы или кванта начинается с попадания ее в чувствительный (рабочий) объем детектора (Гулаков, 2021). В настоящей работе приведенные выводы и положения по радиологическим параметрам основываются на результатах регистрации альфа-, бета- и гамма-излучений. Альфа-излучение – представляет собой поток альфа-частиц (ядер атомов гелия), имеющих значительную ионизирующую способность. Способность их проникать в вещество практически отсутствует. Бета-излучение – электронное или позитронное корпускулярное ионизирующее излучение с непрерывным энергетическим спектром. Из-за более низкой, чем у альфа-частиц, ионизирующей способности могут преодолеть большее расстояние в веществе (до 2-3 см в биологической ткани). Гамма-излучение - электромагнитное излучение с высокой энергией фотонов, возникающее при распаде ядер атомов. Имеет слабоионизирующую способность, но крайне высокую проникающую способность.

Заряженные альфа- и бета-частицы оказывают сильное ионизирующее действие на вещество и материалы, в которых распространяется излучение (Матусевич, 1985, Клайнкнехт, 1990, Бетенеков, 2009). При движении в веществе они теряют свою энергию в основном вследствие неупругих кулоновских столкновений с атомами среды. Такие процессы приводят к ионизации и возбуждению электронных оболочек атомов. Электроны и позитроны, двигаясь в

веществе, теряют свою энергию не только вследствие ионизации, но и радиационных потерь (тормозного излучения). Процессы ионизации, возбуждения атомов среды и торможения частиц лежат в основе регистрации альфа- и бета-излучений.

Механизм взаимодействия гамма-квантов с веществом имеет иной характер, чем механизм взаимодействия заряженных частиц (Клайнкнехт, 1990, Акимов, 2014, Гулаков, 2021). В основе большинства методов регистрации гамма-излучения лежат уникальные характеристики ядра – его интенсивность и энергетический спектр. Путем подсчета гамма-квантов с определенной энергией возможно определить число ядер, которые испускают данное излучение. Представляющее интерес в рамках настоящей научной работы гамма-излучение находится в энергетическом диапазоне от 40 до 3000 кэВ и взаимодействует с детекторами и поглотителями посредством трех основных процессов: фотоэлектрическое поглощение, комптоновское рассеяние и образование пар. В процессе фотоэлектрического поглощения гамма-квант теряет всю свою энергию в одном взаимодействии. Вероятность этого взаимодействия определяется энергией гамма-кванта и атомным номером Z . Данный процесс является наиболее важным при регистрации гамма-излучения, поскольку гамма-квант теряет всю свою энергию, и результирующий импульс попадает в пик полного поглощения, по которому как раз и определяется энергия и интенсивность излучения, а, соответственно, и радионуклид и его количественная характеристика – активность. Комптоновское рассеяние приводит к потере только части энергии гамма-квантом при одном взаимодействии и вероятность этого процесса уже не так сильно зависит от энергии гамма-кванта и атомного номера Z . Гамма-спектр комптоновского рассеяния достаточно сложно соотносится с энергией попадающего в рабочий объем детектора гамма-кванта и больше является «мешающим» фактором при расшифровке и определении требуемых параметров гамма-излучения. Другим процессом, при котором гамма-квант может потерять всю свою энергию, является взаимодействие с образованием пар электрон-позитрон. Однако для настоящей работы этот процесс не являлся существенным и использовался только при корректировке расшифровки гамма-спектров амплитудного распределения энергий излучения.

Основными методами регистрации ИИ в настоящей работе являются альфа-, бета- и гамма-спектрометрический, альфа-, бета-радиометрический, эманационный (радиометрический). Общая характеристика радионуклидов, которые определялись указанными методами, приведена в таблице 3.1.

Таблица 3.1. Основные характеристики рассматриваемых в работе радионуклидов.

Радионуклид	Вид и энергия излучения (для β -излучения указана максимальная энергия), МэВ	Выход (интенсивность), отн.ед.	Период полураспада
^{90}Sr	$\beta - 0.546$	1.000	28.91 лет
^{137}Cs	$\beta - 0.514$	1.080 (с учетом конверсионных электронов)	30.08 лет
	$\gamma - 0.662$ (для $^{137\text{m}}\text{Ba}$ -)	0.852	
^{210}Pb	$\beta - 0.017$	1.000	22.2 лет
	$\gamma - 0.046$	0.0425	
^{222}Rn	$\alpha - 5.489$	0.999	3.82 дней
^{226}Ra	$\alpha - 4.784$	0.941	1600 лет
	$\gamma - 0.186$	0.036	
^{232}Th	$\alpha - 3.947$	0.217	1.4E+10 лет
	$\alpha - 4.012$	0.782	
^{40}K	$\beta - 1.311$	0.893	1.25E+09 лет
	$\gamma - 1.461$	0.107	
^{234}U	$\alpha - 4.722$	0.284	245700 лет
	$\alpha - 4.775$	0.714	
^{238}U	$\alpha - 4.151$	0.210	4.5E+09 лет
	$\alpha - 4.198$	0.790	
^{238}Pu	$\alpha - 5.499$	0.709	87.7 лет
	$\alpha - 5.456$	0.290	
$^{239+240}\text{Pu}$	$\alpha - 5.157$	0.7077	24110 лет (для ^{239}Pu) 6564 лет (для ^{240}Pu)
	$\alpha - 5.144$	0.1711	
	$\alpha - 5.168$	0.728	
	$\alpha - 5.124$	0.271	
^{241}Am	$\alpha - 5.443$	0.130	432.6 лет
	$\alpha - 5.486$	0.848	
	$\gamma - 0.060$	0.359	

Спектрометр является устройством для регистрации и измерения энергетического спектра ИИ, классифицирующиеся по виду ИИ, принципу их действия и по конструктивным особенностям (Клайнкнехт, 1990, Гулаков, 2021). В работе использовались два метода измерений энергетических спектров ИИ – сцинтилляционный и полупроводниковый (твердотельный). Сцинтилляционный метод основан на измерении и анализе световых вспышек (сцинтилляций), возникающих в определенных веществах (сцинтилляторах) под воздействием ионизирующего излучения. Фотоны сцинтилляций после образования проходят через фотокатод, высвобождая электроны, которые далее ускоряются сильным электрическим полем фотоэлектронного умножителя. Усиленный зарядовый импульс прибывает на выходной электрод (анод), таким образом образуется выходной сигнал, пропорциональный энергии, потерянной гамма-квантом в сцинтиллирующей среде. В твердотельных (полупроводниковых) детекторах схема регистрации излучения несколько сложнее (Акимов, 2014). Заряд, образованный при взаимодействии фотонов, собирается непосредственно в детекторе. Чувствительный объем представляет собой электронно-кондиционированную область в полупроводниковом материале, который характеризуется электрон-дырочной проводимостью. Германий обладает наиболее идеальными электронными характеристиками в этом отношении и является наиболее широко используемым полупроводниковым материалом. По выходному сигналу спектрометр может определить интенсивность и энергетический спектр ИИ, по которому уже можно определить содержащийся в измеряемом объекте радионуклид. Задача же радиометрических приборов – это фиксация интенсивности радиационного воздействия или активности радионуклидов в сумме в источниках ИИ в текущий момент времени (Недобух, 2015, Гулаков, 2021). Они также могут классифицироваться по виду ИИ, по типу детектора и т.д. В диссертационной работе применялись полупроводниковые и газоразрядные радиометрические детекторы. Радиохимические процедуры выделения радионуклидов и измерения выполнялись в лабораториях экологической радиологии ФИЦКИА УрО РАН (аттестат аккредитации № RA.RU.21HA54) и радиометрической лаборатории АО «Центр судоремонта «Звездочка» (аттестат аккредитации № RA.RU.21AD95).

3.1.1. Гамма-спектрометрический метод определения активностей гамма-излучающих радионуклидов

Определение радионуклидов ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{241}Am , ^{210}Pb проводили с применением низкофонных полупроводниковых гамма-спектрометров ORTEC (США) на основе коаксиальных детекторов GEM10, GMX25, GEM40 из особо чистого германия (HPGe) с цифровым анализатором и программным обеспечением (MAESTRO-32 и GAMMA-VISION-32, SpectralineGP) (Методика, 2022). Относительная эффективность детекторов составляет – 15%, 25% и 40% соответственно. Калибровка детекторов по энергии проводили с применением объемных мер активности специального назначения (ОМАН) разной плотности (кварцевый песок, ионно-обменная смола типа КУ-2-8, древесный опилки) с набором радионуклидов ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{88}Y , ^{137}Cs , ^{152}Eu . Отдельные экспрессные измерения активности радионуклидов ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K были проведены с применением гамма-спектрометра сцинтилляционного «Прогресс-гамма». Калибровка по энергии сцинтилляционного спектрометра проводилась с применением контрольного источника «Cs-K» в геометрии «Маринелли». В качестве геометрий измерения были выбраны: сосуд Маринелли объемом 1 литр, пластиковые стаканы объемами от 50 до 250 мл, подложки объемом 5 мл.

Измерение активности ^{226}Ra проводилось после герметизации счетных образцов и их выдержки в таком состоянии в течение 3-4 недель для достижения состояния равновесия членов радиоактивного ряда ^{238}U . Радионуклид ^{226}Ra определялся по дочерним продуктам его распада (ДПР) ^{214}Pb (351.93 кэВ с квантовым выходом – 35.60%), ^{214}Bi (609,32 кэВ с квантовым выходом – 45.49%, 1120.29 кэВ с квантовым выходом 14.92%, 1764.49 кэВ с квантовым выходом – 15.3%). Значения удельной активности радия-226, определенной по его ДПР, и удельной активности ^{226}Ra , экспериментально определенной по его собственному гамма-излучению (186.21 кэВ) совпали в пределах не менее 90 %. Оба метода регистрации радионуклида ^{226}Ra (по собственному гамма-излучению и по гамма-излучению продуктов его распада) имеют свои достоинства и недостатки (Mauring, 2013). При экспериментальном определении удельной активности радионуклида ^{226}Ra по его гамма-излучению учитывалось наличие радионуклида ^{235}U с его

энергией гамма-излучения 185.72 кэВ, удельную активность которого можно определить по линиям 63.29 кэВ и 92.80 кэВ (^{232}Th). Данный экспериментальный метод определения ^{226}Ra применим только для природных сред, практически всегда характеризующихся постоянным соотношением радионуклидов $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ и наличием радиоактивного равновесия между радионуклидами ^{238}U и ^{234}Th (Цапалов А.А., 2013).

Радионуклид ^{232}Th определялся по его ДПР ^{212}Pb (238.63 кэВ с квантовым выходом – 43.6%), ^{228}Ac (911.20 кэВ с квантовым выходом 25.8%), ^{208}Tl (583.19 кэВ с квантовым выходом 85.0 %, 2614.51 кэВ с квантовым выходом – 99.75%). Радионуклид ^{137}Cs определялся по линии гамма-излучения 661.66 с квантовым выходом 89.90%, принадлежащей его дочернему радионуклиду – $^{137\text{m}}\text{Ba}$. Радионуклид ^{40}K определялся по линии 1460.82 кэВ с квантовым выходом – 10.66%). Радионуклид ^{241}Am определялся по линии гамма-излучения 59.54 кэВ с квантовым выходом – 35.90%. Радионуклид ^{210}Pb определялся по линии гамма-излучения 46.50 кэВ с квантовым выходом – 4.05%. В силу низких значений энергии гамма-излучения и квантового выхода для определения данного радионуклида применяли гамма-спектрометрический комплекс с детектором расширенного энергетического диапазона.

Минимально-измеряемые активности при экспозиции $t = 18000$ с для геометрии «Маринелли» в низкофоновом исполнении для детектора GEM10 составили для ^{226}Ra – 0.3 Бк, ^{40}K – 15.0 Бк, ^{137}Cs – 0.1 Бк и ^{232}Th – 0.2 Бк.

3.1.2. Альфа-бета-радиометрический метод определения ^{210}Pb с радиохимической подготовкой

Применение гамма-спектрометрического метода при определении ^{210}Pb в пробах с незначительным содержанием радионуклида не представляется возможным в связи с крайне низким значением квантового выхода (4.05%). В этом случае до сих пор широко применяется альфа-бета-радиометрический метод с радиохимической подготовкой. Определение активности ^{210}Pb в пробах с применением данного метода проводится по бета-активности его продукта распада ^{210}Bi (но при условии их равновесия) (Бахур, 2009). Это существенно упрощает

анализ, а также не требует применения дорогостоящего полупроводникового гамма-спектрометра с детектором расширенного диапазона. В процессе радиохимической подготовки твердые пробы разлагаются смесью $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{HCl}$, после чего раствор освобождается от HNO_3 выпариванием пробы с концентрированной HCl . После этого проводится селективное осаждение на стальном диске ^{210}Bi , по активности которого определяли ^{210}Pb . Подготовленный таким образом счетный образец измерялся на альфа-бета-радиометре РКС-01 «Абелия». Обработка результатов измерений счетных образцов выполнялась в соответствии с алгоритмами, приведенными в методике (Бахур и др., 2013).

3.1.3. Бета-радиометрический метод определения ^{90}Sr с радиохимической подготовкой

Определение радионуклида ^{90}Sr проводилось по его дочернему продукту распада – ^{90}Y . В процессе радиохимической подготовки проводилось осаждение оксалатов ^{90}Sr и кальция в условиях кислой среды, проводилась дополнительная очистка стронция. Далее проводилось выделение дочернего ^{90}Y в виде гидроокислов, после чего ^{90}Y выделялся в виде оксалата (Методика, 2013). Для подтверждения того, что выделен химически чистый ^{90}Y , счетный образец измеряют ежедневно в течение 1-2 недель и рассчитывают период полураспада радионуклида. В случае, если данный период совпадает с периодом полураспада ^{90}Y , считается, что радиохимическое выделение прошло успешно.

Расчет удельной активности ^{90}Sr после измерения радиохимически выделенного ^{90}Y проводился по формуле 2.1:

$$ASr90 = \frac{Ns - Nb}{Eff \times M \times ChLos \times Kabs}, \quad (2.1)$$

где $ASr90$ – удельная активность стронция-90 в пробе, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

Ns – скорость счета пробы на радиометрической установке, $\text{имп} \cdot \text{с}^{-1}$;

Nb – скорость счета фона на радиометрической установке, $\text{имп} \cdot \text{с}^{-1}$;

Eff – параметр эффективности радиометрической установки для энергии бета-излучения иттрия-90 ($E = 2260$ кэВ), %;

M – масса счетного образца, кг;

$ChLos$ – химические потери носителя иттрия – 90, %;

K_{abs} – коэффициент поглощения бета-излучения, %.

После радиохимической подготовки, удельная активность ^{90}Sr была определена с применением альфа-бета радиометра РКС-01 «Абелия» (НТЦ Амплитуда, Россия) и 10-канального низкофонового альфа-бета радиометра LB 770 (Berthold Technologies GmbH & Co. KG, Germany).

3.1.4 Альфа-спектрометрический метод определения изотопов плутония с радиохимической подготовкой

Сущность метода заключается в измерении активности счетного образца, содержащего изотопы плутония ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$, селективно выделенные из пробы с использованием радиохимических приемов, и расчете их удельных активностей в пробе. Определение изотопов плутония проводилось после их радиохимической подготовки (переведение радионуклидов из пробы в раствор, выделение изотопов плутония и отделение от матрицы и мешающих альфа-излучающих радионуклидов, приготовление электролитическим способом счетного образца (препарат на подложке из коррозионно-стойкой нержавеющей стали). Переведение плутония в раствор осуществлялось путем обработки пробы кислотами HNO_3 , HCl , HF . Радиохимическая очистка основана на экстракционном и хроматографическом отделении изотопов плутония от мешающих альфа-излучателей и макрокомпонентов и электролитическом осаждении изотопов плутония. В качестве экстрагента используется 30 % раствор трибутилфосфата (ТБФ) в толуоле. Хроматографическая очистка осуществляется на анионите АВ-17-8 (Методика измерений, 2013).

После радиохимической подготовки, удельная активность изотопов плутония была определена с применением спектрометра энергии альфа-излучения МКС-01А «МУЛЬТИРАД» (НТЦ Амплитуда, Россия).

3.1.5. Альфа-спектрометрический метод определения изотопов урана с радиохимической подготовкой

Сущность метода основана на том, что атомные ядра изотопов урана при

радиоактивном распаде испускают альфа-частицы строго определенных (моноэнергетических) энергий (Методика, 1999, Методика, 2013). Измерение и анализ альфа-спектра счетного образца, содержащий выделенный из пробы уран, позволяют по энергии и интенсивности излучения идентифицировать его изотопы и определить активность исходя из известной активности предварительно введенного в пробу изотопного трассера (^{232}U , энергия 5.320 МэВ, выход 0.69, энергия 5.260 МэВ, выход 0.31).

Методика предусматривает предварительную радиохимическую подготовку проб, которая включает концентрирование изотопов урана из водной пробы (или переводение радионуклидов из навески сухой пробы в раствор), экстракционное отделение от мешающих радионуклидов и железа, приготовление электролитическим способом препарата (счетного образца). Электролитическое осаждение урана выполняют на подложку из коррозионно стойкой нержавеющей стали. Концентрирование урана из водных проб осуществляют с помощью гидроксида железа.

После радиохимической подготовки, удельная активность изотопов урана была определена с применением спектрометра энергии альфа-излучения МКС-01А «МУЛЬТИРАД» (НТЦ Амплитуда, Россия).

3.1.6. Альфа-бета радиометрический метод определения суммарных удельных активностей

Параметры суммарной активности по альфа- и бета-излучению определялись с применением альфа-бета радиометра РКС-01 "Абелия" (НТЦ Амплитуда, Россия) и 10-канального низкофонового альфа-бета радиометра LB 770 (Berthold Technologies GmbH & Co. KG, Germany).

В данной диссертационной работе понятие суммарной активности по альфа- или бета-излучениям включает в себя активность всех альфа- или бета-излучающих радионуклидов в конкретной пробе.

Для определения данных параметров готовились счетные образцы с массой не более 1 г для уменьшения коэффициента поглощения альфа-, бета-излучения в пробе. Количество счетных образцов было не менее 2 для каждой пробы. Расчет

общей альфа-, бета-активности проводился по формуле 2.2 (Методика измерений, 2003):

$$A_{total_alpha\ (beta)} = \frac{Ns - Nb}{Eff \times M \times Kabs}, \quad (2.2)$$

где $A_{total_alpha\ (beta)}$ – суммарная активность альфа- (бета-) излучения в пробе, Бк·кг⁻¹;

Ns – скорость альфа- (бета-) счета пробы на радиометре, имп·с⁻¹;

Nb – скорость альфа- (бета-) счета фона на радиометре, имп·с⁻¹;

Eff – параметр эффективности радиометрической установки для энергии альфа- (бета-) излучения в соответствии с техническими параметрами радиометра, %;

M – масса счетного образца, кг;

$Kabs$ – коэффициент поглощения альфа- (бета-) излучения, %.

3.1.7. Радонометрический (эманационный) метод

Определение плотности потока радона (ППР) проводилось с применением комплекса измерительный для мониторинга радона, торона и их дочерних продуктов «Альфарад плюс» (ООО НПП «Доза», Россия). Измерение ППР с применением данного средства измерения основано на электростатическом осаждении заряженных ионов ²¹⁸Po из отобранной пробы воздуха на поверхность полупроводникового детектора. Электрические импульсы, образующиеся под воздействием альфам частиц на детекторе, усиливаются зарядочувствительным предусилителем, поступают на вход аналого-цифрового преобразователя и далее обрабатываются встроенным одноплатным компьютером. Результаты измерений выводятся на цветной жидкокристаллический экран и сохраняются в энергонезависимой памяти.

Плотность потока радона определяется по количеству зарегистрированных альфа-частиц при распаде атомов ²¹⁸Po, осевших на полупроводниковом детекторе (Руководство, 2014). Кроме «Альфарада» для измерения ОА ²²²Rn и ППР использовался комплекс измерительный для мониторинга радона КАМЕРА-01 (НТЦ «Нитон», Россия). Методика основана на деэманировании радона из пробы воды путем барботажа и переводе его в сорбционную колонку СК-13 с

активированным углем и последующем измерении в лабораторных условиях активности радона, сорбированного в активированном угле.

3.1.8. Методы оценки коэффициента эманации и уровня (скорости) продуцирования радона

Коэффициент эманации, характеризующий пробу по содержанию радона в свободном состоянии определяется двумя методами: гамма-спектрометрический и радиометрический (эманационный). В данной работе использовался гамма-спектрометрический метод, подробно описанный выше. Данный метод заключается в ежедневном измерении активности проб в загерметизированном контейнере в течение определенного времени. В данной работе в качестве измерительного контейнера использовался сосуд Маринелли объемом 1 литр. Счетные образцы измерялись ежедневно в течение 21 дня. По результатам измерений определялись следующие радиационные характеристики проб: удельная активность ^{226}Ra без учета накопления продуктов распада радона, удельная активность ^{226}Ra в равновесном состоянии с продуктами распада радона, коэффициент эманации проб.

Коэффициент эманации рассчитывался по формуле 2.3:

$$K_{Rn} = \left(1 - \frac{A_{226\text{Ra}}(\text{неравновесная})}{A_{226\text{Ra}}(\text{равновесная})} \right) \times 100, \quad (2.3)$$

где $A_{226\text{Ra}}(\text{неравновесная})$ – удельная активность ^{226}Ra , определенная как среднее значение результатов первого и последнего измерений в условиях отсутствия герметизации (отсутствия равновесия с продуктами распада радона), Бк/кг;

$A_{226\text{Ra}}(\text{равновесная})$ – удельная активность ^{226}Ra , определенная как среднее значение результатов последних пяти измерений в условиях герметизации (равновесия с продуктами распада радона), Бк/кг.

Уровень (скорость) продуцирования радона рассчитывался по формуле 2.4 (IAEA, 2013, Pereira, 2017):

$$P = \lambda K_{Rn} A_{226\text{Ra}} \rho_b, \quad (2.4)$$

где K_{Rn} – коэффициент эманации радона, отн. ед.;

A_{226Ra} – удельная активность радия в условиях равновесия с продуктами распада радона, Бк/кг;

ρ_b – средняя плотность пробы, кг/м³;

λ – постоянная распада радона $2.1 \cdot 10^{-6} \text{ с}^{-1}$.

3.1.9. Обработка результатов измерений радиационных параметров.

Неопределенность измерений

Неопределенность измерений является параметром, характеризующим рассеяние значений величины, приписываемых измеряемой величине на основании используемой информации (РМГ 91-2019). Параметром, характеризующим рассеяние значений величины, может быть, например, стандартное отклонение, называемое стандартной неопределенностью измерений (или кратное ему число), или половина ширины интервала с установленной вероятностью охвата. В общем случае неопределенность измерений включает в себя много составляющих. Некоторые из этих составляющих могут быть оценены по типу А на основании статистического распределения значений величины из серий измерений и характеризоваться стандартными отклонениями. Другие составляющие, которые могут быть оценены по типу В, также могут характеризоваться стандартными отклонениями, оцениваемыми через функции плотности вероятностей на основании опыта или другой информации. Все исследуемые величины, как правило, характеризуются соответствующей неопределенностью.

В случае применения при регистрации ИИ средств измерений со специализированным программным обеспечением неопределенность измерений рассчитывается в соответствии со встроенными программными алгоритмами и методикой измерения. Если средство измерения не имеет специализированного программного обеспечения, при расчете неопределенности проводился в соответствии с методикой измерений или с приведенным далее в настоящей работе алгоритмом.

Измерения параметров ИИ проводилось или однократным измерением в случае, например, длительной экспозиции, или последовательными

многократными измерениями. При однократном измерении относительная стандартная неопределенность измерения параметров ИИ, обусловленная источниками неопределенности, имеющими случайный характер, рассчитывается по формуле 2.5 среднеквадратического отклонения по закону Пуассона (приведено для двух параллельных измерений в случае измерения в разных каналах средства измерения):

$$u_{\text{Пуассон}}(N_{\text{пар}}) = \sqrt{\left(\frac{1}{\sqrt{\sum_{i=1}^m N_{\text{пар}_1}}}\right)^2 + \left(\frac{1}{\sqrt{\sum_{i=1}^m N_{\text{пар}_2}}}\right)^2}, \quad (2.5)$$

где:

$N_{\text{пар}_1}$ и $N_{\text{пар}_2}$ – значения параметров ИИ для 1-ого и 2-ого счетных образцов, имп./с.;

m – количество измерений.

Для оценки суммарной стандартной неопределенности необходимо рассчитать относительную стандартную неопределенность измерения фона, обусловленную также источниками неопределенности, имеющими случайный характер. Расчет проводится по формуле 2.6 СКО по закону Пуассона (приведено для двух параллельных измерений в случае измерения в разных каналах средства измерения):

$$u_{\text{Пуассон}}(N_{\text{ф}}) = \sqrt{\left(\frac{1}{\sqrt{\sum_{i=1}^m N_{\text{ф}_1}}}\right)^2 + \left(\frac{1}{\sqrt{\sum_{i=1}^m N_{\text{ф}_2}}}\right)^2}, \quad (2.6)$$

где:

$N_{\text{ф}_1}$ и $N_{\text{ф}_2}$ – значения параметров фона в для 1-ого и 2-ого счетных образцов, имп./с.;

m – количество измерений.

По результатам расчета относительной стандартной неопределенности измерения параметров ИИ и фона, рассчитывают суммарную стандартную неопределенность, u_c , %, по формуле 2.7:

$$u_c = \sqrt{\left(\frac{N_{сч\beta_1}}{N_{сч\beta_1} - N_{\phi_1}} \cdot u_{\text{Пуассон}}(N_{сч})\right)^2 + \left(\frac{N_{сч\beta_2}}{N_{сч\beta_2} - N_{\phi_2}} \cdot u_{\text{Пуассон}}(N_{сч\beta})\right)^2 + \left(\frac{N_{\phi_1}}{N_{сч\beta_1} - N_{\phi_1}} \cdot u_{\text{Пуассон}}(N_{\phi})\right)^2 + \left(\frac{N_{\phi_2}}{N_{сч\beta_2} - N_{\phi_2}} \cdot u_{\text{Пуассон}}(N_{\phi})\right)^2 + \sum u_{B_j}^2}, \quad (2.7)$$

где u_{B_j} – составляющая неопределённости по типу B , %.

В случае проведения многократных последовательных измерений относительную стандартную неопределенность, обусловленную источниками неопределенности, имеющими случайный характер u_A , %, вычисляют по формуле 2.8:

$$u_A = \frac{1}{\bar{N}} \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N})^2}{n \cdot (n-1)}} \cdot 100\%, \quad (2.8)$$

где N_i – значение параметра ИИ i -го измерения;

\bar{N} – среднее значение параметра ИИ;

n – количество измерений определяемого параметра ИИ.

Составляющая неопределённости по типу B , %, вычисляется по формуле 2.9:

$$u_{B_j} = \frac{\theta_j}{\sqrt{3}}, \quad (2.9)$$

Оценку расширенной неопределённости ($k=2$) измерения в относительной форме U , %, вычисляют по формуле 2.10:

$$U = 2 \cdot u_c, \quad (2.10)$$

где u_c - относительная суммарная стандартная неопределённости измерения, рассчитываемая по формуле 2.11:

$$u_c = \sqrt{\sum u_A^2 + \sum u_{B_i}^2}, \quad (2.11)$$

где u_A – составляющая неопределённости по типу A , %;

u_B – составляющая неопределённости по типу B , %.

Составляющие неопределенности по типу B (бюджет неопределенности измерений) обычно приводятся в методиках измерений. В бюджет неопределенностей могут входить следующие величины: пределы допускаемой относительной погрешности измерения, интегральная нелинейность спектрометрического тракта, нестабильность характеристики преобразования спектрометрического тракта, пределы допускаемой дополнительной относительной погрешности измерений активности, связанной с градуировкой радиометра, пределы допускаемой дополнительной относительной погрешности измерений активности, обусловленной неравномерностью распределения пробы в подложке, пределы допускаемой дополнительной относительной погрешности измерений активности, вызванной воздействием внешнего фонового гамма-излучения, пределы допускаемой дополнительной относительной погрешности измерений активности, обусловленной этапами подготовки пробы и другие.

3.1.10. Контроль качества измерений

Контроль качества измерений в процессе настоящего исследования обеспечивался рядом процедур. Все применяемые средства измерения были поверенные в установленном порядке, а испытательное оборудование – аттестованное. Все используемые методики измерений и подготовки проб являются или стандартными методиками или аттестованными методиками в соответствии с законодательством Российской Федерации в области обеспечения единства измерений. Используемые реактивы, химическая посуда и вспомогательное оборудование проходят входной контроль на соответствие требованиям применяемых методик.

Оперативный контроль качества выполнялся для каждой методики измерений в соответствии с алгоритмами, заложенными в ней. Одной из форм проведения оперативного контроля качества применялся контроль точности измерений. Образцами для оперативного контроля точности являлись пробы, близкие по составу к анализируемым, но с точно известной (или аттестованной) активностью исследуемых радионуклидов. Отдельные процедуры контроля точности проводились с применением образцовых радиоактивных растворов. Оперативный

контроль точности с применением образцов для контроля состоит в определении разности между результатом контрольного измерения аттестованной характеристики в образце для контроля – A , и его аттестованным значением A_0 . Точность контрольного измерения A , а также точность анализа рабочих проб, выполненных за период, в течение которого условия проведения анализа принимают стабильными и соответствующими условиями проведения контрольного измерения, признают удовлетворительными если выполняется условие согласно формуле 2.12:

$$|A - A_0| < \sqrt{\delta A^2 + \delta A_0^2}, \quad (2.12)$$

где δA – абсолютная неопределенность результата измерений A ; δA_0 – абсолютная погрешность аттестации A_0 .

При неудовлетворительных результатах контроля точности устанавливали и устраняли причину расхождений (неправильная градуировка по энергии, изменение фона спектрометра, ошибка оператора и т.д.).

Другой формой проведения процедуры контроля качества было проведение оперативного контроля воспроизводимости с использованием рабочих проб. В процессе данного контроля оценивались результаты двух определений (первичного A_1 и повторного A_2) в одной и той же пробе, или в одной и той же точке проведения измерений (в случае полевых измерений). Воспроизводимость контрольных измерений, а также воспроизводимость результатов измерений рабочих проб, получаемых за период, в течение которого условия проведения анализа принимаются стабильными и соответствующими условиям проведения контрольных измерений, признают удовлетворительными, если выполняется следующее условие согласно формуле 2.13:

$$|A_1 - A_2| < \sqrt{\delta A_1^2 + \delta A_2^2} \quad (2.13)$$

где $\delta A_{1,2}$ – абсолютные неопределенности результатов измерений A_1 и A_2 .

При превышении норматива оперативного контроля воспроизводимости эксперимент повторяли. При повторном превышении выясняли и устраняли причины, приводящие к неудовлетворительным результатам контроля.

3.2. Методы изучения физико-химических параметров

В образцах водных и литологических проб (донные осадки и торф) изучались физико-химические параметры, определяющие накопление и формы миграции радионуклидов. Для проб торфа выполнено экспериментальное моделирование процессов связывания ^{210}Pb , а также проведена оценка распределения ^{210}Pb в системе «твердая фаза торфа – взвесь – торфяная поровая вода». Кроме этого, в водных и литологических пробах определялся химический состав.

Физико-химические параметры природных вод – pH, Eh, электропроводность (минерализация), температура, содержание растворенного O_2 крайне чувствительны к изменению условий и не стабильны во времени, поэтому определялись непосредственно во время отбора проб. Измерение pH и Eh проводили с помощью портативного комбинированного прибора HANNA HI9126, растворенного кислорода с помощью оксиметра HI9142, а электропроводимости и температуры воды – с помощью кондуктометра МАРК-603/1. Физико-химические параметры проб донных отложений и торфа - влажность, зольность, содержание органики и карбонатов, водорастворимых солей, активной и обменной кислотности, определяли в лабораторных условиях. Описание методов изучения физико-химических параметров донных осадков и торфа представлены ниже.

3.2.1. Определение влажности, содержания водорастворимых солей, активной и обменной кислотности

Влажность проб донных осадков и торфа с естественным влагосодержанием и высушенных до воздушно сухого состояния при комнатной температуре определяли гравиметрическим методом по стандартной методике ГОСТ 11305-2013 путем высушивания образцов до постоянной массы в сушильном шкафу при температуре 105 °С.

Извлечение водорастворимых солей проводили дистиллированной водой при гидромодуле 1:25 согласно ГОСТ 26423-85. К пробе массой 3 г приливали 75 мл дистиллированной воды и выдерживали в течение 5 часов с периодическим перемешиванием до полного смачивания. После отстаивания суспензии

определение электропроводности и содержания водорастворимых солей водных вытяжек проводили на анализаторе жидкостей АНИОН 4100 (Инфраспак-Аналит, Россия) с использованием кондуктометрического датчика ДКВ-1.

Оценку активной и обменной кислотности торфа осуществляли согласно ГОСТ 11623-89 путем потенциометрического измерения величины рН в водной и хлоркалиевой торфяной суспензии соответственно. Суспензии готовили следующим образом. К навеске торфа массой 3 г приливали 75 мл прокипяченной дистиллированной воды (или раствора хлористого калия с концентрацией 1 моль/л и рН 5.5...6.0) и выдерживали в течение 5 часов с периодическим перемешиванием до полного смачивания. По истечении указанного времени в полученных суспензиях измеряли рН на анализаторе жидкостей Эксперт 001-3 (Эконикс, Россия) с применением комбинированного стеклянного электрода ЭСК-10603.

3.2.2. Определение зольности, органического вещества и массовой доли карбонатов

Навеску торфа массой 2-3 г взвешивали на аналитических весах ($m_{\text{пробы}}$) и помещали в кварцевый тигель, предварительно доведенный до постоянной массы прокаливанием в муфельной печи при 900 °С. Далее последовательно прокаливали тигель с пробой торфа при 525 °С и 900 °С до постоянной массы, которую фиксировали на аналитических весах. Расчет потерь при прокаливании ПП, % проводили по формуле 2.14:

$$\text{ПП} = \frac{(m_{525} - m_{900}) \cdot 100}{m_{\text{а.с.п.}}} \quad (2.14)$$

где, m_{525} – масса тигля с пробой после прокаливания при 525 °С;

m_{900} – масса тигля с пробой после прокаливания при 900 °С;

$m_{\text{а.с.п.}}$ – масса абсолютно сухой пробы, рассчитанная по формуле 2.15:

$$m_{\text{а.с.п.}} = \frac{m_{\text{пробы}} \cdot (100 - W)}{100} \quad (2.15)$$

где, W – влажность пробы торфа в %, определенная по ГОСТ 11305–2013.

Определение содержания карбонатов ω (CO_3^{2-}), % проводили согласно

формуле 2.16:

$$\omega (CO_3^{2-}) = \text{ПП} \cdot 1.36 \quad (2.16)$$

где, ПП – потери при прокаливании в %;

1.36 – коэффициент пересчета, рассчитанный по формуле 2.17:

$$\text{Коэффициент пересчета} = \frac{M (CO_3^{2-})}{M (CO_2)} = \frac{60.01 \text{ г/моль}}{44.01 \text{ г/моль}} = 1.36 \quad (2.17)$$

Определение массовой доли органического вещества в пробах торфа проводили весовым методом согласно ГОСТ 26213-91. Для этого предварительно оценивали в торфе содержание золы согласно ГОСТ 11306-2013. Массовую долю органического (X) вещества в % вычисляли по формуле 2.18:

$$X = (100 - m) \quad (2.18)$$

где, m – массовая доля зольности, %.

3.2.3. Исследование химического состава

Исследование химического состава выполняли в Центре коллективного пользования научным оборудованием «Арктика» Северного (Арктического) федерального университета (аттестат аккредитации № RU.0001.21АЛ65). Химический состав донных осадков определяли рентгеноспектральным методом (РФА) и методом атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС). Рентгеноспектральные исследования проводили с применением энергодисперсионного рентгенофлуоресцентного спектрометра типа EDX (Shimadzu) по методике М-02-0203-09. Исследования проводились на образцах, спрессованных в таблетки. Пробы для атомно-абсорбционной спектроскопии готовили путем кислотного разложения в системе автоклавной микроволновой подготовки проб «TOPwave» (AnalytikJena). Анализ проводили на атомно-абсорбционном спектрометре АА-7000 (Shimadzu) согласно методике М-02-1109-15. Определение химического состава водных проб (основных анионов и

катионов) выполнялось на жидкостном хроматографе LC-20 Prominence (Shimadzu).

3.2.4. Оценка распределения ^{210}Pb в системе «твердая фаза торфа – взвесь – торфяная поровая вода»

Для того чтобы получить некоторое представление о подвижности ^{210}Pb в торфяной залежи необходимо оценить отношение его активностей в жидкой и твердой фазе, приходящихся на единицу массы торфа естественной влажности. Для этого гравиметрическим методом предварительно оценивали естественное влагосодержание в образцах торфа, которые затем высушивали до воздушно сухого состояния в сушильном шкафу при $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ и проводили измерение активности ^{210}Pb . Параллельно оценивали активности ^{210}Pb в поровой воде (объем пробы приблизительно 15-20 л), отжатой из торфа соответствующих горизонтов залежи и предварительно отфильтрованной через сито из нержавеющей стали с диаметром отверстий 0.1 мм, отфугованной от взвешенных частиц при 11000 об/мин (ЦЛн-16, Россия) в течение 10 минут и упаренной до объема 50 мл. При упаривании к пробам болотных вод добавляли 5 мл концентрированной HNO_3 и 10 мл H_2O_2 на каждые 5 л воды. Отфугованные осадки высушивали при $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ и также оценивали в них активности ^{210}Pb .

3.2.5. Оценка связывания ^{210}Pb торфом с учетом влияния параметра pH

Оценку связывания свинца торфом и влияния pH проводили на примере ^{210}Pb в области ультрамалых концентраций $1.77 \cdot 10^{-6}$ мг/л ($1.77 \cdot 10^{-7}$ мг на 1 г абсолютно сухого торфа, что эквивалентно активности ^{210}Pb в 50 кБк/кг) и стабильного свинца в области низких - 5 мг/л (0,5 мг свинца на 1 г торфа) и экстремально высоких – 5 г/л (0.5 г свинца на 1 г торфа) концентраций в статических условиях. Аликвоты раствора нитрата свинца объемом 25 мл (с активностью ^{210}Pb 20 Бк или содержанием стабильного свинца 0.2 мг и 200 мг соответственно) добавляли к суспензии торфа (0,4 г торфа в 15 мл дистиллированной воды) в тефлоновых пробирках, при этом концентрация сорбента в полученной смеси составила 10 г/л.

После добавления радионуклида pH измеряли с помощью анализатора Эксперт-001 (Эконикс, Россия) в комплекте с комбинированным стеклянным электродом ЭСК-10603. Эксперимент проводили при трех значениях pH: 2, 4, 6. Значения pH регулировали добавлением небольших количеств разбавленных растворов HNO₃ или NaOH. Образцы выдерживали 72 часа с периодическим перемешиванием с помощью лабораторного шейкера. После этого измеряли равновесный pH и разделяли жидкую и твердую фазы путем центрифугирования при 11000 об/мин (ЦЛн-16, Россия) в течение 10 минут. Затем в фугате определяли остаточную активность ²¹⁰Pb альфа-бета радиометрическим методом и остаточное содержание стабильного свинца методом атомно-абсорбционной спектроскопии.

ГЛАВА IV

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ОСНОВНЫХ ДЕПОНИРУЮЩИХ СРЕДАХ ЗАПАДНОГО СЕКТОРА РОССИЙСКОЙ АРКТИКИ

Со второй половины XX века Российская Арктика подверглась значительному техногенному радиационному воздействию (Айбулатов, 2000; Сыч, Дубинко, 2005; Синивцев и др., 2005; Саркисов и др., 2012; Матишов и др., 2014). В силу географических и экономических особенностей основное техногенное радиационное воздействие испытал на себе Западный сектор Российской Арктики, где оказалось сосредоточено основное количество различных техногенных радиационных объектов СССР/России, представляющих как потенциальную, так и реальную радиоэкологическую угрозу (Величкин и др., 2013; Саркисов и др., 2015). Источники техногенного радиационного загрязнения территорий и акваторий Западного сектора Российской Арктики подробно рассмотрены в главе 1, здесь в качестве резюме лишь кратко перечислим основные из них.

Основными источниками исторических поступлений антропогенных радионуклидов в экосистемы Западного сектора Российской Арктики являлись: глобальные (стратосферные) выпадения от атмосферных испытаний атомного оружия; перенос течениями жидких радиоактивных отходов от западноевропейских радиохимических заводов; выпадения от аварии на Чернобыльской АЭС; захоронение и слив радиоактивных отходов; локальные (тропосферные) выпадения от испытаний на Новой Земле (Матишов и др., 1994; Кваша и др., 2001; Синивцев и др., 2005; Никитин, 2009; Саркисов, 2019). В настоящее время риски техногенного радиационного загрязнения рассматриваемого региона в первую очередь связаны с береговой инфраструктурой гражданского и военного атомного флота, пунктами переработки и хранения радиоактивных отходов, объектами «ядерного наследия», проведением ядерных взрывов в мирных целях, высвобождением техногенных радионуклидов из ледникового покрова Новой Земли в связи с глобальным потеплением (Кобылянский и др., 2012; Саркисов, 2019; Miroshnikov et al., 2021). Основные

потенциальные и реальные источники техногенного радиационного загрязнения Западного сектора Российской Арктики представлены на рис. 4.1.

Несмотря на многократное снижение эмиссии техногенной радиоактивности после прекращения атмосферных испытаний и выбросов в морскую среду радиохимических заводов Западной Европы и прекращение захоронения радиоактивных отходов в морской среде, многообразие источников, значительные объемы исторических поступлений радионуклидов и вызовы, связанные с глобальным потеплением, определяют необходимость радиоэкологических исследований природной среды Арктики с целью оценки распределения, уровней накопления и миграции радионуклидов в различных компонентах экосистем, определения соотношения источников, прогноза изменения радиационной обстановки под воздействием различных факторов и другие вопросы.

Очевидно, что это крайне сложная задача, требующая колоссальных исследовательских усилий с учетом многообразия объектов исследования. Однако общие оценки могут быть сделаны на основе исследования наиболее представительных индикаторных объектов, которые накапливают значимую часть радиоактивности, поступившей в окружающую среду. В этом плане наиболее информативными объектами, отражающими текущую радиоэкологическую обстановку и динамику исторических радиационных воздействий, являются депонирующие природные среды, обладающие повышенной аккумулярующей способностью по отношению к различным загрязнителям, в том числе к радионуклидам. В морской среде Западного сектора Российской Арктики таким основным депонирующим объектом, очевидно, можно рассматривать морские донные отложения. В континентальной части Арктики основной представительной депонирующей средой являются торфяные отложения, занимающие в прибрежных районах значительные площади и представленные верховыми сфагновыми болотами с преимущественным атмосферным питанием. Таким образом, рассмотрение вопросов, связанных с оценкой радиоэкологического состояния природной среды Арктики, будет выполняться на примере двух объектов – депонирующих сред: морских донных осадков Баренцева моря и прибрежных торфяных отложений.

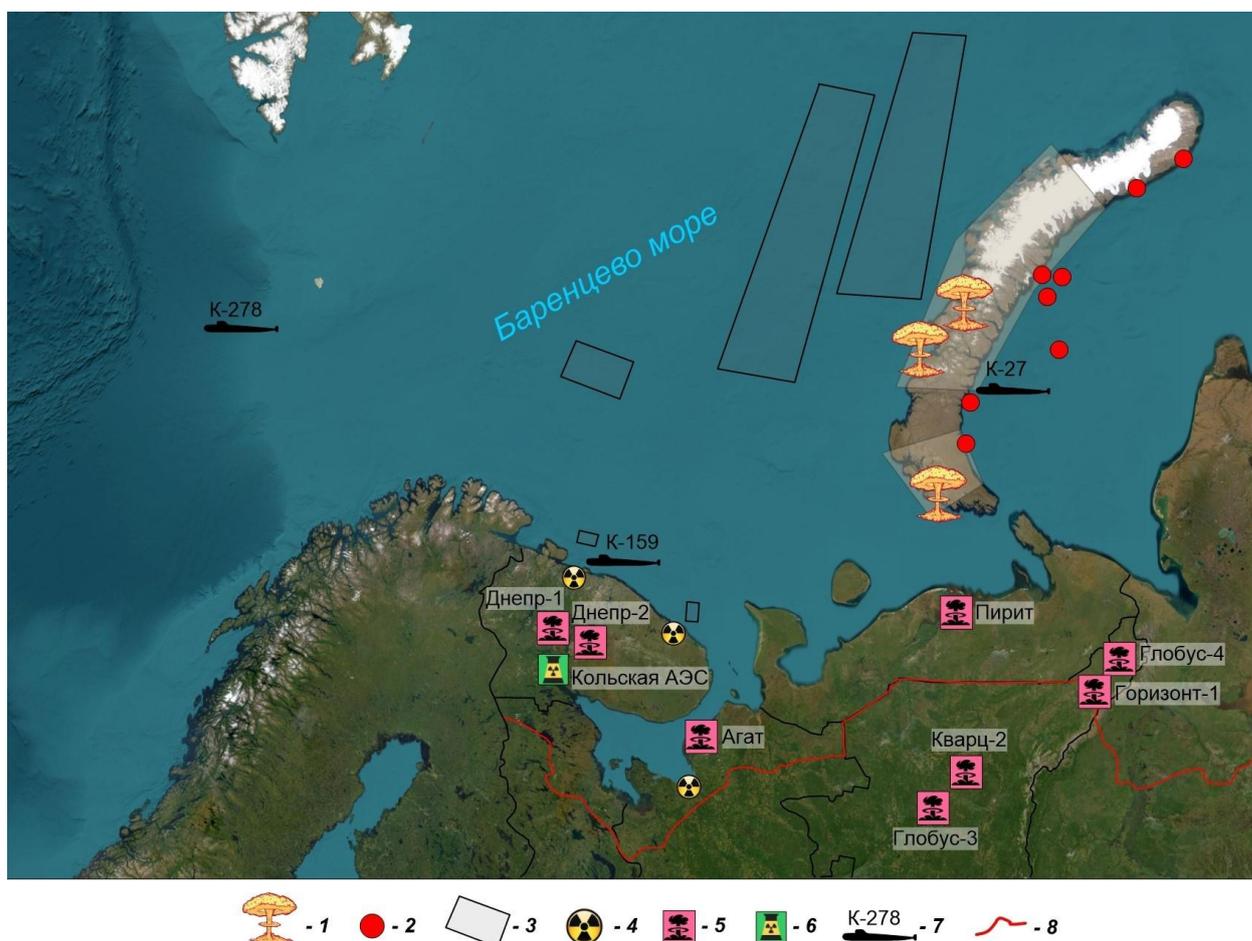


Рис. 4.1. Схема радиационно-опасных объектов Западного сектора Российской Арктики в границах Арктической зоны Российской Федерации (составлена с использованием данных Саркисов и др., 2015; Матишов и др., 2019).
 1 - места испытаний атомного оружия на Новой Земле: губа Черная, южный берег пролива Маточкин Шар, район полуострова Сухой Нос; 2 – места захоронения ТРО: Новоземельская впадина, заливы Новой Земли - Седова, Ога, Цивольки, Степового, Абросимова, Благополучия и Течений; 3 – места слива ЖРО в акватории Баренцева моря; 4 – базы военного и гражданского атомного флота, пункты хранения радиоактивных отходов, объекты атомного судостроения и судоремонта: район г. Мурманска, объекты Кольского залива, губа Андреева, губа Ура, Гремиха, район г. Северодвинска; 5 – ядерные взрывы в мирных целях: Днепр-1, Днепр-2, Агат, Пирит, Горизонт-1, Глобус-4; 6 – Кольская АЭС; 7 – затонувшие АПЛ с ЯЭУ: К-278 «Комсомолец», К-159, К-27 (затоплена); 8 – граница Арктической зоны Российской Федерации (согласно Указа Президента РФ от 27.06.2017 №287).

4.1. Донные осадки Баренцева моря

Опробование поверхностного слоя донных отложений в акватории Баренцева моря проводилось в ходе морских экспедиционных исследований в 2019-2021 гг.

Радиоэкологическая характеристика проводилась по материалам исследования более 200 проб морских отложений. Схема опробования представлена на рис. 4.2, которая включала в себя отбор проб донных отложений Баренцева моря как в прибрежной зоне Кольского полуострова (врезка на рис. 4.2), так и в пределах акватории моря в целом.

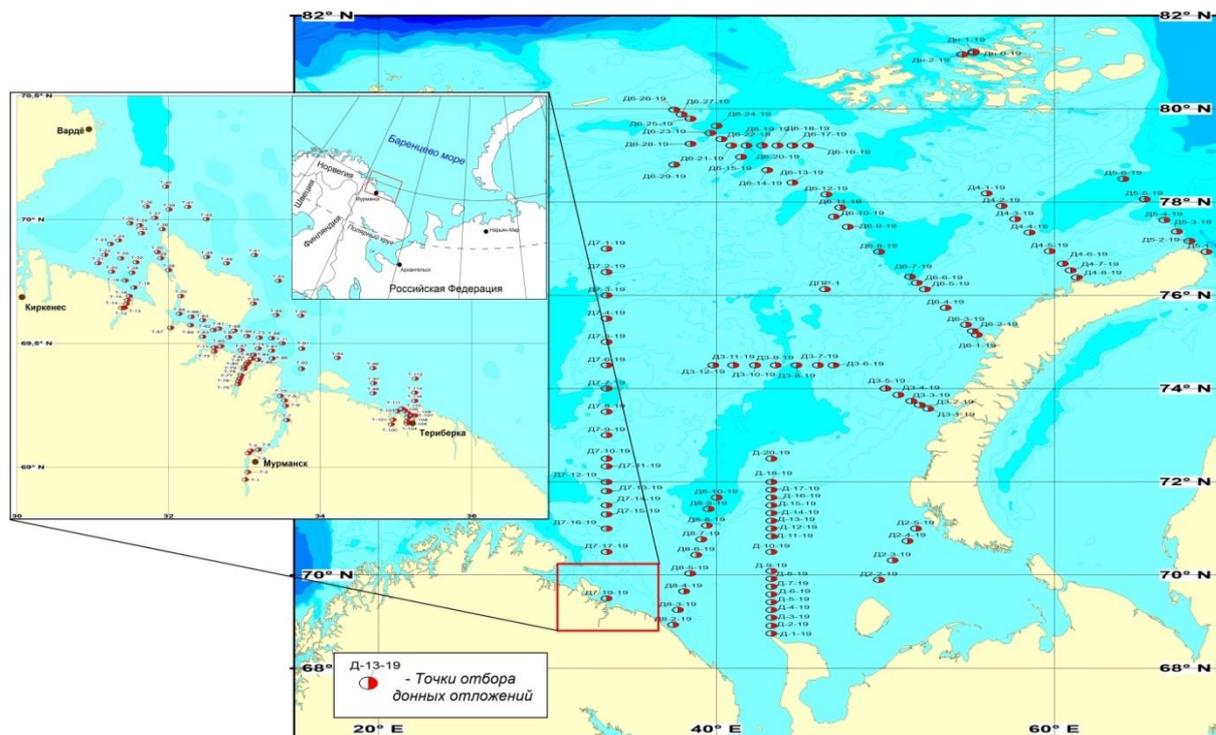


Рис. 4.2. Схема отбора проб поверхностного слоя донных отложений в Баренцевом море.

4.1.1. Гранулометрический состав и физико-химические параметры донных отложений

Исследованию гранулометрического и вещественного состава донных отложений, источников обломочного материала в Баренцевом море посвящено множество работ (Лисицын, 1994; Процессы седиментации...2000; Айбулатов, 2000; Политова и др., 2021). Здесь краткое описание грансостава приведено лишь для конкретных отобранных в рамках настоящего исследования проб, и исключительно для характеристики закономерностей распределения и накопления радионуклидов.

Так, распределение гранулометрического состава верхнего слоя донных осадков Баренцева моря, отобранных в рамках данного исследования в пределах Кольского побережья, согласно шкале Вентворта (Valentine, 2019) распределен следующим образом: доля самых мелких фракции осадка размерностей от тонкой глины до среднезернистого ила (пелиты по российской классификации) составляет 6.2 %. Крупнозернистый ил (по российской классификации алевритовый ил (Мясникова, Потахин, 2021)) занимает 28.2 %. Фракции мелко- и среднезернистого песка занимают 42.6 и 6.6 % соответственно. На долю крупно- и грубозернистого песка приходится 4 и 4.4%, соответственно. В совокупности около 11% приходится на крупные частицы различной размерности (валунно-галечно-гравийный материал). Также в составе изученных донных отложений встречались целые раковины моллюсков. Отмечается преобладание в составе донных осадков песков от мелко- до грубозернистой фракции (0.1 – 2 мм), занимающих с средним по массе более 57 %. Закономерно отмечается связь размеров частиц осадков и глубины моря в точках отбора. Так, с увеличением глубины имеется тенденция возрастания доли алевритового ила и пелитов, в то время как доля крупнообломочного материала наоборот уменьшается. В то же время достаточно низкие коэффициенты корреляции между размером частиц и глубиной бассейна в прибрежной зоне Кольского полуострова указывают на некоторый хаотичный характер распределения фракций осадков по изученной акватории. Такая смешанная структура донных осадков со значительной примесью крупнообломочного материала, вероятно, связана с влиянием различных геоморфологических процессов, определяющих накопление морских осадков в береговой зоне Кольского полуострова, таких как абразия берегов, ледниковая экзарация, эрозия дна (Алексеева и др., 2020). В центральной части Баренцева моря в пределах глубоководных впадин и желобов распространены в основном мелкодисперсные осадки пелитовой фракции (Yakovlev, Puchkov, 2020; Политова и др., 2021).

Величина показателя зольности для донных осадков прибрежной зоны в районе Кольского полуострова находится в интервале 88.35-99.56 %. Обратный показатель – доля органического вещества – находится в диапазоне от 0.44 до 11.65 %, при среднем значении 4.11%, что несколько выше значений, характерных для поверхностного слоя донных осадков открытых частей Баренцева моря (Система

Баренцева., 2021), что, вероятно, обусловлено выносом органического вещества и накоплением в прибрежной зоне Кольского полуострова. Содержание карбонатов в донных осадках изученного района находится в интервале 0.54-25.04 %, среднее значение составляет 2.52 %. Как правило, площади с высоким содержанием карбонатов в морских осадках ассоциированы с участками накопления раковинного материала, пониженным содержанием органики и мелкодисперсных частиц (Овсяный, Гуров, 2016).

4.1.2. Распределение естественных радионуклидов ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K в донных отложениях

Удельная активность ^{226}Ra в морских осадках в районе Кольского побережья варьирует от 9.3 до 37.8 Бк/кг (рис. 4.3).

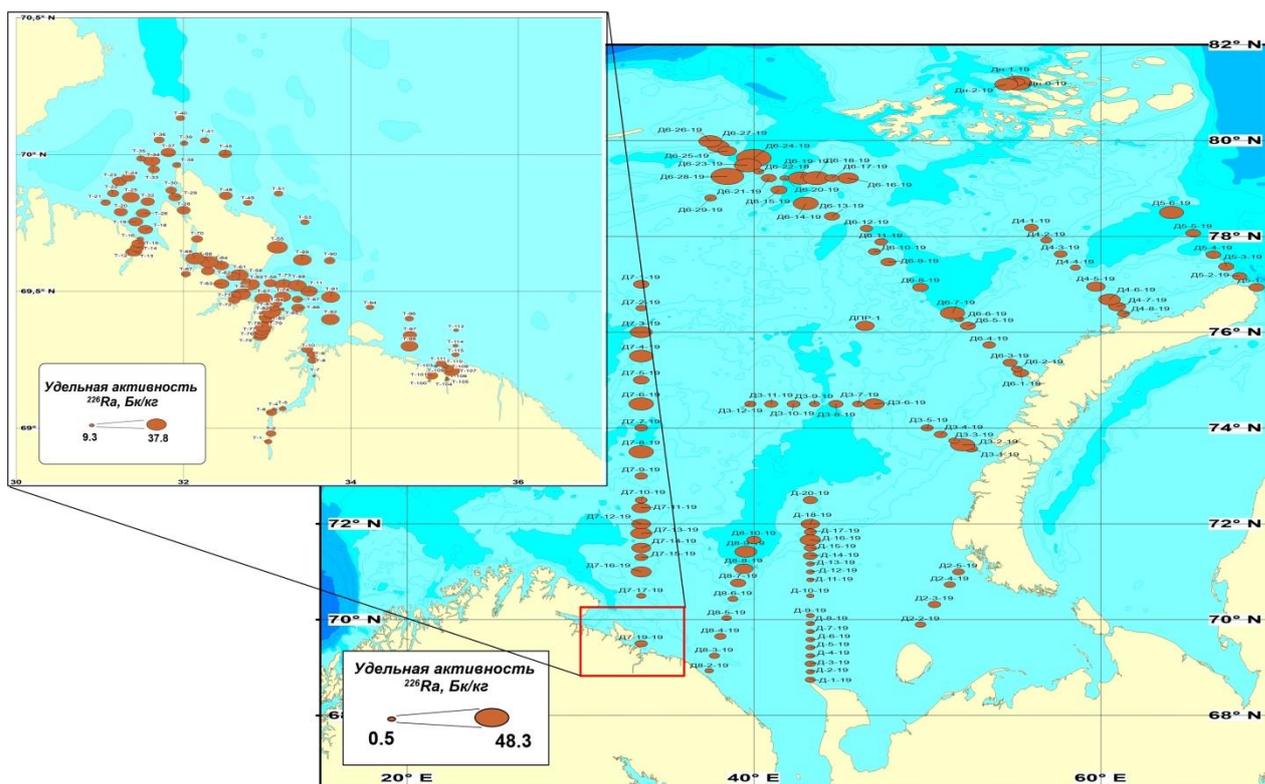


Рис. 4.3. Распределение удельной активности ^{226}Ra в поверхностном слое донных отложений Баренцева моря

Среднее значение ^{226}Ra составляет 25.0 Бк/кг, что несколько ниже среднемировых значений (33.0 Бк/кг) (UNSCEAR., 2000) и значений характерных

для земной коры (36.8 Бк/кг) (Смыслов и др., 1979). Наиболее высокие активности ^{226}Ra >30 Бк/кг характерны для заливов Матовский и Ура, что, вероятно, связано с составом осадков, слагающих данный район акватории. Средние активности ^{226}Ra практически в два раза превышают значения характерные для Баренцева моря в целом (14.2 Бк/кг), что, вероятно, связано с формированием прибрежных донных осадков в результате разрушения отложений кристаллического фундамента, слагающих Кольское побережье и характеризующихся повышенной естественной радиоактивностью (Мелентьев, 2021). В то же время в других частях Баренцева моря наблюдаются отдельные районы с более высокими активностями ^{226}Ra . Так, наиболее высокие активности ^{226}Ra (<45 Бк/кг) наблюдаются к западу от Земли Франца Иосифа, в пределах глубоких участков со средними глубинами моря более 300 метров, что связано с накоплением ^{226}Ra в составе мелкодисперсных фракций осадков, слагающих впадины шельфа Баренцева моря.

Удельная активность ^{232}Th в изученных донных осадках в районе Кольского побережья Баренцева моря изменяется в диапазоне 7.5 – 44.2 Бк/кг, при средней активности 25.1 Бк/кг (рис. 4.4), что также ниже среднемировых значений 45.0 Бк/кг (UNSCEAR., 2000).

Наиболее высокие активности ^{232}Th >30 Бк/кг также наблюдаются в отложениях заливов Матовский и Ура. С удалением от побережья активность ^{232}Th заметно снижается, не превышая 10 Бк/кг, что, по всей видимости, связано со сменой условий осадконакопления и изменением состава донных отложений. В открытых частях Баренцева моря средняя активность ^{232}Th в донных осадках ниже, чем в районе Кольского побережья и составляет в среднем 21.1 Бк/кг. Наиболее высокие активности ^{232}Th (> 40 Бк/кг, максимальные до 54 Бк/кг) наблюдаются в донных осадках западнее архипелага Земля Франца Иосифа и тяготеют к глубоким частям и низменностям шельфа Баренцева моря.

Удельная активность ^{40}K в морских осадках прибрежной зоны Кольского полуострова варьирует в диапазоне от 245 до 619 Бк/кг (рис. 4.5). Средняя активность составляет 466.7 Бк/кг, что несколько выше среднемировых значений и значений, характерных для всего баренцевоморского бассейна 420 и 439.1 Бк/кг, соответственно.

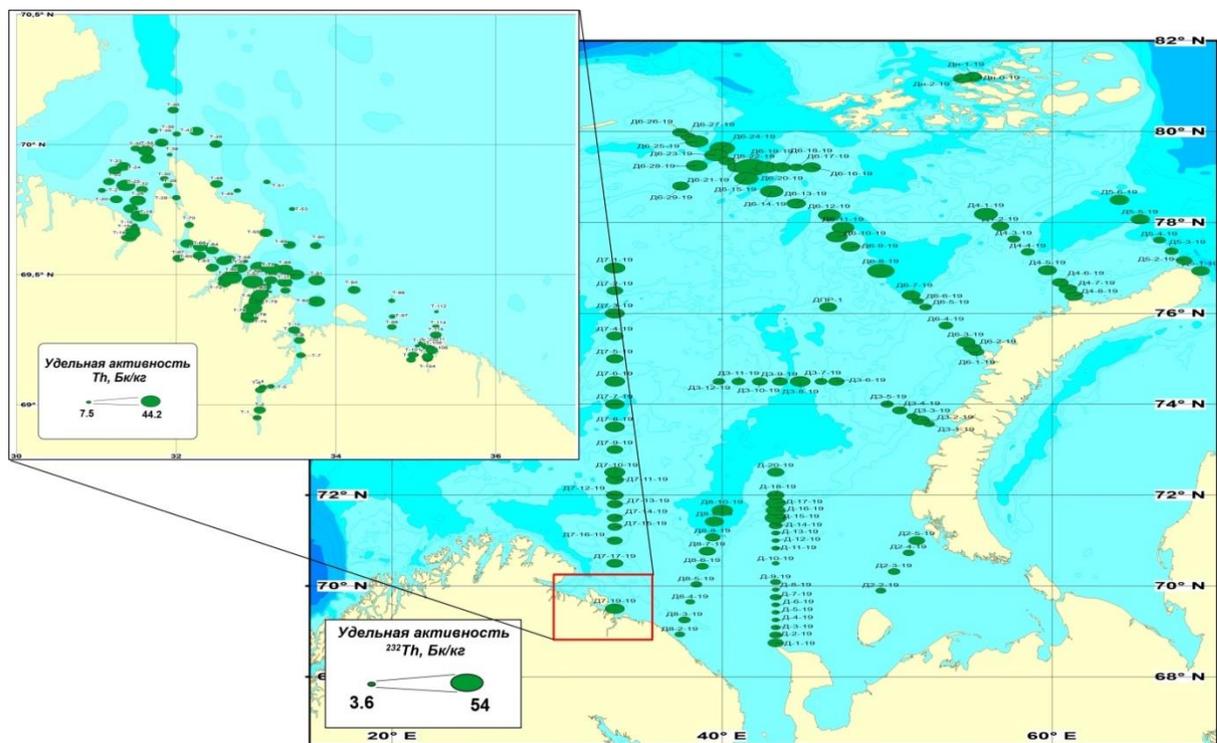


Рис. 4.4. Распределение удельной активности ^{232}Th в поверхностном слое донных отложений Баренцева моря

По аналогии с другими изученными естественными радионуклидами ^{40}K концентрируется в прибрежной зоне в заливах Матовский и Ура. Необходимо отметить, что в донных осадках залива Матовский ранее были отмечены и более высокие активности ^{40}K , превышающие 1000 Бк/кг (Моисеев и др., 2021). В целом в донных осадках открытых частей Баренцева моря ^{40}K распределен относительно равномерно по площади шельфа. Здесь наиболее распространенными активностями в донных осадках являются 500-600 Бк/кг (рис. 4.5), что близко к среднему значению для земной коры 655 Бк/кг (Смыслов и др., 1979).

Накопление естественных радионуклидов в верхнем слое донных осадков в районе Кольского побережья Баренцева моря в большей степени связано с глубиной моря и контролируется содержанием органического вещества и карбонатов (Yakovlev et al., 2023). В то же время ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K не имеют высоких корреляционных связей с какой-либо фракцией донных осадков, что, вероятно, связано с процессами формирования донных отложений в прибрежной зоне, осложненных абразией берегов, ледниковой экзарацией, эрозией дна, течениями, что приводит к неравномерному распределению содержащих естественные радионуклиды минералов по размерам частиц.

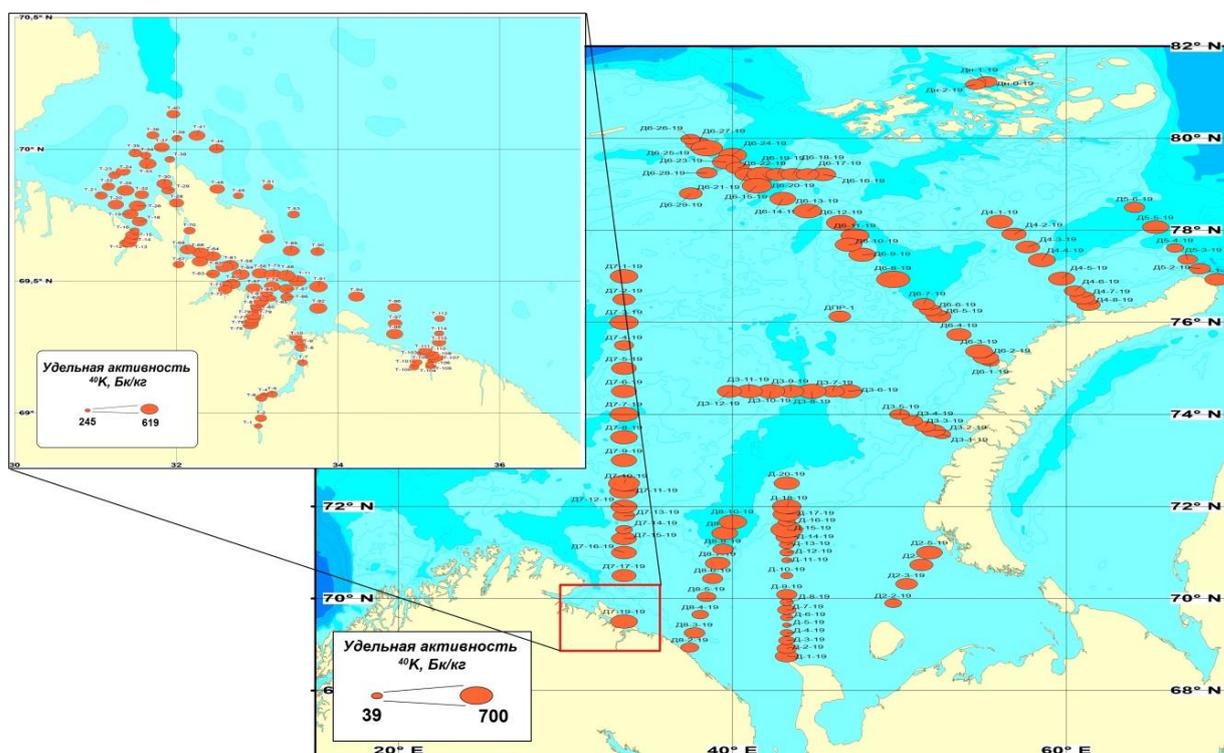


Рис. 4.5. Распределение удельной активности ^{40}K в поверхностном слое донных отложений Баренцева моря

В открытых частях моря в глубоких бассейнах накопление ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K связано с тонкими фракциям донных осадков алевролитовой и пелитовой размерности (Yakovlev, Puchkov, 2020).

4.1.3. Распределение техногенных радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях

В верхнем слое донных осадков Кольского побережья Баренцева моря удельная активность техногенного ^{137}Cs варьирует в пределах от <2 до 12.5 Бк/кг, при среднем значении 5.5 Бк/кг (рис. 4.6). Наибольшие активности ^{137}Cs в донных осадках приурочены к заливам Кольского побережья – Печенгскому, Матовскому, Ура и Кольскому. При этом максимально зафиксированные значения >12 Бк/кг обнаружены в Кольском заливе в районе города Мурманск. При удалении от побережья в открытом море наблюдается заметное снижение активности ^{137}Cs . Ранее было отмечено, что техногенное радиоактивное загрязнение донных отложений в заливах Кольского побережья выше, чем в открытых районах Баренцева моря (Матишов и др., 2014). В конце 90-х годов в донных осадках

Кольского и Мотовского заливов около мест базирования атомного флота кроме ^{137}Cs фиксировались короткоживущие изотопы ^{60}Co и ^{134}Cs , а также $^{239,240}\text{Pu}$ с максимальными активностями 33, 1.1 и 14 Бк/кг, соответственно (Матишов, Матишов, 2001). Позднее авторы (Матишов и др., 2012) обнаружили в донных осадках заливов Кольского полуострова следовые количества короткоживущих ^{134}Cs и ^{152}Eu , что было связано с влиянием местных источников.

Активность ^{90}Sr в донных осадках Кольского побережья Баренцева моря варьирует от 2 до 5.9 Бк/кг при среднем значении 3.5 Бк/кг (рис. 4.6), что существенно выше средних активностей ^{90}Sr , характерных для акватории Баренцева моря в целом 0.32 Бк/кг (Кобылянский и др., 2012). Необходимо отметить, что в измеряемых количествах ^{90}Sr обнаружен лишь в 30% изученных проб. Пространственное распределение ^{90}Sr имеет общие черты с распределением ^{137}Cs , когда максимальные активности наблюдаются в заливах Кольского побережья: Печенгском, Матовском, Ура и Кольском.

Средние активности ^{137}Cs , обнаруженные для открытых частей Баренцева моря составляют 3.2 Бк/кг. Полученные данные по активностям и характеру распределения ^{137}Cs также близки к значениям ранее проведенных исследований. Так, согласно работе (Усягина, 2012), активность ^{137}Cs в районах возвышенностей шельфа Баренцева моря варьировала в диапазоне 0.2 – 1.8 Бк/кг, в районе впадин – до 6 Бк/кг. В глинистых отложениях наиболее глубоких частей Баренцева моря (300-380 м), было обнаружено до 9 Бк/кг ^{137}Cs . В 1980–1990-е гг. активность ^{137}Cs в донных осадках Баренцева моря изменялась от 4 до 30 Бк/кг, достигая в некоторых заливах и впадинах шельфа до 100 Бк/кг (Матишов и др., 2014). В 2000-е гг. удельная активность ^{137}Cs в донных отложениях открытых частей Баренцева моря варьировала в диапазоне 0.3–21 Бк/кг. В отдельных заливах в районах сосредоточения атомной отрасли, содержание ^{137}Cs было повышено до 30 Бк/кг. Наиболее высокая активность ^{137}Cs наблюдалась в губе Черной архипелага Новая Земля, где проводились подводные ядерные испытания. В период с 2010 по 2018 г. максимальная концентрация ^{137}Cs в поверхностном слое донных осадков снизилась приблизительно в 6 раз (Усягина и др., 2018).

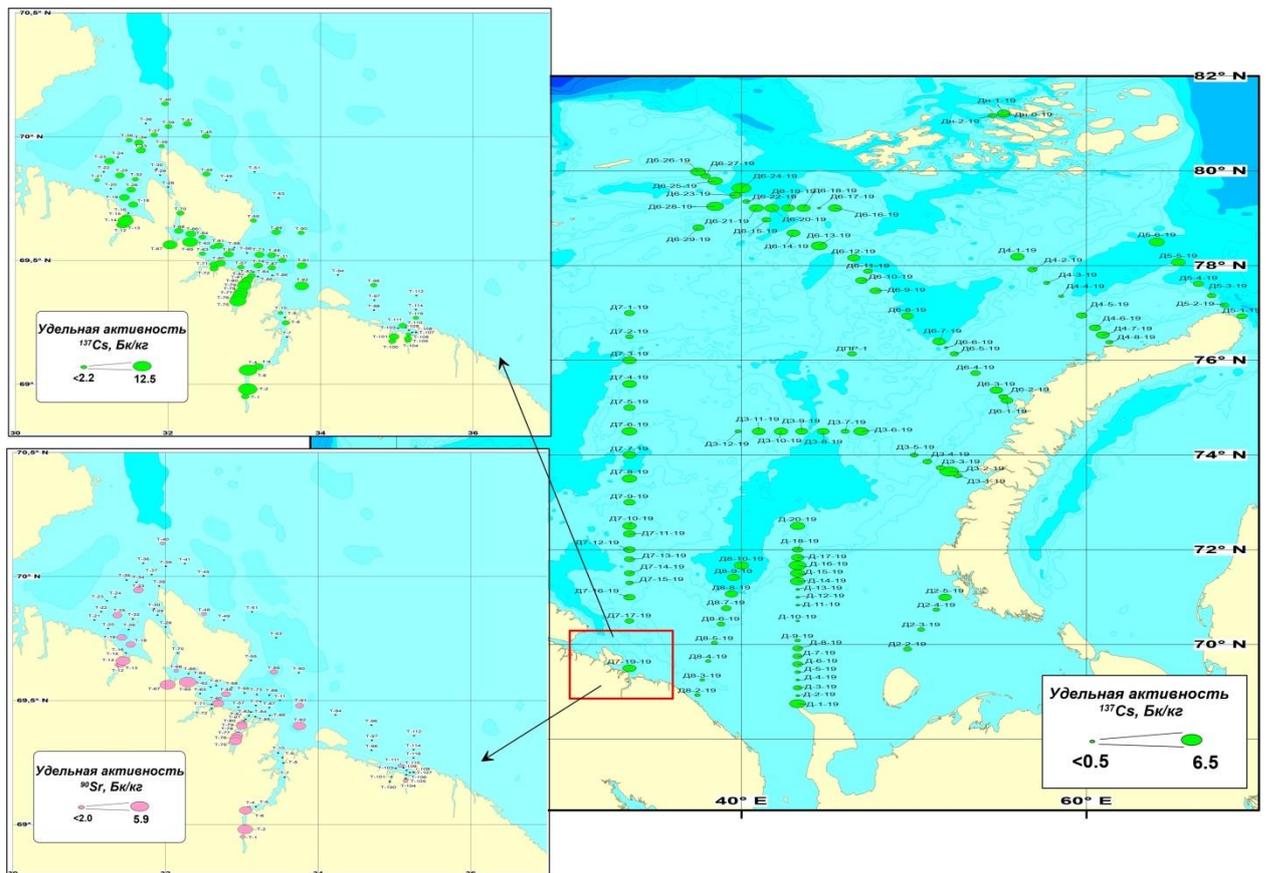


Рис. 4.6. Распределение удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в поверхностном слое донных отложений Баренцева моря

В накоплении ^{137}Cs в поверхностном слое донных осадков основную роль играет органическое вещество и самые мелкие фракции донных осадков размером от тонкой глины до крупнозернистого ила, что подтверждает закономерность – осадки с высоким содержанием глинистых минералов и богатые органическим веществом имеют наибольший потенциал для накопления техногенных радионуклидов.

Среднее отношение активностей $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в поверхностном слое донных отложениях составляет 0.51, что указывает на то, что основным источником техногенных радионуклидов в формирующихся в настоящее время осадках, вероятно, являются глобальные выпадения, для которых характерен диапазон отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 0.4-0.6 (Zhang et al., 2021). В то же время в глубоких частях заливов Кольского полуострова отмечается наличие других источников техногенных радионуклидов (Ильин и др., 2017). Так, в донных осадках залива Андреева были обнаружены отношения $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ 0.6 – 0.9, существенно превышающие значения глобальных выпадений 0.028 и указывающие на эмиссию

техногенных радионуклидов с расположенного на берегу залива хранилища радиоактивных отходов (Матишов и др., 2017). Другим источником техногенной радиоактивности прибрежных донных осадков Баренцева моря служит сток с Кольского залива, что связывается с суммарным влиянием инфраструктуры военного и гражданского атомного флота (Ильин и др., 2022). Так, в 2021 году судами ФГУП «Атомфлот» в акваторию Кольского залива было сброшено 85 м³ очищенных стоков установки по переработке жидких радиоактивных отходов (Атомфлот, 2022), содержащих основные техногенные радионуклиды ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ⁶⁰Co, ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu, удельная активность которых, однако, не превышала установленных нормативов. В то же время в ходе данной работы короткоживущие техногенные радионуклиды в поверхностном слое донных осадков побережья Кольского полуострова не обнаружены, что указывает на отсутствие значимого влияния местных источников на трансформацию техногенного радиационного фона. В целом в морской среде Баренцева моря произошло значительное снижение активности техногенных радионуклидов, обусловленных глобальными атмосферными выпадениями и трансграничным переносом от западноевропейских радиохимических предприятий (Матишов и др., 2019). Наблюдаемый в настоящее время относительно низкий уровень техногенных радионуклидов в поверхностном слое донных осадков, очевидно, со временем будет ещё более снижаться при условии отсутствия влияния других источников. Тем не менее, в прибрежной зоне Кольского полуострова в настоящее время существуют радиационные объекты, вызывающие серьезную обеспокоенность. К таким объектам относится субмарина К-159, которая затонула при буксировке на завод для утилизации в августе 2003 на выходе из Кольского залива (Саркисов и др., 2015). Активность радионуклидов в реакторах подлодки, в основном ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, оцениваемая в ~ 5 ПБк, является максимальным значением среди затопленных в арктических морях радиационных объектов, что выносит К-159 на первое место по степени потенциальной радиоэкологической опасности (Саркисов и др., 2015). Более того, в работе (Саркисов, 2019) отмечается, что на подлодке К-159 отсутствуют дополнительные защитные барьеры между отработанным ядерным топливом и морской средой, что увеличивает риск возможного загрязнения. Потенциальный радиоэкологический риск связан с тем, что недалеко от места затопления подлодки проходят

судоходные пути и районы рыбного промысла (Кобылянский и др., 2012). Разгерметизация реакторной установки может привести к превышению допустимых уровней активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе (Кобылянский и др., 2012; Антипов и др., 2015). Несмотря на то, что последние обследования подлодки К-159 не выявили выхода радионуклидов в морскую среду (Уровень..., 2015), этот объект требует внимания с точки зрения оценки радиозэкологического состояния.

Другим важным источником поступления техногенной радиоактивности в морскую среду Баренцева моря, в связи с глобальным потеплением климата, может являться вторичное загрязнение в результате деградации ледникового покрова Новой Земли, в котором были депонированы значительные объемы техногенной радиоактивности в результате атмосферных ядерных испытаний (Мирошников и др., 2017). По оценкам (Aarkrog, 1997) расчетная суммарная активность ^{137}Cs , которая могла поступить на острова Новой Земли в результате локальных тропосферных выпадений, составляет ~ 30 ПБк. И действительно, в криоконитах ледникового покрова Северного острова Новой Земли были обнаружены наиболее высокие для Арктики активности ^{137}Cs , варьирующие в диапазоне 5700-8100 Бк/кг (Miroshnikov, 2018; Miroshnikov et al., 2021). Столь высокое накопление ^{137}Cs в криоконитах было связано с таянием погребенного слоя загрязненного льда, образовавшегося в ходе атмосферных ядерных испытаний. С высвобождением ^{137}Cs из ледникового покрова Новой Земли связано и формирование в прибрежных донных осадках зоны с повышенной активностью ^{137}Cs , как в Карском, так и Баренцевом морях (Мирошников, 2012; Miroshnikov et al., 2021).

4.2. Торфяной покров прибрежных территорий

В торфяниках Северного полушария содержится около 450 млрд тонн углерода, что составляет 30 % от общего запаса углерода в почве (Joosten, 2015; Mroz et al., 2017). При этом торфяные болота крайне чувствительны к воздействию изменений климата и играют важную роль в глобальном потеплении за счет увеличения скорости выброса парниковых газов (Strack, 2008). В Российской Федерации сосредоточено от 40 до 60 % мировых ресурсов торфа, при этом в

северных областях Европейской части России разведано наибольшее количество запасов торфа, оцененных в 6.9 млрд т (36.2 % от запасов России) (Инишева, 2005; Малыгин, Лобов, 2014; Михайлов и др., 2013). На этих территориях, в том числе в пределах границы Арктической зоны Российской Федерации, относящихся к поясу интенсивного торфонакопления, торфяно-болотные экосистемы являются основными биогеоценозами (Селянина и др., 2013) (рис. 4.7).

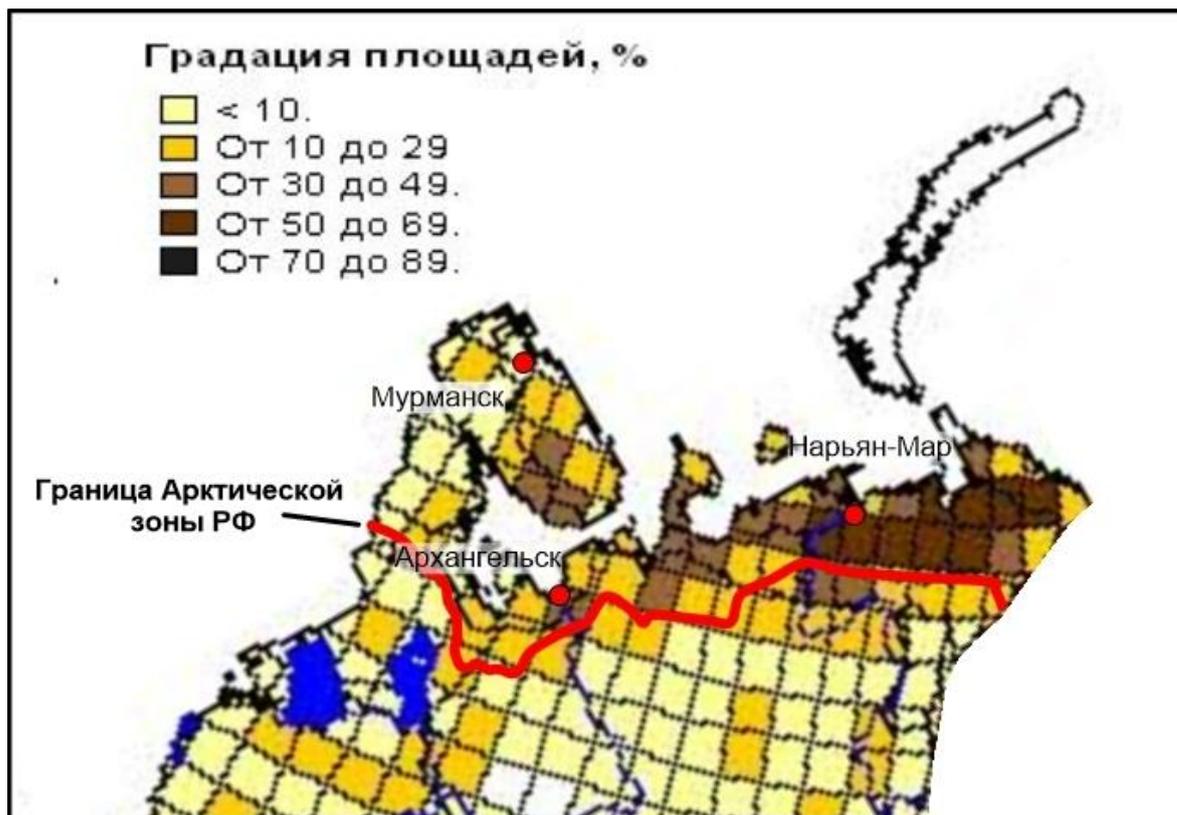


Рис. 4.7. Площади, занятые торфяниками на Европейском Севере России (по Вомперский и др., 1999)

Преобладающим типом болот на этих территориях являются верховые (омбротрофные) болота, доминирующим источником питания которых являются аэрозоли, воздушная пыль и атмосферные осадки (Vinichuk et al., 2004), что приводит к формированию бедной питательными веществами среды, на которой преобладает сфагновые мхи. Поэтому торфяники выступают для континентальной части Западного сектора Российской Арктики представительной депонирующей средой – архивом атмосферных загрязнителей, ведущую роль среди которых играют радиоактивные элементы, поскольку, как было показано в обзоре в главе 1, арктические территории с момента начала атомной эры подверглись

существенному радиационному воздействию (Strand et al., 2002; Синивцев и др., 2005; Саркисов и др., 2012; Матишов и др., 2014).

Свойства торфяников как депонирующей среды имеют важнейшее значение не только с точки зрения оценки текущего радиационного состояния территории (оценка воздействия ионизирующих излучения на биоту), но и для решения ряда практических задач геохимии, таких как определение хронологии торфа и скоростей накопления, оценка миграции различных радионуклидов в торфяном массиве, определение источников радионуклидного загрязнения, динамики антропогенных нагрузок и климатических изменений в прошлом (Hendon et al., 2004; Dowdall et al., 2005; Zaccone et al., 2007; Parry et al., 2013; Hansson et al., 2014; Mroz et al., 2017; Fialkiewicz-koziel et al., 2014; Li et al., 2017).

В рамках диссертационной работы были отобраны торфяные разрезы в различных природно-климатических зонах Западного сектора Российской Арктики, административно расположенных на территории Мурманской и Архангельской областей и Ненецкого автономного округа (рис. 4.8).

Первый район опробования (разрез Тм-1) расположен в северной части Мурманской области, юго-восточнее города Мурманск, с преобладанием лесотундровых ландшафтов, местность расположена за Северным полярным кругом, климат субарктический морской. Растительный покров участка опробования торфяного профиля состоит из ряда ярусов. Древесный ярус на исследуемом участке представлен сосной обыкновенной (*Pinus sylvestris*) и березой Черепанова (*Betula czerepanovii*). Травяно-кустарничковый ярус сложен, в основном, черникой обыкновенной (*Vaccinium myrtillus*) и пушицей влагалищной (*Eriophorum vaginatum*). Мохово-лишайниковый ярус сложен в основном различными видами сфагновых мхов. Второй район (разрез Та-1) расположен в Мезенском районе Архангельской области в ~130 км северо-восточнее от города Архангельска, относится к переходной зоне от северной тайги к лесотундре, климат переходный от умеренно-морского к субарктическому. Древесный ярус преимущественно представлен хвойными: сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*) и ель обыкновенная (*Picea abies*), в подлеске – береза пушистая (*Betula pubescens*). В травяно-кустарничковом ярусе представлены в основном кустарнички – брусника (*Vaccinium vitis-idaea L.*), морошка приземистая (*Rubus chamaemorus L.*), береза

карликовая (*Betula nana* L.), вороника черная (*Empetrum nigrum* L.) и травы - плаун годичный (*Lycopodium annotinum* L.), пушица влагалищная (*Eriophorum vaginatum*). В мохово-лишайниковом ярусе также развиты различные виды сфагновых мхов: сфагнум гиргезона (*Sphagnum girgensohnii*), сфагнум кольцевой (*Sphagnum annulatum* H. Lindb. ex Warnst) и др.



Рис. 4.8. Районы отбора торфяных отложений.

Третий район отбора (разрез Та-2) находится в Приморском районе Архангельской области в ~30 км западнее от города Архангельска, относится к подзоне северной тайги, климат умеренный морской. В первом ярусе (древостое) здесь встречается сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*). Во втором ярусе кустарники – подбел многолистный (*Andromeda polifolia* L.), вереск обыкновенный (*Calluna vulgaris* (L.) Hull), вороника чёрная (*Empetrum nigrum* L.) и травы - пухонос дернистый (*Baeothryon cespitosum* (L.) A.Dietr), в третьем ярусе – сфагновые мхи различного видового состава.

Четвертый (разрез ТН-1) и пятый (разрез ТН-2) районы расположены за Северным полярным кругом в 20-40 км восточнее города Нарьян-Мара в Ненецком

автономном округе в зоне влияния субарктического климатического пояса, территория представлена тундровыми ландшафтами. Растительный покров участков имеет схожий характер. Древесный ярус на исследуемых участках отсутствует. Травяно-кустарничковый ярус сложен, в основном, пушицей влагалищной (*Eriophorum vaginatum*), подбелом обыкновенным (*Andromeda polifolia*), морошкой обыкновенной (*Rubus chamaemorus*), багульником болотным (*Ledum palustre*) и вереском обыкновенным (*Calluna vulgaris*). Единично в данном ярусе встречается берёза карликовая (*Bétula nána*). Мохово-лишайниковый ярус сложен различными видами мхов рода сфагнум (*Sphagnum*).

Глубина отобранных с помощью ПВХ трубы торфяных колонок составляла от 32 до 50 см, что является предельной мощностью накопления торфа с момента поступления в окружающую среду техногенной радиоактивности. В торфяных колонках, разделенных на слои по 2 см, за исключением самого верхнего слоя 0-3 см (иногда 0-6 см), определяли физико-химические параметры и активности радионуклидов.

4.2.1. Физико-химические параметры торфяных залежей

Считается, что для верховых болот биогеохимические циклы массообмена определяются атмосферной миграцией потоков химических элементов. По этой причине залежи верхового типа являются геохимически автономными ландшафтами (Ларина и др., 2017). Поступление минеральных компонентов из атмосферы в количестве, не превышающем буферную способность вышележащих слоев, по-видимому, не оказывает воздействия на нижние горизонты торфяной залежи, а поступление элементов от минерального дна болота ограничено зоной распространения процессов миграции и подвижностью литогенных компонентов. При этом одними из ключевых факторов, определяющих подвижность многих химических элементов в залежи, являются кислотность и окислительно-восстановительный режим (Gambrell, 1994; Frohne, 2011). Результаты исследования физико-химических параметров торфяных залежей представлены на рис. 4.9 – 4.13.

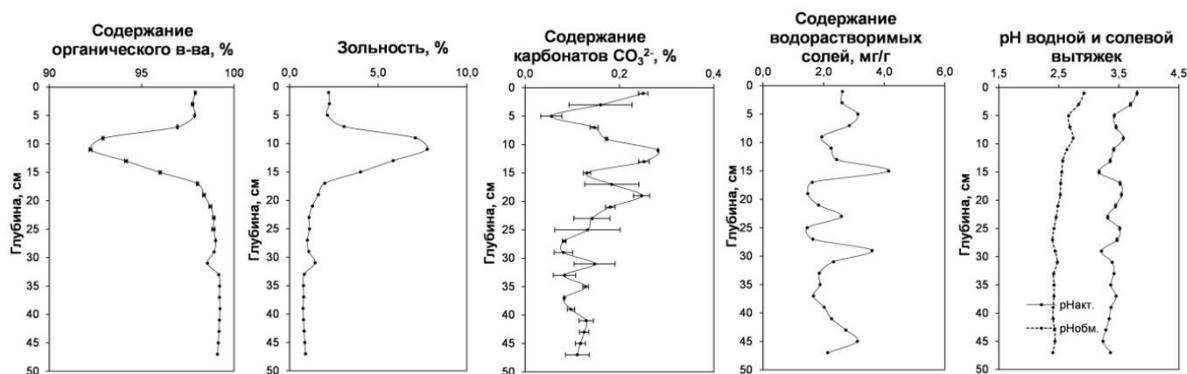


Рис. 4.9. Изменение физико-химических показателей по глубине торфяного профиля Та-1.

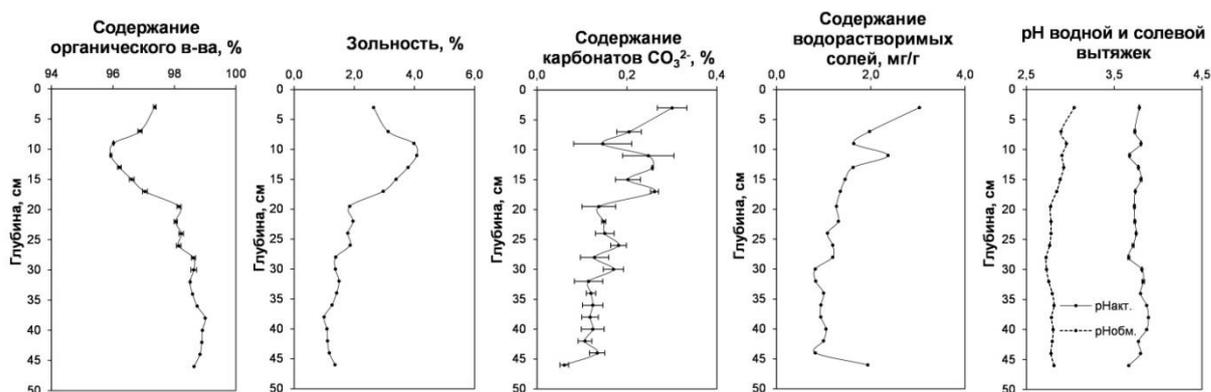


Рис. 4.10. Изменение физико-химических показателей по глубине почвенного профиля Та-2.

Согласно полученным данным торф исследуемых залежей Та-1 и Та-2 можно отнести к малозольному типу, поскольку величина показателя зольности торфяных отложений не превышает 10% и находится в интервале 1.0-4.1 % и 0.8-7.8 % для Та-1 и Та-2, соответственно. При этом доля органического вещества составляет более 90 %, что в целом характерно для верховых торфов малой степени разложения (Лиштван, 1989).

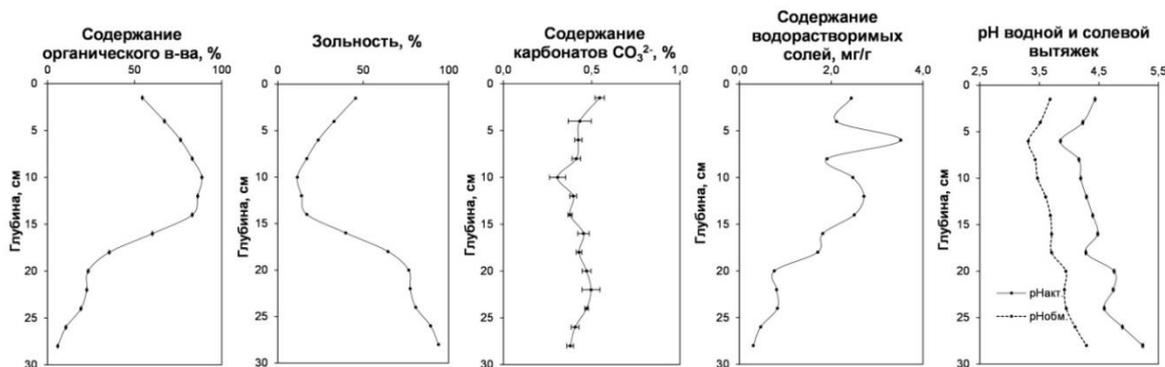


Рис. 4.11. Изменение физико-химических показателей по глубине торфяного профиля Тн-1.

Для исследуемых залежей можно отметить общую тенденцию немонотонного снижения содержания зольных компонентов при движении вниз по торфяному профилю, что объясняется атмосферным типом питания. Однако для обеих залежей в слое 6-18 см зафиксированы повышенные значения показателя зольности (максимальные значения 4.1% и 7.8% для Та-1 и Та-2, соответственно), что, по-видимому, обусловлено вымыванием зольных элементов из вышележащих горизонтов с последующей иммобилизацией в данном слое. При этом нельзя исключать и вероятность того, что рост содержания зольных элементов в указанном слое может быть связан с повышенным техногенным воздействием (запыленностью атмосферы) непосредственно в период его формирования, что уже отмечалось ранее применительно к залежам верховых торфяников другими исследователями (Шевченко, 2015).

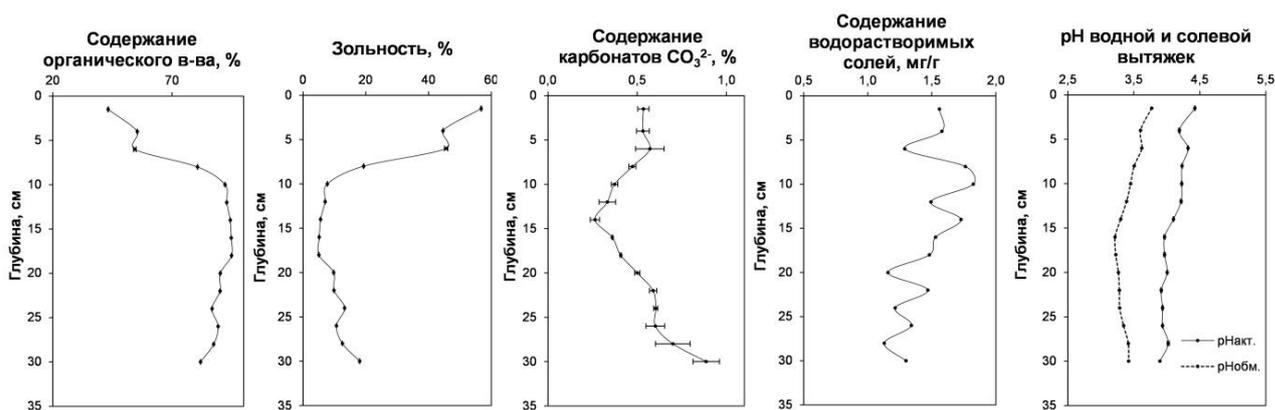


Рис. 4.12. Изменение физико-химических показателей по глубине торфяного профиля Тн-2.

Величина показателя зольности для исследуемых торфяных профилей тундровой зоны находится в интервале 11.4-94.1 %; 5.0-56.8 % и 5.2-27.9 % для площадок Тн-1, Тн-2 и Тм-1, соответственно. Высокая зольность приповерхностного слоя колонок Тн-1 и Тн-2 обусловлена, по-видимому, активным ветровым переносом частиц минерального грунта с участков с деградировавшим растительным покровом, расположенных вблизи тестовых площадок.

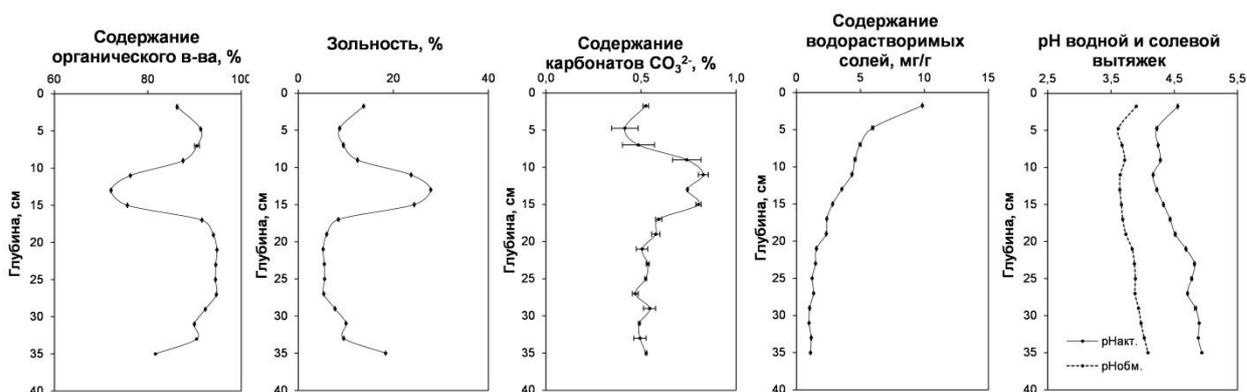


Рис. 4.13. Изменение физико-химических показателей по глубине торфяного профиля Тм-1.

Массовая доля карбонатов в торфе разрезов Та-1 и Та-2 незначительна и находится в интервалах $0.06 \div 0.30$ % и $0.06 \div 0.28$ %, соответственно, при этом для них характерна схожая динамика распределения (немонотонное снижение) по профилю залежи, обусловленная преимущественно атмосферным поступлением этих компонентов. Для тундровых почв содержание карбонатов составило 0.31-0.54 %; 0.26-0.89% и 0.42-0.83% для разрезов Тн-1, Тн-2 и Тм-1 соответственно, что обусловлено, по-видимому, индивидуальными геохимическими особенностями тестовых полигонов, и, в частности, более обильной минеральной подпиткой.

Величина показателя активной кислотности не существенно отличается по глубине торфяных профилей Та-1 и Та-2 и составляет и рН 3.7-3.9 и рН 3.2-3.8 соответственно. Для профилей Тн-1, Тн-2 и Тм-1 зафиксированные значения данного показателя находятся в интервалах рН 3.9-5.2, рН 3.9-4.4, рН 4.2-4.9, соответственно. При этом рН солевой вытяжки исследуемых профилей не превышает 4.0, что позволяет их отнести к классу очень кислых почв.

Содержание водорастворимых солей в торфе разрезов Та-1 и Та-2 составляет 0.8-3.0 мг/г и 1.5-4.1 мг/г, при этом профиль залежи Та-1 характеризуется более однородным распределением с максимумами содержания в поверхностном и придонном горизонтах, что, по-видимому, связано с их поступлением из атмосферы и от минерального дна болота, а также с особенностями промывного режима залежи. Зафиксированные значения рН и минерализации позволяют отнести данные залежи к кислой окислительной фации олиготрофных торфяников, характерной для таежных ландшафтов (Шипов, 2004).

Изменение величины показателя минерализации по вертикальным профилям разрезов тундровых почв имеет схожую динамику (снижение при движении от поверхностных к погруженным слоям) и находится в интервалах 0.3-3.5 мг/г, 1.1-1.8 мг/г и 1.0-9.8 мг/г для полигонов Тн-1, Тн-2 и Тм-1, соответственно. Следует отметить повышенное содержание водорастворимых солей (минерализации почвенного раствора 174-394 мг/л) в верхней части профиля Тм-1 (0-12 см), что соответствует эвтрофному типу болотной растительности и, по-видимому, обусловлено влиянием близости к морю.

Таким образом, динамика изменения химических и физико-химических показателей по вертикальным профилям исследуемых торфяных залежей и тундрово-болотных почв имеют как общие, так и некоторые отличительные черты, что связано, по-видимому, с индивидуальными особенностями их формирования и функционирования, и в частности геохимическими и геоклиматическими параметрами (типом подстилающих пород, уровнем залегания и химическим составом грунтовых вод, близостью моря и др.), а также уровнем антропогенной нагрузки на болотные экосистемы и сопряженные с ними биогеоценозы.

4.2.2. Вертикальное распределение радионуклидов в торфяных залежах

Удельная активность ^{137}Cs в торфяных залежах Та-1 и Та-2 (лесотундровые и северотаежные ландшафты Архангельской области) в пределах верхней части разреза до глубины 46-48 см варьирует от <0.5 Бк/кг до 126 Бк/кг и от 1.1 Бк/кг до 46 Бк/кг, соответственно (рис. 4.14 и рис. 4.15). Средние значения удельной активности ^{137}Cs в залежах Та-1 и Та-2 составляют 12.1 Бк/кг и 30.2 Бк/кг, соответственно. Для торфяных разрезов тундровой зоны Мурманской области и Ненецкого автономного округа Тм-1, Тн-1 и Тн-2 удельная активность ^{137}Cs в пределах верхней части разреза до глубины 32-36 см изменяется в диапазоне от 2 Бк/кг до 38 Бк/кг, от 1.4 Бк/кг до 37 Бк/кг и от 1.3 до 71 Бк/кг, соответственно (рис. 4.16-4.18). Средние активности ^{137}Cs для залежей Тм-1, Тн-1 и Тн-2 составляют 18 Бк/кг, 19.4 Бк/кг и 20.8 Бк/кг. Как видно на графиках распределения на рис. 4.14-4.18, наибольшая активность ^{137}Cs сосредоточена в верхней части торфяных залежей до глубин 10-15 см. В целом наибольшее удержание ^{137}Cs в верхних

горизонтах торфяных профилей является характерной чертой верховых торфяников (Gerdol et al., 1994; Rosen et al., 2009; Mroz et al., 2017).

Из-за химического сродства между Cs и K радиоцезий активно транспортируется вверх по торфяному разрезу корнями растений (McKenzie et al., 1997; Łokas et al., 2013; Fijałkiewicz et al., 2014; Mihalik et al., 2014). При этом максимальная активность ^{137}Cs не всегда наблюдается в самом верхнем торфяном горизонте. Часто имеет место смещение максимальной активности ^{137}Cs на несколько см вниз по разрезу, что, вероятно, связано с изменением по профилю физико-химических параметров, в первую очередь зольности и карбонатов, максимумы которых также наблюдаются в нижележащих горизонтах.

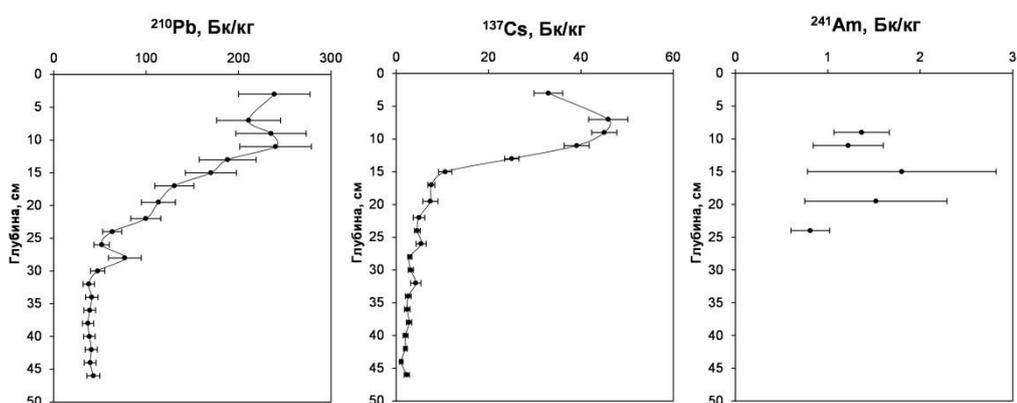


Рис. 4.14. Вертикальное распределение радионуклидов в торфяном разрезе Та-1.

Исключение составляет разрез Тн-1, в котором ^{137}Cs имеет схожий характер распределения не с зольностью и карбонатами, а органическим веществом, что, вероятно, связано с природой минеральных частиц, которые в составе данного торфяного профиля представлены преимущественно включениями песчано-кварцевых частиц, обладающих крайне низкой удерживающей способностью к ^{137}Cs . При этом решающая роль в неспецифическом связывании ^{137}Cs торфом данного разреза отводится, по-видимому, его органической части, что подтверждается его существующим распределением. Таким образом, высокая подвижность ^{137}Cs в верховых сфагновых болотах не позволяет надежно идентифицировать по пикам активности источники радиационного загрязнения территории, например, пик 1963 года, на который пришелся основной объем выпадений от атомных испытаний в атмосфере.

Удельная активность ^{90}Sr в торфяных залежах тундровой зоны, отобранных на территории Ненецкого автономного округа, варьирует в пределах от 0.2 Бк/кг до 2.6 Бк/кг для профиля Тн-1 и от <0.1 Бк/кг до 1.9 Бк/кг для профиля Тн-2. Средние активности ^{90}Sr в профилях Тн-1 и Тн-2 до глубины 30-32 см составляют 1.2 Бк/кг и 1.0 Бк/кг, соответственно. В торфяном профиле Тм-1, отобранном в Мурманской области, удельная активность ^{90}Sr изменяется в более широком диапазоне, чем в профилях Ненецкого округа, от 0.5 Бк/кг до 7.69 Бк/кг при средней активности 1.8 Бк/кг. Хотя основная активность ^{90}Sr , также как и ^{137}Cs , сосредоточена в верхней части разрезов, распределение ^{90}Sr по глубине имеет более сложный характер, чем распределение ^{137}Cs . Особенно это заметно для профилей Тм-1 и Тн-2, где наблюдается различное положение пиков активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs . Для профилей Тм-1 и Тн-2 вертикальное распределение ^{90}Sr имеет схожие черты с распределением водорастворимых солей, что отчасти объясняет его повышенную подвижность в торфяных отложениях и хорошо согласуется с данными по $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$.

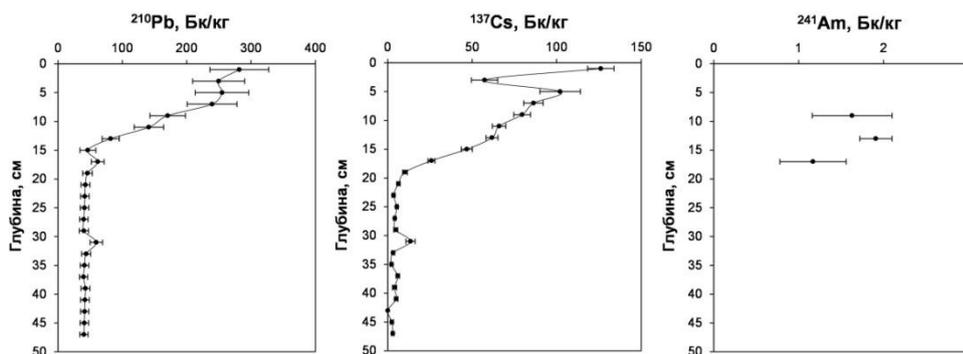


Рис. 4.15. Вертикальное распределение радионуклидов в торфяном разрезе Та-2.

В целом можно отметить, что средние активности ^{90}Sr в изученных торфяных залежах почти в 10 раз ниже, чем средние активности ^{137}Cs , хотя уровни загрязнения ^{90}Sr характерные для глобальных выпадений должны быть ориентировочно в два раза ниже, чем ^{137}Cs ($^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs} \sim 0.4-0.6$) (Ильин и др., 2017), что хорошо видно на примере поверхностного слоя прибрежных донных осадков Баренцева моря ($^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs} \sim 0.51$). Сравнительно низкая средняя активность ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs , обнаруженная в изученных торфяных разрезах, вероятно, обусловлена как особенностями переноса и выпадения этих радионуклидов из атмосферы, так и их отличиями в средстве к органической и минеральной части

торфа и, как следствие, разницей в вертикальной и латеральной подвижности в теле торфяной залежи. Таким образом, повышенная подвижность радионуклида ^{90}Sr может служить вероятной причиной его миграции как в более глубокие горизонты, так и за пределы торфяной залежи. По результатам радиоэкологических исследований верхнего органогенного слоя почв (0-2 см) в Мурманской области показано, что удельная активность ^{137}Cs варьирует в диапазоне 12-113 Бк/кг, в то время как удельная активность ^{90}Sr изменяется в пределах 3-18 Бк/кг (Матишов и др., 2014). Для лишайников региона характерно схожее соотношение активности ^{137}Cs и ^{90}Sr , 22.6 Бк/кг и 3.2 Бк/кг, соответственно (Матишов и др., 2014).

Для Архангельской области современные данные об активности ^{90}Sr в почвах в литературе не обнаружены, однако в дикорастущих ягодах в морошке, клюкве и чернике удельная активность ^{90}Sr варьирует в пределах 0.26 – 1.2 Бк/кг, при средней активности 0.35 Бк/кг (Унгурияну и др., 2023). В верхнем слое лесных почв (0-5 см) в Архангельской области удельная активность ^{137}Cs варьирует в диапазоне 20-50 Бк/кг (Лурье, Кубасова, 2015), что находится в пределах диапазона активности ^{137}Cs , обнаруженного в торфяниках Архангельской области в рамках данного исследования.

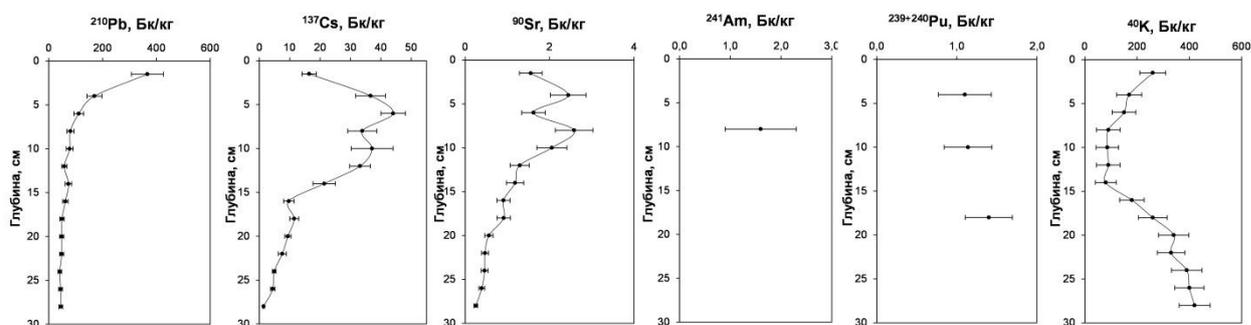


Рис. 4.16. Вертикальное распределение радионуклидов в торфяном разрезе Тн-1.

Необходимо отметить, что данных по активности ^{90}Sr в почвах (и ландшафтах вообще) условно фоновых территорий, значительно удаленных от источников радиационного загрязнения, например от Чернобыльской АЭС, крайне мало, что обусловлено трудностями определения ^{90}Sr , сопряженного со сложной радиохимической подготовкой образцов. Еще менее представительными являются исследования других долгоживущих техногенных радионуклидов, таких как

трансурановые элементы, что также связано с методическими сложностями их определения и низкими активностями, поступившими на поверхность земли условно фоновых территорий в основном в результате глобальных выпадений.

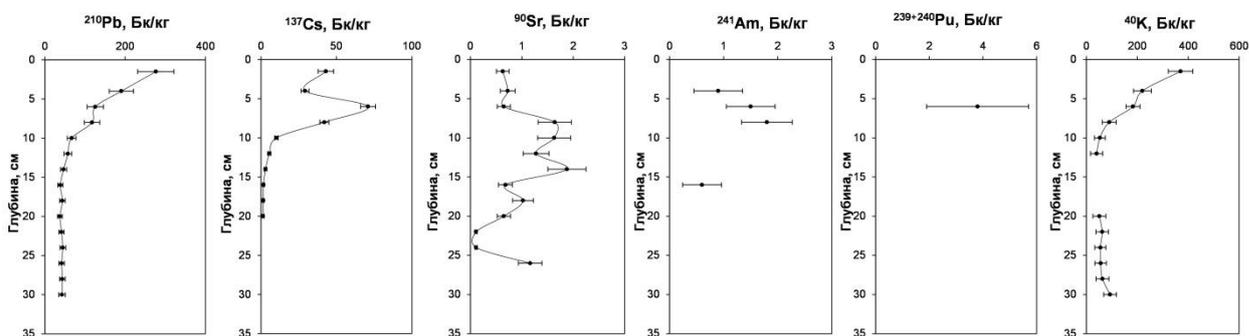


Рис. 4.17. Вертикальное распределение радионуклидов в торфяном разрезе Тн-2.

Для изученных торфяных отложений арктических районов в единичных пробах были обнаружены трансурановые элементы ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$. Удельные активности ^{241}Am , определенные гамма-спектрометрическим методом в торфяных разрезах Ненецкого автономного округа, варьируют от 0.6 ± 0.3 Бк/кг до 1.8 ± 0.5 Бк/кг, удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ для этих разрезов, фиксируемая в единичных горизонтах и определенная альфа-спектрометрическим методом после радиохимической подготовки, изменяется в диапазоне $1.1 \pm 0.3 - 3.8 \pm 1.9$ Бк/кг. В торфяном разрезе Мурманской области удельная активность ^{241}Am также крайне низкая и в тех горизонтах, где он был обнаружен, варьирует от 0.9 ± 0.5 до 1.7 ± 1.4 .

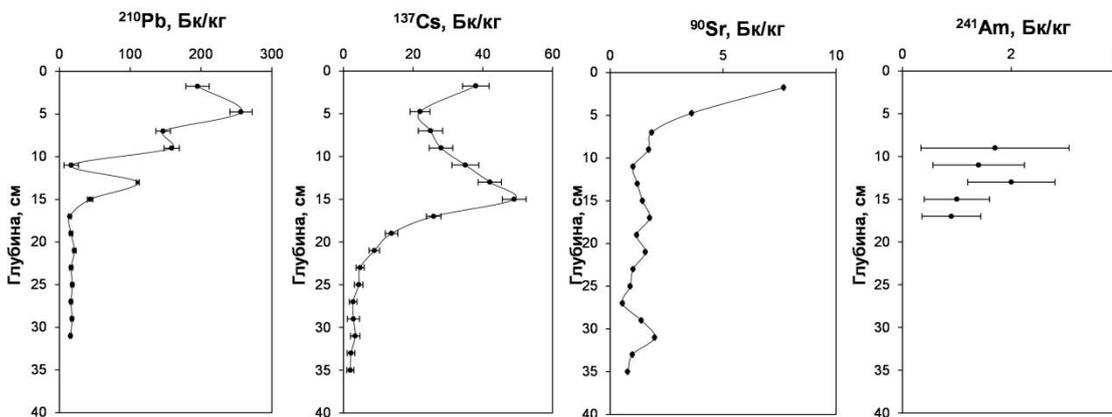


Рис. 4.18. Вертикальное распределение радионуклидов в торфяном разрезе Тм-1.

В торфяных разрезах Архангельской области удельная активность ^{241}Am варьирует от 0.8 ± 0.3 Бк/кг до 1.8 ± 1.0 Бк/кг, а активность $^{239+240}\text{Pu}$ варьирует от 2.1 ± 0.3 Бк/кг до 4.2 ± 0.6 Бк/кг. Как видно из данных, обнаруженные в единичных горизонтах активности $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am являются крайне низкими и с учетом довольно высокой погрешности их определения, это не позволяет сделать какие-либо выводы касательно особенностей их миграции по торфяной залежи. Тем не менее, эти радионуклиды обнаруживаются в верхних горизонтах залежей, но максимумы их активностей, как правило, не совпадают с максимумами ^{137}Cs , что, вероятно, связано с различной степенью подвижности техногенных радионуклидов в залежах. Так в работах (Казинская и др., 2012; Горяченкова и др., 2013) было показано, что Pu менее мобильный, чем Am, поскольку в большей степени связан с гуматами, в то время как Am преимущественно присутствует в составе подвижной части фульвокислот. Однако в нашем случае, очевидно, что любые рассуждения о характере миграции $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в торфяных отложениях, учитывая обнаруженные крайне низкие активности и высокие погрешности определения, будут носить спекулятивный характер. Тем не менее, полученные данные позволяют сравнить средние активности $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в изученных торфяниках с другими арктическими территориями. Так в торфяниках о. Шпицберген в настоящее время наблюдаются сравнительно высокие удельные активности $^{239+240}\text{Pu}$ достигающие 22.93 Бк/кг, а также ^{241}Am до 10.67 Бк/кг (Lokas et al., 2013). При этом также обнаруживается ^{238}Pu с активностью до 0.53 Бк/кг. Максимальные активности этих изотопов фиксируются в едином узком интервале глубин, соответствующих максимуму атмосферных испытаний, в котором также присутствует ^{137}Cs с активностью до 292 Бк/кг, что говорит о слабой миграционной способности всех радионуклидов после депонирования в условиях высокой Арктики. В условиях изученных в данной работе прибрежных торфяников Западного сектора Российской Арктики, во-первых, активности техногенных радионуклидов значительно ниже, во-вторых, миграция изотопов более выражена, что хорошо видно по распределению ^{137}Cs и ^{90}Sr (с некоторой долей условности можно отметить и миграцию $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am).

По результатам статистического анализа данных по изученным торфяным разрезам можно выделить ряд доминирующих факторов, контролирующих

накопление и миграцию радионуклидов в рассматриваемых торфяных залежах (рис. 4.19).

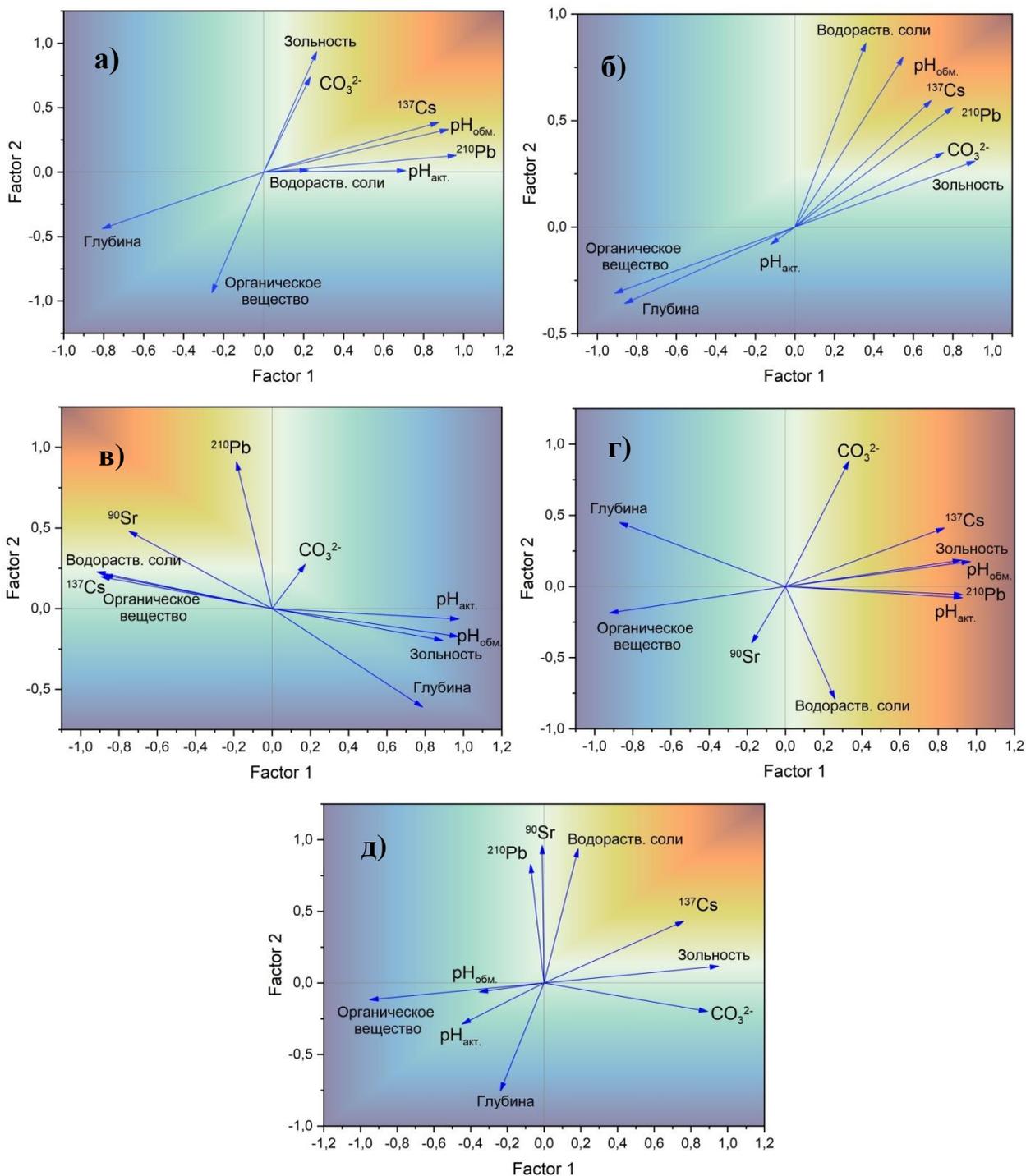


Рис. 4.19. Результаты факторного анализа набора данных по торфяным разрезам Западного сектора Российской Арктики (а – Та-1, Мезенский район Архангельской области; б – Та-2, Приморской район Архангельской области; в – Тн-1, Ненецкий АО, г – Тн-2, Ненецкий АО; д – Тм-1, Мурманская область).

Так, на графиках факторного анализа отмечается, что активности радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{210}Pb в основном контролируются зольностью, содержанием карбонатов и водорастворимых солей, что подтверждает атмосферный канал поступления указанных радионуклидов. Обнаруживается также закономерная связь радиоактивных изотопов с параметрами рН, что указывает на то, что кислотность является одними из ключевых факторов, определяющих подвижность радионуклидов в торфяных залежах (Frohne, 2011). Однако для разреза Тн-1 в большей степени проявляется связь радионуклидов с содержанием органического вещества, а не с зольностью, что уже отмечалось выше. Для этого разреза также характерным является отсутствие значимой связи активностей радионуклидов и параметра рН, что связано с явно выраженным разнонаправленным влиянием остальных физико-химических параметров залежи.

Таким образом, для обследованных в работе бореальных торфяников обнаруживается сложная структура связей радионуклидов с физико-химическими параметрами торфяных отложений: рН, содержанием зольных компонентов и органического вещества, водорастворимых солей, при этом обнаруживаются как схожие тенденции, так и некоторые отличительные черты, что связано, по-видимому, с индивидуальными особенностями их формирования и функционирования, в том числе типом подстилающих пород, уровнем залегания и химическим составом грунтовых вод, близостью моря и др., а также уровнем антропогенной нагрузки.

4.2.3. Оценка скоростей накопления торфяных отложений по радиоактивным изотопам

Оценка скоростей накопления торфа является важным параметром, позволяющим получить ценную информацию о последних региональных изменениях климатических условий и загрязняющих нагрузок (Hendon et al., 2004; Zaccone et al., 2007; Roux, Marshall, 2011; Parry et al., 2013; Lokas et al., 2013; Hansson et al., 2014; Mroz et. al., 2017; Li et al., 2017). Установление точных скоростей седиментации торфа имеет решающее значение для реконструкции палеоклиматических и палеоэкологических условий, когда экстраполяция

скоростей седиментации может быть использована для временных масштабов, находящихся далеко за пределами диапазона используемого метода. Наиболее широкое применение в практике оценки скоростей накопления молодых осадочных отложений, в том числе торфа, находит метод неравновесного свинца (Gelen et al, 2003; Lubis, 2006; Appleby, 2008; Ali et. al., 2008; Matamet, Bonotto. 2018; Aquino-Lopez et al., 2020).

Изотоп ^{210}Pb , имеющий период полураспада 22.3 года, является продуктом распада ^{222}Rn , который эмануруется из пород в атмосферу и обратно выпадает на поверхность торфяников с аэрозолями (Lubis, 2006). Часть ^{210}Pb , поступающая из атмосферы, называется избыточным или неравновесным свинцом-210 и строго связана с процессами осадконакопления. Другая часть ^{210}Pb образуется внутри матрицы торфа в связи с распадом ^{226}Ra и находится с ним в равновесии (Ali et. al., 2008). Отсюда следует, что неравновесный свинец-210 определяется как разница между активностью ^{210}Pb , определенного для самого верхнего слоя, и активностью равновесного ^{210}Pb . Активность неравновесного ^{210}Pb в каждом нижележащем слое торфа снижается в соответствии с законом радиоактивного распада, пока в самых нижних горизонтах не достигнет равновесия. Для осадков с возрастом более 150 лет, перекрытых более молодыми отложениями, этот радионуклид в основном находится в радиоактивном равновесии с ^{226}Ra (Лаптев, Войцехович, 2009), что определяет предельный диапазон применимости метода 0 – 150 лет. Для оценки загрязняющих нагрузок и климатических изменений, связанных с началом индустриальной эры, этот диапазон является оптимальным (Olid et. al., 2013).

В данной работе скорости накопления торфяных отложений были изучены с использованием модели постоянного потока Constant Rate of Supply – CRS, которая подразумевает, что атмосферный поток ^{210}Pb на поверхность болота не изменяется в зависимости от изменения скорости накопления торфа (Appleby, 2008; Cordoba et al., 2017). Для оценки неопределенности скоростей накопления торфа использовался метод Монте-Карло (Sanchez-Cabeza et al., 2012).

Средние скорости накопления торфа для изученных залежей составили: для Мурманской области Тм-1 – 0.34 ± 0.03 см в год⁻¹, для Архангельской области ТА-1 – 0.41 ± 0.12 см в год⁻¹ и Та-2 – 0.44 ± 0.12 см в год⁻¹, для Ненецкого АО Тн-1 – 0.29 ± 0.06 см в год⁻¹ и Тн-2 – 0.31 ± 0.03 см в год⁻¹. Таким образом, отмечается

некоторая закономерность изменения скорости накопления торфа в различных природно-климатических зонах изученной территории. Так, в зоне северной тайги и переходной зоне от северной тайги к лесотундре Архангельской области средние скорости накопления торфа составляют 0.44 и 0.41 см в год⁻¹, соответственно, а в тундровой зоне Мурманской области и Ненецкого АО средние скорости накопления торфа варьируют в диапазоне 0.29 – 0.31 см в год⁻¹. Если скорости накопления торфа для разрезов Архангельской области осреднить для интервалов глубин 0-32 см, соответствующих мощностям отобранных в тундровой зоне разрезов, то скорости накопления возрастут до 0.50±0.14 см в год⁻¹ для ТА-1 и 0.52±0.14 см в год⁻¹ для Та-2.

Таким образом, установлено, что средние скорости аккумуляции торфа значимо снижаются от зоны северной тайги и лесотундры к тундровым ландшафтам от 0.29±0.06 см¹ до 0.52±0.14 см в год⁻¹. Это связано с меньшей продуктивностью биомассы в холодных климатических условиях тундровой зоны, что препятствует активному формированию торфяной залежи. В целом повышенные скорости накопления торфа характерны для верхней части торфяных профилей, где наблюдается минимальное уплотнение торфа.

Другим важным параметром, который можно получить из анализа активности, ²¹⁰Pb является атмосферный поток ²¹⁰Pb на поверхность торфяников, позволяющий оценивать потоки загрязняющих веществ из атмосферы и закономерности распределения загрязняющих нагрузок в различных ландшафтах (Preiss et al., 1996). Атмосферный поток ²¹⁰Pb, рассчитанный для изученных торфяных разрезов, 80-167 Бк м⁻² год⁻¹ близок к диапазону, характерному для других территорий Северной Европы – Финляндии, Швеции, Эстонии (50-116 Бк м⁻² год⁻¹) (табл. 4.1). Однако между изученными районами есть значимые отличия в значениях потока ²¹⁰Pb. Так, для торфяных залежей зоны северной тайги и переходной зоны от северной тайги к лесотундре в Архангельской области атмосферный поток ²¹⁰Pb варьирует в диапазоне 80-92 Бк м⁻² год⁻¹, а то время как для торфяных залежей тундровой зоны поток ²¹⁰Pb изменяется в диапазоне 108-167 Бк м⁻² год⁻¹.

Известно, что при движении на север атмосферный поток ²¹⁰Pb должен снижаться за счет уменьшения активности ²²²Rn в приземном слое (Preiss et al., 1996; Mroz et al., 2017). Однако полученные в диссертационной работе данные

показывают, что атмосферный поток ^{210}Pb наоборот увеличивается от зоны северной тайги к тундре от 80 до 167 ± 59 Бк м^{-2} год^{-1} .

Таблица 4.1. Атмосферный поток ^{210}Pb для некоторых регионов Восточной и Северной Европы, а также Западного сектора Российской Арктики.

Регион	Поток ^{210}Pb , Бк м^{-2} год^{-1}	Источник
Северное Полушарие (30° – 60°)	117	Preiss et al., 1996
Южная часть Польши	131-160	Mroz et al., 2017
Юго-Восточная часть Беларуси	240	Спиров и др., 2020
Северо-Восток Эстонии	116	Realo, Realo, 2005
Южная часть Финляндии	50–80	Paatero et al., 2015
Центральная часть Швеции	78	Persson, 1970
Западный сектор Российской Арктики	80-167	Данная работа

Вероятно, повышенный поток ^{210}Pb для торфяников тундровой зоны объясняется активным ветровым переносом пыли и частиц минерального грунта с участков с деградировавшим растительным покровом в результате хозяйственной деятельности человека, расположенных вблизи районов опробования, что отчетливо видно по высокой зольности приповерхностного слоя торфа до 50% на примере разреза Тн-2 Ненецкого АО (рис. 4.20).

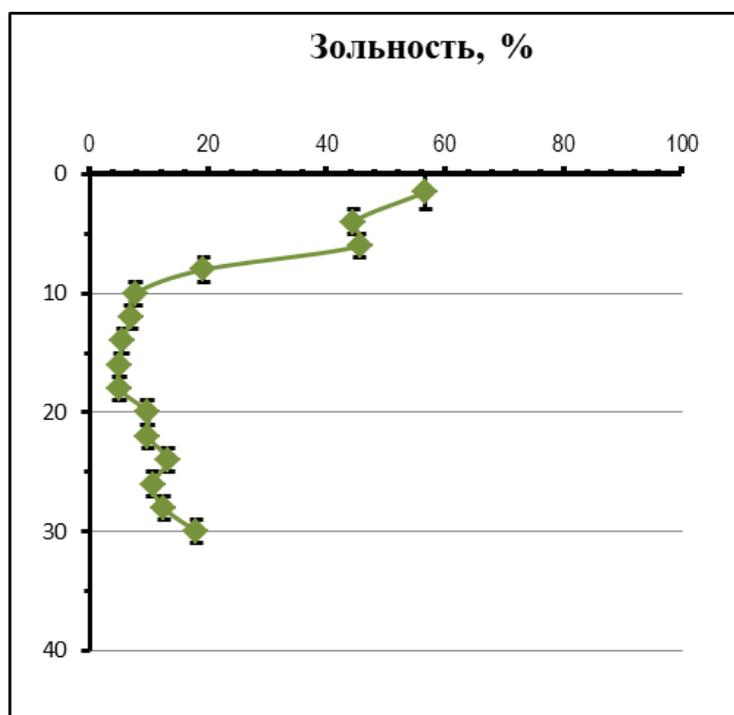


Рис. 4.20. Изменение параметра зольности с глубиной в торфяном профиле Тн-2, отобранного в Ненецком автономном округе.

В верхних горизонтах торфяных разрезов Ненецкого АО также наблюдаются высокие активности литогенного ^{40}K до 370 Бк/кг, что указывает на активный перенос минеральных и пылеватых частиц на поверхность болота (рис. 4.20). Вообще проблема деградации тундрово-болотных ландшафтов является острой проблемой для Российской Арктики (Шарафутдинов и др., 2022). В первую очередь деградация торфяного покрова в тундре происходит в результате воздействия гусеничной техники, что приводит к разрывам сплошности торфяного покрова, изменениям микрорельефа и геокриологических условий, развитию активных эрозионных процессов (Игловский, 2007; Трегубов, 2010). В работе (Сариев и др., 2021) показано, что проход гусеничного вездехода со средним давлением на грунт 47 кПа на каждые 10 км маршрута выводит из строя 1 га поверхности тундры. Крайне актуальной эта проблема является и для территории Ненецкого АО (Ненецкое..., 2017).

Таким образом, полученные данные дают основания для использования параметра атмосферного потока ^{210}Pb для выделения участков подверженных антропогенному воздействию и оценки степени нарушенности тундрово-болотных ландшафтов. Кроме этого, данные атмосферного потока ^{210}Pb на поверхность торфяников могут использоваться для количественного расчета поступления загрязняющих веществ в Арктике.

4.2.4. Ограничения радиоизотопных методов при датировании торфяных отложений

Результаты исследования вертикального распределения техногенных радионуклидов в торфяных залежах Западного сектора Российской Арктики показывают, что надежное определение скоростей накопления и возраста торфа по изотопам, маркирующим радиационные события в условиях изученной территории, может быть затруднено, что связано с различной степенью подвижности техногенных радионуклидов в торфяном массиве. Например, для определения скоростей накопления морских отложений часто используется ^{137}Cs , который, во-первых, сравнительно легко определяется аналитически, и, во-вторых, слабо мигрирует в донных осадках, что позволяет выполнять датирования к

привязке к пикам активности, соответствующим максимуму выпадений от атмосферных испытаний (1963 год) и выбросам от аварии на Чернобыльской АЭС (1986 год) (Сидоров, Проскурнин, 2018). При сравнительно высокой плотности выпадений техногенных радионуклидов в горизонтах, маркирующих по ^{137}Cs радиационные события, часто обнаруживаются изотопы ^{241}Am , ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$, которые также позволяют оценить скорости накопления осадков (Терещенко, Пархоменко, 2021). В случае изученных торфяных отложений Западного сектора Российской Арктики использовать ^{137}Cs для целей оценки скоростей накопления торфа и соответственно датирования не представляется возможным в связи с его высокой миграционной способностью. Другие важные маркеры техногенных радиационных воздействий, такие как ^{241}Am и изотопы Pu, которые, как указывается в литературе, несколько менее подвижны в торфяных отложениях, чем ^{137}Cs (Kresting, 2013; Mihalik et al., 2014), также не могут быть использованы в качестве надежных хронометрических маркеров, поскольку их трудно обнаружить в изученных торфяниках по причине их крайне низких активностей и методических сложностей определения как методом гамма-спектрометрии для ^{241}Am , так и альфа-спектрометрии с радиохимическим выделением для изотопов Pu.

В связи с этим в условиях торфяных отложений Западного сектора Российской Арктики, единственной альтернативой методу датирования по маркирующим радиационные события горизонтам, является использование метода неравновесного свинца ^{210}Pb , который считается наименее подвижным среди радионуклидов атмосферных выпадений (Vile et al., 1999; Appleby, 2008). Описанные в предыдущем разделе данные по скоростям накопления торфа получены с использованием этого метода. Однако эта методика также не может являться универсальной, поскольку основана на ряде допущений: (1) скорость осаждения ^{210}Pb из атмосферы на поверхность торфяника постоянна; (2) постакумуляционные нарушения накопленного торфа отсутствуют; (3) содержащийся в воздухе ^{210}Pb иммобилизуется на поверхности болота и захоранивается по мере вертикального роста торфа; (4) изменение окислительно-восстановительных условий и колебания уровня торфяной воды не приводит к миграции ^{210}Pb по разрезу (Livett, 1988; Clymo et al., 1990; Vile et al., 1999; Mroz et

al., 2017). Анализ вертикального распределения ^{210}Pb в изученных торфяниках в целом отвечал критериям применимости метода, что позволило получить данные по скоростям накопления (раздел 3.3.3). В то же время отмечается, что в ряде случаев может наблюдаться значительная вертикальная миграция ^{210}Pb вниз по торфяному разрезу, при которой распределение ^{210}Pb , обусловленное, вероятно, вариациями геохимическими параметров залежей, не отвечает монотонному экспоненциальному снижению активности (Biester et al., 2007; Klaminder et al., 2011; Swanek et al., 2021; Прейс, 2012; Прейс и др., 2021). Таким примером для региона исследования служит торфяной разрез, отобранный в пределах Иласского болотного массива, расположенного в Приморском районе Архангельской области в ~ 25 км южнее г. Архангельска (торфяной разрез ИСНО-1, рис. 4.21). Так, максимум активности ^{210}Pb (310.8 Бк/кг) приходится на самый верхний горизонт, что является закономерным, учитывая атмосферный канал поступления ^{210}Pb .

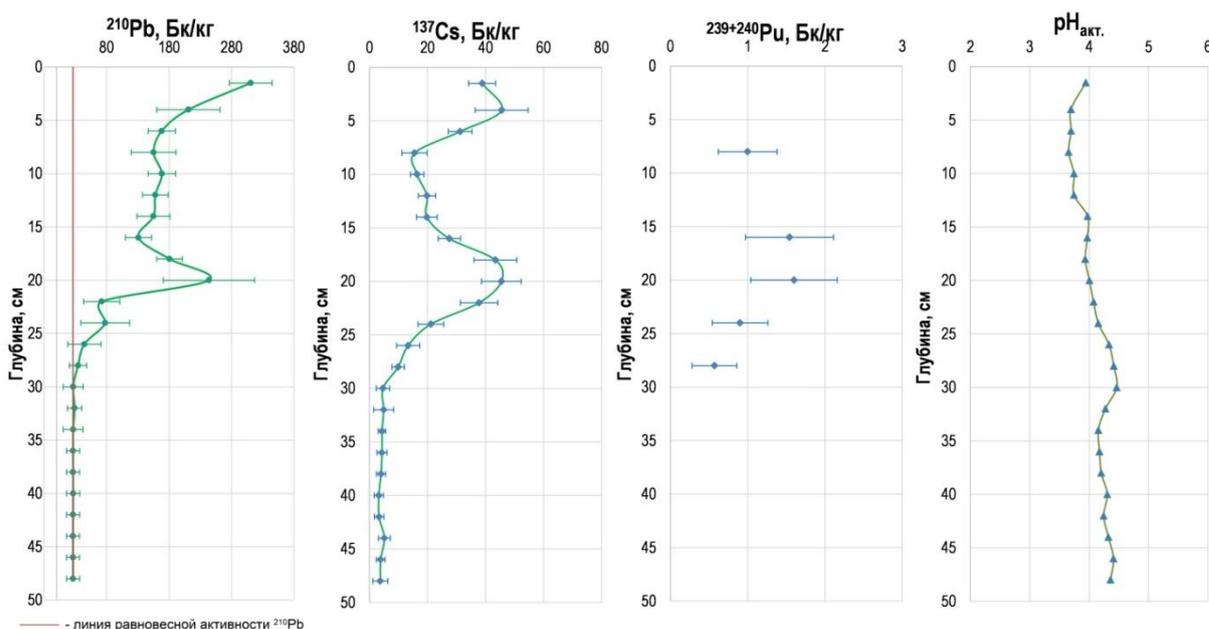


Рис. 4.21. Вертикальное распределение радионуклидов ^{210}Pb , ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$, а также величины pH в торфяном разрезе ИСНО-1 (Архангельская область).

Ниже горизонта 35-37 см активность ^{210}Pb перестает изменяться и составляет во всех нижележащих горизонтах ~ 26 Бк/кг. Очевидно, что ниже горизонта 35-37 см практически отсутствует избыточный атмосферный свинец и наблюдаемая активность ^{210}Pb в этих горизонтах является поддерживаемой за счет распада ^{226}Ra . Однако близкое к экспоненциальному снижению ^{210}Pb в верхней части торфяного

профиля прерывается пиком активности на горизонте 19-21 см, составляющим 243.9 Бк/кг. Наличие в торфяном разрезе горизонта (19-21 см) с активностью ^{210}Pb близкой к уровню современного поступления ^{210}Pb из атмосферы, свидетельствует о нисходящей миграции этого радионуклида вниз по торфяному профилю.

Такое распределение ^{210}Pb может затруднить получение достоверных датировок с использованием «классического» метода датирования CRS (Appleby, 2008), поскольку метод расчета основан на предположении о полном связывании свинца торфом (и соответственно крайне низкой его миграции). Связывание свинца торфом в значительной мере определяется хемосорбционными процессами, обусловленными наличием в торфе ионогенных групп (Масленников, 1994), и зависит от его концентрации и pH в торфяной залежи (Husson, 2013, Schleich et al., 2000). В связи с этим для оценки степени связывания свинца верховым торфом для конкретного разреза ИСНО-1 выполнено экспериментальное моделирование в статических условиях (Рис. 4.22). Результаты моделирования показывают, что иммобилизация Pb усиливается с ростом pH в интервале от 2 до 6.

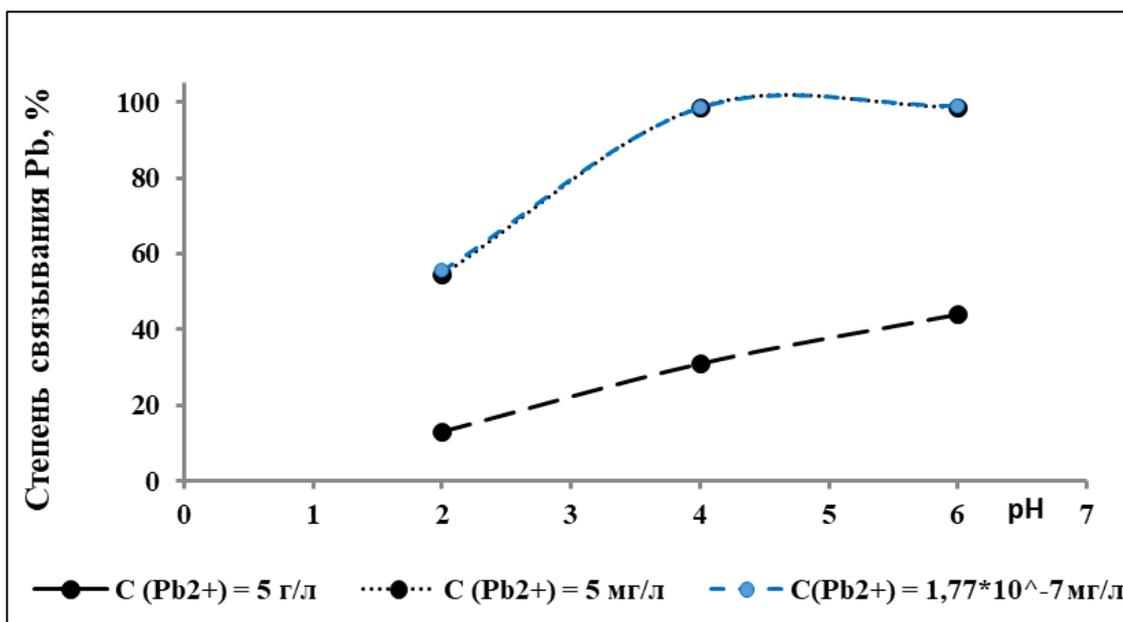


Рис. 4.22. Влияние pH на связывание Pb^{2+} верховым торфом Иласского болотного массива (разрез ИСНО-1).

В области низких концентраций (5 мг/л) связывание Pb^{2+} торфом в выбранном интервале pH составило 54.5 – 99.0 %, а в области экстремально высоких (5 г/л) концентраций 13 – 44 %. При этом величина предельной абсорбции составила 220 мг/г, что находится в пределах значений, полученных для торфов Европейского

Севера РФ. Связывание свинца в области ультрамалых концентраций ($1.77 \cdot 10^{-7}$ мг/г, что эквивалентно активности ^{210}Pb в 50 кБк/кг абсолютно сухого торфа и в среднем в 100 раз превышает активность торфа, характерную для приповерхностного слоя залежей болот исследуемой территории) варьируется от 55.5 до 99.0 %.

Полученные результаты, с одной стороны, позволяют говорить о достаточно высокой связывающей способности торфа в условиях изученной залежи по отношению к свинцу, а с другой - позволяют сделать вывод о действительно низкой подвижности свинца, которая, однако, может увеличиваться в низкой области pH 2-4 ед. Так, активная кислотность в изученном разрезе ИСНО-1 до глубины 20 см находится на уровне ниже pH 4 и варьирует в диапазоне pH 3.66 – 3.95 (рис. 4.21). В то же время натурные экспериментальные исследования межфазного распределения свинца-210 не позволили достоверно обнаружить наличие миграционно-способных форм ^{210}Pb непосредственно в торфяной залежи (растворенных и связанных со взвешенными частицами). Несмотря на то, что степень химического связывания свинца торфом в области pH 4-6 ед. достигает 98-99 %, это не исключает его механическое перемещение в залежи в связанном с тонкодисперсной фракцией органической части торфа в результате разложения органического вещества торфа, био- и криотурбации внутри акротельма (Aboal et al., 2010; Olid et al., 2013). Этот механизм миграции ^{210}Pb в условиях Иласского болотного массива Архангельской области, вероятно, также имеет место быть.

Однако, очевидно, что процессы био- и криотурбации не могут обеспечить столько значимую нисходящую миграцию ^{210}Pb , которая наблюдается для разреза ИСНО-1 и приводит к формированию горизонта повышенной активности на глубине 19-21 см. Поскольку нисходящая миграция свинца-210 охватывает только верхнюю часть залежи, то основным механизмом миграции ^{210}Pb может служить его вымывание атмосферными осадками. Как правило, самые верхние слои торфа (акротельм), состоящие из живых сфагновых мхов, менее уплотнены, имеют высокую пористость и высокую гидравлическую проводимость (Ponomareva et al., 2021). В результате чего, например, во время сильного дождя некоторая часть аэрозольных частиц, с которыми связан ^{210}Pb , может проникать вглубь торфяной залежи, не успевая образовывать прочные связи с органическим веществом торфа.

Возможность проникновения в нижележащие слои торфяной залежи аэрозольных частиц была показана для торфяников Германии, где в верхних слоях торфа было обнаружено несоответствие между среднегодовым потоком ^{210}Pb непосредственно в атмосферных осадках и активностью ^{210}Pb в верхнем слое торфяника, что говорило о не полном связывании свинца органическим веществом торфа и о вымывании ^{210}Pb (Shotyk et al., 2015). Доходя до горизонтов с большим уплотнением, вероятно, происходит накопление вымытого из верхних горизонтов ^{210}Pb . Сравнительно быстрое вымывание дождевыми осадками аэрозольных частиц из верхних слоев торфа показано на примере короткоживущего космогенного изотопа ^7Be ($T_{1/2}=53.3$ дня), который также как ^{210}Pb прочно связывается органическим веществом торфа, но при этом обнаруживается в измеряемых количествах в торфяной залежи на глубине до 20 см (Hansson et al., 2014). Однако полученные данные по активности ^{210}Pb в торфяных залежах изученной территории показывают, что резко нарушенное распределение ^{210}Pb по торфяным разрезах скорее является исключением (например, разрез ИСНО-1) и вероятно обусловлено совокупностью факторов, определяющих вымывание некоторой части свинца из верхних горизонтов конкретной залежи – видовой состав болотной растительности, физико-механические характеристики верхних горизонтов торфа, компонентный состав органического вещества торфа, состав и размеры аэрозольных частиц, содержащих ^{210}Pb и другие факторы. Таким образом, проблема установления конкретных механизмов миграции ^{210}Pb , зависящих от множества факторов, в настоящее время далека от разрешения и требует дальнейших исследовательских усилий. Тем не менее, в отсутствие надежных количественных параметров миграции ^{210}Pb , когда в изучаемом разрезе наблюдается сложное вертикальное распределение и выраженная нисходящая миграция свинца-210, в первом приближении можно восстановить начальное распределение ^{210}Pb в залежи, которое можно будет использовать для датирования стандартными средствами. Для этого для рассматриваемого разреза ИСНО-1 было выполнено датирование на основе модифицированной модели IP-CRS (Initial Penetration – Constant Rate of Supply) (Olid et al., 2016). Данная модель позволяет, на основе исходных данных об активности ^{210}Pb в каждом слое торфа, мощности предполагаемой зоны вымывания (в нашем случае 0-16 см), положения горизонта

вымывания (16-22 см), средней скорости прироста массы торфа и значения скорости вымывания ^{210}Pb , оценить количество свинца-210, которое было перемещено в объеме торфа. В модели также учитывался вклад в миграцию ^{210}Pb био- и криотурбации, рассматриваемый как диффузионный процесс с постоянным коэффициентом диффузии, принятый согласно (MacKenzie et al., 1997) равным $0.10 \text{ см}^2/\text{год}$. Расчеты выполнялись с помощью программного обеспечения Matlab. Подробно алгоритм расчетов для разреза ИСНО-1 приведен в работе (Yakovlev et al., 2023).

Полученные в результате расчетов по модели IP-CRS данные о количестве вымытого из каждого горизонта свинца-210, позволили восстановить распределение ^{210}Pb по торфяному разрезу, которое отвечало требованиям модели CRS (монотонное экспоненциальное снижение активности ^{210}Pb), что дало возможность выполнить датирование разреза ИСНО-1 (рис. 4.23).

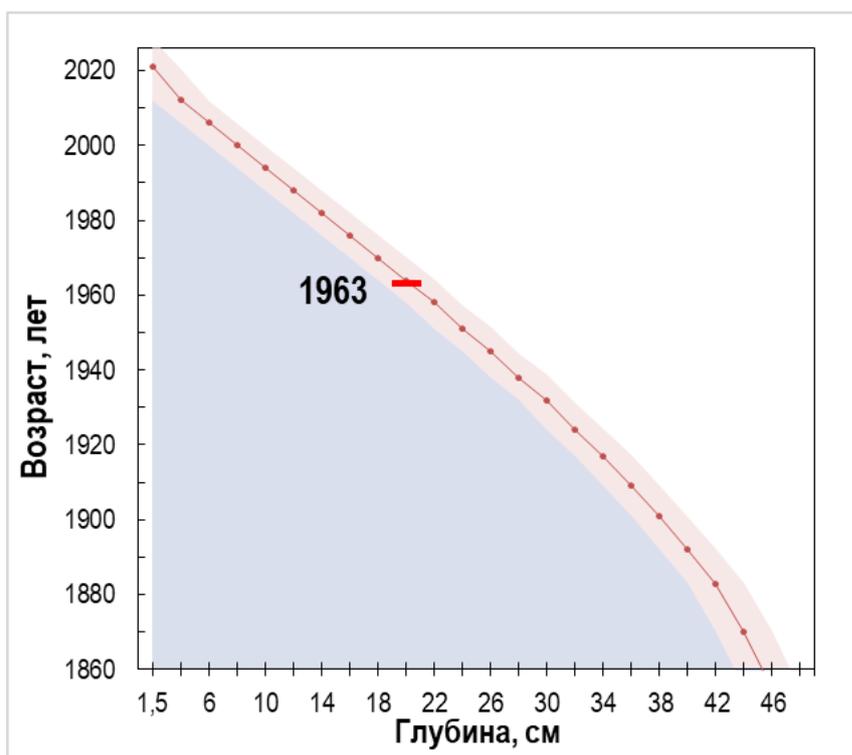


Рис. 4.23. Результаты датирования торфяного разреза ИСНО-1 по модели IP-CRS (Иласский болотный массив, Архангельская область)

Так, достоверность полученной хронологии торфяного разреза ИСНО-1 можно косвенно оценить по положению обнаруженных пиков активностей $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs на глубине 20 см, возраст формирования которого соответствует 1964 году.

С учетом обозначенных выше проблем с обнаружением в торфяных разрезах изотопов Pu и выраженной миграцией ^{137}Cs , к данным независимых хронологических маркеров нужно относиться с осторожностью.

Тем не менее, полученные возрастные характеристики разреза ИСНО-1 (рис. 4.23) не противоречат данным по средней скорости накопления торфа по другим изученным торфяным разрезам Архангельской области ($0.41\text{-}0.44\text{ см в год}^{-1}$), что в целом подтверждает целесообразность использования модели IP-CRS для оценочных хронологических построений. В то же время, если выполнять оценки возраста торфа с использованием только исходных данных по активности ^{210}Pb в разрезе, без учета миграции свинца, то это может приводить к существенным ошибкам. Так, в результате датирования исходных данных по ^{210}Pb для разреза ИСНО-1 с использованием стандартной модели CRS, год формирования слоя 20 см был оценен как 1978 (Yakovlev et al., 2023). В любом случае, очевидно, что наиболее точные оценки возраста могут быть получены только на основе математической модели, которая бы охватывала все многообразие физических, геохимических и биологических процессов, происходящих в торфяной залежи, влияющих на миграцию ^{210}Pb и других радионуклидов.

4.3.5. Оценка источников техногенных радионуклидов в торфяниках

Правильная оценка хронологии торфяной залежи с сопоставлением результатов датирования с маркерами радиационных событий актуализирует необходимость установления источников техногенного радиационного загрязнения торфяно-болотных экосистем Западного сектора Российской Арктики. Для оценки источников радиационного загрязнения, как правило, используется метод расчета отношений активностей техногенных радионуклидов (Masque et al., 2007; Lokas et al., 2013). Считается, что основным источником являются радионуклиды глобальных выпадений, образованных в результате атмосферных испытаний проведенных в атмосфере до 1963 года и за счет стратосферного переноса выпавших на поверхность земли (АМАР, 2015). Установлено, что изотопные отношения основных техногенных радионуклидов $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$, $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$, $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$, $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$, характерные для глобальных выпадений составляют

0.6, 0.025, 0.04, 0.37, соответственно, и что является ориентиром при радиоэкологических исследованиях (Kirchner, Noack, 1990; Kershaw, Baxter, 1995; Skipperud et al., 2004; Lee et al., 2013). Однако изотопные отношения, обнаруживаемые в различных объектах окружающей среды Арктики, не всегда соответствуют глобальным выпадениям, что, вероятно, свидетельствует о вкладе других источников загрязнения (Lokas et al., 2013, 2017). Так, для тундровых почв Ненецкого АО также было показано, что указанные изотопные отношения значительно отличаются от глобальных выпадений по средним значениям и по наклону линейной регрессии (Puchkov, Yakovlev, 2023). В большей степени это проявлено для значения $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$, составляющего 0.102, что может свидетельствовать о возможном вкладе чернобыльских выпадений, характеризующихся избыточностью ^{238}Pu (Mietelski et al., 2001). Можно предположить, что подвижность различных техногенных изотопов в тундровых почвах, тем более в такой условно агрессивной среде как кислые торфяные почвы, может быть разная, что приводит к искажению изотопных отношений и отклонению их от значений глобального фона. К тому же, изотопы плутония из-за крайне низких фоновых активностей трудно обнаружить и измерить с достаточной точностью методом альфа-спектрометрии с радиохимическим выделением. Измерение содержания отдельных изотопов плутония ^{239}Pu и ^{240}Pu , выполненное в Институте радиобиологии НАН Беларуси с помощью квадрупольного масс-спектрометра с индуктивно связанной плазмой (ICP Q-MS) Elan DRC-e, Perkin Elmer, показало, что среднее значение атомного отношения $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ для торфяников Архангельской области (разрезы Та-1 и Та-2) близко к значению глобальных выпадений 0.182 (Kelley et al., 1999). Однако в изученных профилях на глубинах 11-14 см отмечаются повышенные значения $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 0.292 – 0.315 (рис. 4.24), которые по результатам ^{210}Pb -датирования соответствует временному отрезку 1985-1988 гг.

Можно предположить, что дополнительным источником техногенной радиоактивности, фиксируемой в торфяниках Западного сектора Российской Арктики, являются выпадения от аварии на Чернобыльской АЭС, для которых характерно атомное отношение $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu} \sim 0.38-0.41$ (Muramatsu et al., 2000; Lindahl et al., 2004). Вклад чернобыльского Pu обнаруживается в различных районах Северной Европы (Mietelski, 2001; Quinto et al., 2013; Mietelski et al., 2016).

В лишайниках Швеции атомное отношение $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ варьирует от 0,16 до 0,44, вклад чернобыльского Pu в общие глобальные выпадения на этой территории оценивается от 15% до 70% (Lindahl et al., 2004).

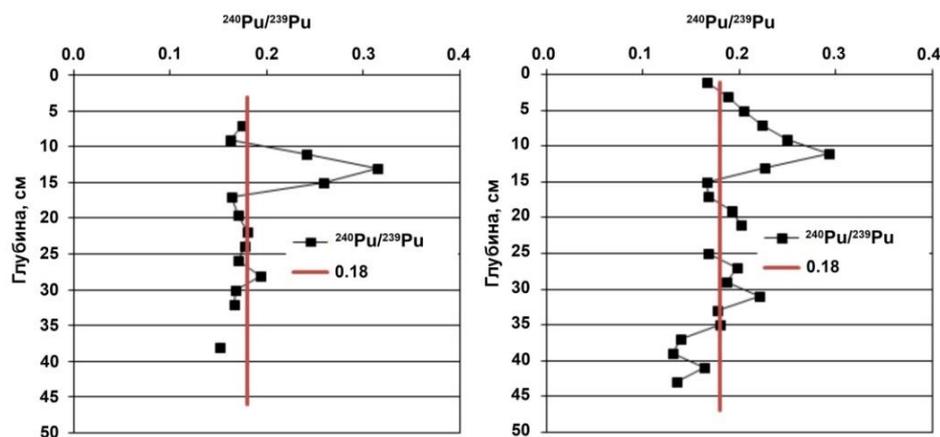


Рис. 4.24. Атомное отношение $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ в торфяных разрезах Архангельской области.

В Финляндии вклад чернобыльского Pu оценивается примерно 10% от уровня глобальных выпадений (Paatero et al., 1998). В почвах Шпицбергена отношение $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ достигает 0.241 (Lokas et al., 2013). Несмотря на то, что основная часть слаболетучего плутония выпала в 30-км зоне отчуждения Чернобыльской АЭС (Лукашенко и др., 2021), распространению плутония на значительные расстояния способствовала возгонка высших оксидов Pu, в результате чего изотопы плутония обнаруживаются в цезиевых пятнах от выбросов чернобыльской аварии (Романенко и др., 2006).

Таким образом, полученные данные по торфяникам Западного сектора Российской Арктики, свидетельствуют о том, что основным источником техногенного радиационного загрязнения являются глобальные атмосферные выпадения. В то же время анализ изотопных и атомных отношений техногенных радионуклидов свидетельствует о некотором вкладе предположительно чернобыльских выпадений. Однако очевидная подвижность различных изотопов по профилю и методические ограничения в определении низких активностей техногенных радионуклидов требуют проведения дополнительных исследований.

4.3.6. Оценка дозовых нагрузок от техногенных радионуклидов для животных торфяно-болотных экосистем

Вне зависимости от источников радиационного загрязнения техногенные радионуклиды, обнаруживаемые в торфяных отложениях Западного сектора Российской Арктики, очевидно создают дополнительные дозовые нагрузки на биоту торфяно-болотных экосистем, что требует оценки радиоэкологических рисков. На основе полученных данных выполнена оценка доз облучения техногенными радионуклидами для наиболее уязвимых краснокнижных животных, обитающих в пределах торфяно-болотных экосистем Западного сектора Российской Арктики на примере северной части Архангельской области: Приморский и Мезенский районы. Были выбраны следующие виды: обыкновенная гадюка (*Vipera berus*), лесной гуменник (*Anser fabalis*), серый сорокопуд (*Lanius excubitor*), северный олень (дикий) (*Rangifer tarandus*). При расчете доз внешнего облучения использовался программный продукт BiotaDC v.1.5.1. Выбор параметров для расчетной модели проводился в соответствии с рекомендуемыми примерами Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ). Для каждого вида получены дозовые коэффициенты, которые позволили рассчитать мощность внешней поглощенной дозы излучения от техногенных радионуклидов для животных торфяно-болотных экосистем.

Установлено, что мощность внешней поглощенной дозы от ^{137}Cs превышает на 1-3 порядка величины других изученных изотопов (рис. 4.25).

Наибольшее значение мощности внешней поглощенной дозы ^{137}Cs среди рассмотренных видов отмечено для обыкновенной гадюки до $1.92 \cdot 10^{-2}$ мкГр/ч, что очевидно связано с образом жизни этого животного. Для остальных животных значение мощности внешней поглощенной дозы ^{137}Cs не превышает 5.20×10^{-3} мкГр/ч. Для изотопов трансурановых элементов ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ характерно минимальное значение мощности поглощенной дозы для всех животных независимо от местообитания и варьирует в пределах от $n \cdot 10^{-8}$ до $n \cdot 10^{-6}$ порядка величины. Низкие значения мощности поглощенной дозы от этих изотопов обусловлены тем, что альфа-излучающие изотопы при распаде оказывают наибольший биологический эффект будучи инкорпорированными в биологические

ткани. Поэтому основной вклад в дозовую нагрузку они будут оказывать за счет внутренней, а не внешней поглощенной дозы.

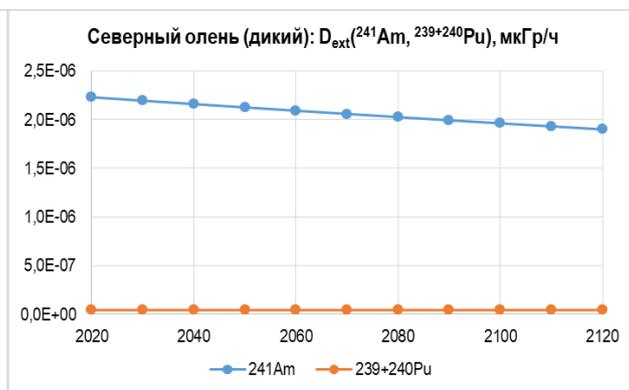
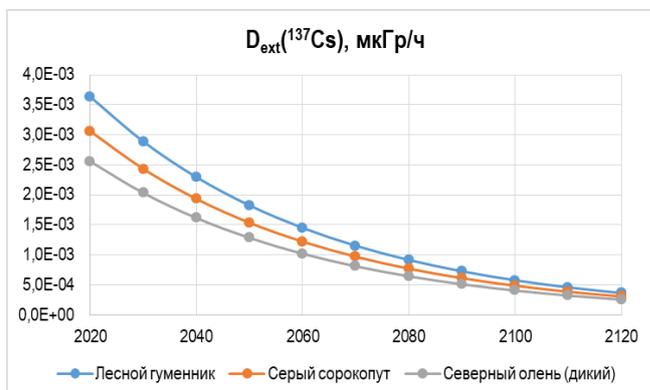


Рис. 4.25а. Прогноз изменения мощности дозы внешнего облучения ¹³⁷Cs для животных торфяно-болотных экосистем Мезенского района Архангельской области.

Рис. 4.25б. Прогноз изменения мощности дозы внешнего облучения изотопов трансурановых элементов для северного оленя (дикого).

Прогнозные значения мощности внешней поглощенной дозы ¹³⁷Cs, рассчитанные исключительно с учетом радиоактивного распада показывают, что спустя 100 лет, значения мощности дозы внешнего облучения от ¹³⁷Cs для рассмотренных видов уменьшатся на порядок величины (рис. 4.25).

Поскольку периоды полураспада изотопов трансурановых элементов намного больше прогнозных 100 лет, то значения мощности дозы внешнего облучения останутся практически неизменными. Сравнение полученных доз облучения с производными референтными уровнями МКРЗ показало крайне низкие дозовые нагрузки: производные референтные уровни, превышение которых может вызвать биологические эффекты, для обыкновенной гадюки составляют $41.67 - 4.17 \cdot 10^2$ мкГр/ч, для лесного гуменика, серого сорокопута и северного оленя (дикого) $4.17 - 41.67$ мкГр/ч. В то же время сравнение полученных данных по дозовым нагрузкам внешнего облучения от техногенных радионуклидов и естественных источников показывает, что основной вклад в дозу для наземных позвоночных дает терригенное облучение от изотопов входящих в природные ряды распада (0.068 мкГр/ч или 53 %), а также космическое излучение (0.04 мкГр/ч или 31 %) (рис. 4.26).

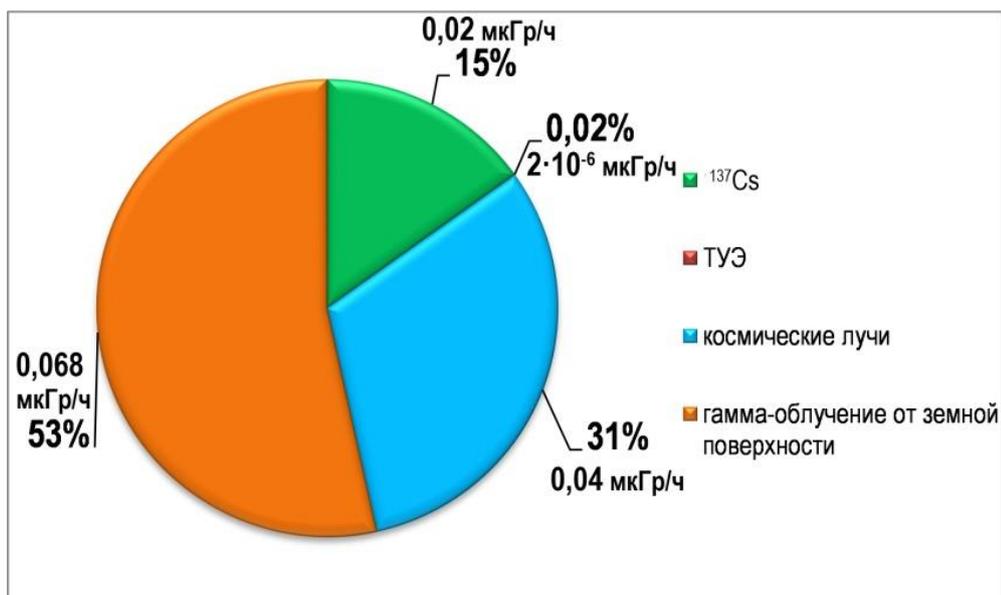


Рис. 4.26. Вклад различных источников излучения в дозы внешнего облучения наземных позвоночных. Данные по средним дозам от естественных источников для наземных позвоночных взяты из работы (Радиоэкологическая обстановка, 2021).

При этом доза облучения, формируемая ¹³⁷Cs, составляет 0.02 мкГр/ч или 15%, что можно считать значимым вкладом в суммарную дозу внешнего облучения животных торфяно-болотных экосистем, что справедливо актуализирует вопрос оценки эффектов хронического действия доз облучения от техногенных источников на биоту.

Таким образом, показано, что **изотопно-радиогеохимические методы, основанные на оценке распределения и миграции радионуклидов естественного и антропогенного происхождения в компонентах природной среды Западного сектора Российской Арктики, их изотопных и атомных отношений, позволяют выполнить идентификацию источников загрязнения, использовать радионуклиды в качестве хронометрических маркеров, определить их биологическое воздействие и выполнить прогноз изменения радиоэкологической обстановки под влиянием природных и техногенных факторов (первое защищаемое положение).**

ГЛАВА V

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ГОРНОТЕХНИЧЕСКОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ПОВЫШЕНИЕ РАДИОГЕННЫХ НАГРУЗОК НА ЭКОСИСТЕМЫ ЗАПАДНОГО СЕКТОРА РОССИЙСКОЙ АРКТИКИ

5.1. Горнотехническая деятельность как фактор трансформации естественного радиационного фона (на примере добычи алмазов)

Эксплуатация месторождений полезных ископаемых в осадочных бассейнах характеризуется интенсивным развитием техногенных факторов изменения геоэкологических условий окружающей среды (Fuge et al., 1992; Prasad et al., 2014; Singh and Kumar, 2017; Янин, 2003; Malov, 2018; Ahmadi et al., 2018; Çimen et al., 2018; De Carvalho Filho et al., 2017). Один из таких факторов связан с формированием радиогенных нагрузок на биоту и человека. Для некоторых отраслей горнотехнической деятельности проблема формирования повышенной радиоактивности является очевидной и известной, например, добыча радиоактивных руд и углеводородов, в которых применяются соответствующие меры снижения радиационного воздействия на персонал и окружающую среду. Как показал обзор, приведенный в главе 1, значительно меньше внимания с точки зрения оценки формирования радиогенных нагрузок уделяется исследованию горно-технической деятельности, связанной с добычей и переработкой нерадиоактивных полезных ископаемых (в основном металлов), хотя их радиационное воздействие на экосистемы может быть вполне сопоставимо с добычей урановых руд, поскольку руды металлов часто ассоциированы с ураноторий содержащими минералами. Более того, было показано, что даже когда извлекаемые руды имеют близкие к кларковым содержания радиоактивных элементов, в процессе добычи, обогащения, последующей миграции радионуклидов из отвалов и хвостов происходит многократное концентрирование изотопов (особенно в депонирующих средах окружающей среды), при котором их активности могут представлять для экосистем значимое радиологическое воздействие. Проведенные в последние годы в ряде стран исследования показали,

что эта проблема имеет значительно больший масштаб, чем считалось раньше, поэтому в настоящее время данный вопрос активно разрабатывается уровне МАГАТЭ и крупных международных проектов (IAEA, 2019; EURATOM Horizon, 2020).

Геологические предпосылки образования повышенных содержаний естественных радиоактивных элементов при разработке месторождений твердых полезных ископаемых существуют и для территории Западного сектора Российской Арктики, особенно для Кольского полуострова, где разрабатываемые месторождения часто ассоциированы с уран-ториевыми минералами в рудах и вмещающих породах. Однако вопросы, связанные с возможным радиационным воздействием на экосистемы районов добычи полезных ископаемых в регионе, освещены крайне слабо в научной литературе. В связи с возможностью многократного концентрирования радиоактивных элементов в процессе разработки, особенно остро (ввиду неочевидности) эта проблема может стоять для месторождений, руды которых характеризующихся крайне низкими содержаниями естественных радиоактивных элементов. В Западном секторе Российской Арктики примером таких месторождений являются алмазонасные кимберлиты, которые среди магматических пород имеют наименьшее содержание радиоактивных элементов ($U > 1$ мг/кг). Для решения этой проблемы, связанной с разработкой методов корректной оценки воздействия горно-технической деятельности на эмиссию в окружающую среду Западного сектора Российской Арктики естественных радионуклидов, в качестве объекта был выбран район месторождения алмазов им. М.В. Ломоносова. Его можно рассматривать как модельный представительный объект арктического региона, характеризующий комплексное воздействие на окружающую среду, которое возникает при добыче полезных ископаемых открытым способом – нарушение природных ландшафтов, постоянное увеличение площадей занятых под отвалы и хвостохранилища, загрязнение атмосферы в результате дробления пород и пыления отвалов, возникновение антропогенных геохимических аномалий, загрязнение водной среды в результате сброса карьерных и сточных вод и другие виды воздействий на окружающую среду.

Месторождение алмазов имени М.В. Ломоносова, расположено в Приморском районе Архангельской области, примерно в 100 км к северу от областного центра города Архангельска. Месторождение является крупнейшим промышленным месторождением алмазов в Европе, на долю которого приходится 18 % запасов алмазов Российской Федерации (Истратова, 2023). Месторождение состоит из шести кимберлитовых трубок – Архангельская, Карпинского-1, Карпинского-2, Пионерская, Поморская, Ломоносова (Андросов, 2004; Гаранин и др., 2008; Зинчук, Зинчук, 2014). Схема геологического строения месторождения представлена на рис. 5.1.

Кимберлитовые трубки входят в состав Золотицкого рудного поля и линейно расположены в зоне глубинного разлома субмеридионального направления с нарушениями северо-восточной и субширотной ориентировки.

В геологическом отношении территория месторождения расположена на северной окраине Русской плиты, в зоне её сочленения с Балтийским кристаллическим щитом, что обуславливает наличие двух структурных этажей. Нижний – кристаллический фундамент, представлен образованиями нижнего архея возрастом в 3.5 млрд. лет и протерозоя возрастом 2.7 млрд. лет (Губайдуллин, 2002). В составе верхнего – осадочного чехла – выделяются три структурных яруса (Широбоков, 1997; Харьков и др., 1998; Богатиков и др., 1999). Рифейский объединяет слабометаморфизованные отложения среднего и верхнего рифея мощностью до 2 км, вендский представлен толщей переслаивающихся алевролитов, аргиллитов и песчаников общей мощностью 0.5–1.0 км, а к верхнепалеозойскому относятся карбонатные отложения среднего и верхнего карбона, нижней и верхней перми. Изучение ксенолитов осадочных пород в кимберлитовых трубках показало, что в регионе были развиты нижнепалеозойские (нижний кембрий – нижний ордовик) терригенно-карбонатные породы общей мощностью около 100 м (Саблуков, 1987; Зинчук, Зинчук, 2014). Перекрывающими трубки породами в пределах месторождения им. Ломоносова являются верхнепалеозойские отложения среднекаменноугольного возраста, общая мощность которых возрастает с юга на север от 28 до 55 м, и четвертичного возраста. В составе отложений среднего карбона преобладают песчаники с редкими маломощными прослоями алевролитов, реже - известняков и гравелитов, а также

известняки и доломитизированные известняки с включениями кремней. Четвертичные рыхлые образования сплошным чехлом перекрывают древние породы.

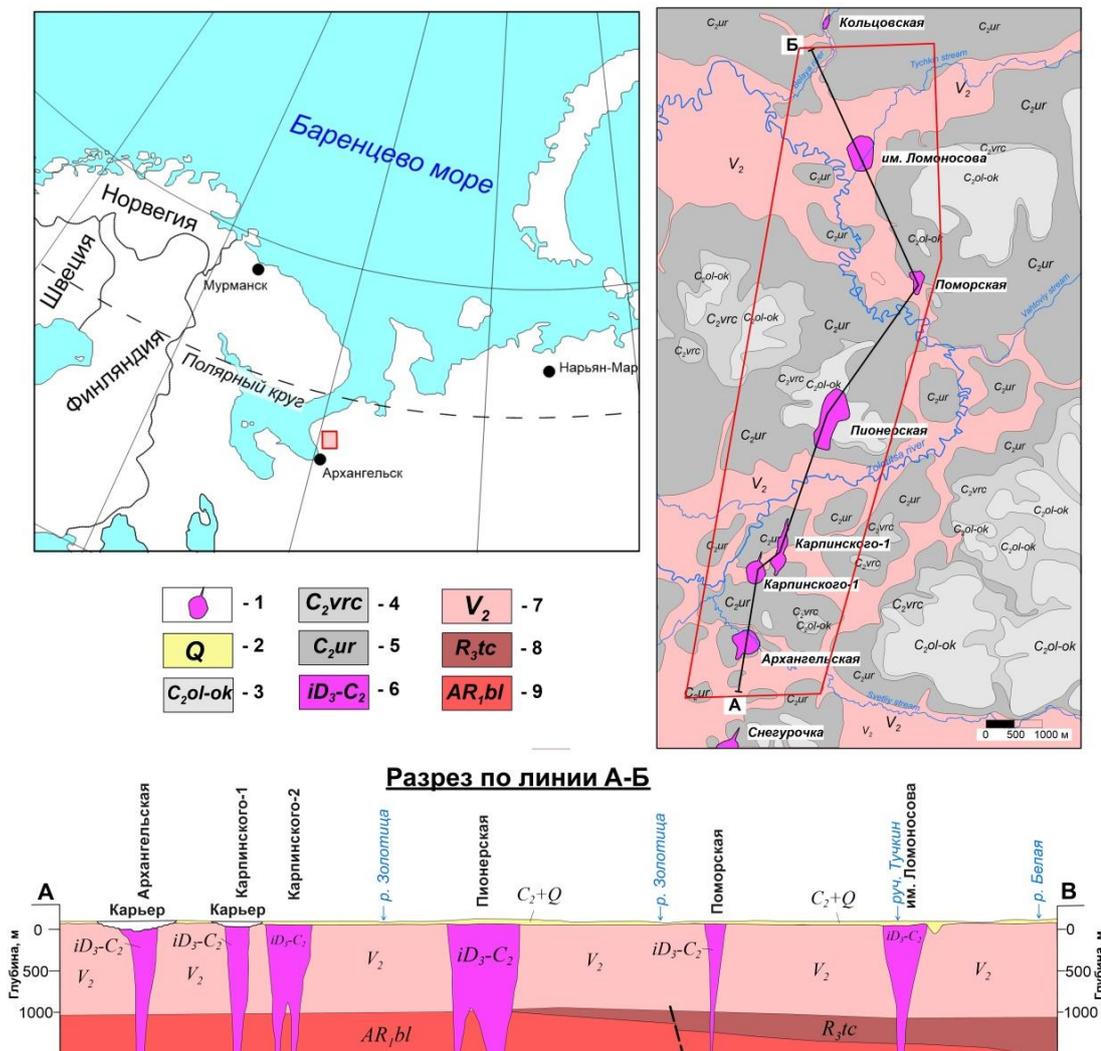


Рис. 5.1. Схема расположения и геологического строения месторождения алмазов им. М.В. Ломоносова (по данным ПАО «Севералмаз» с изменениями). 1 – контуры кимберлитовых трубок; 2 – 5 – комплекс перекрывающих пород четвертичного и среднекаменноугольного возраста (на разрезе объединенный комплекс перекрывающих пород C_2+Q): 2 – четвертичные отложения Q (пески, суглинки, галечники, супеси); 3 – 5 – среднекаменноугольные терригенно-карбонатные образования олмуго-окуневской C_2ol+ok , воереченской C_2vr и урзугской C_2ur свитами (песчаники, известняки и доломиты); 6 – кимберлитовые трубки с возрастом поздний девон-ранний карбон iD_3-C_1 (кратерная часть – осадочно-вулканогенные породы (туфопесчаники, туфы, туффиты), жерловая часть (ксенотуфобрекчии и автолитовые брекчии)); 7 – песчано-глинистые отложения венда V_2 , представленные сверху-вниз породами падунской V_2pd , мезенской V_2mz и усть-пинезжской свит V_2ur (песчаники, алевролиты, аргиллиты); 8 – тучкинская свита рифея R_3tc (аргиллиты, алевролиты, мергели, аркозы); 9 – беломорская серия архея AR_1bl (гнейсы, гранито-гнейсы, граниты и амфиболиты).

В генетическом отношении - это флювиогляциальные, ледниковые, озерные, озерно-болотные и аллювиальные отложения, сформировавшиеся на протяжении нескольких эпох оледенения, а также под воздействием современных эрозионно-денудационных процессов (Кутинов, Чистова, 2004). Их литологический состав весьма пестрый - к преобладающим разновидностям относятся пески, суглинки, галечники, супеси и торф. Мощность отложений колеблется от первых метров - до 180 м, средняя - 35 м, максимальная мощность характерна для участков погребенных палеодолин, одна из которых установлена на северном фланге трубки им. Ломоносова.

В вертикальном разрезе кимберлитовые тела имеют форму типичной воронки взрыва с раструбом в верхней части. Трубки Поморская, им. Карпинского-2 и Пионерская относятся к двухкорневым и представляют собой две сближенные трубки с общим раструбом. Часть трубок сохранила кратерную часть, выполненную кратерными туфогенно-осадочными фациями - Архангельская, Карпинского 1, Пионерская. В трубках им. Карпинского - 2, Поморской и Ломоносова представлены только жерловые фации.

Особенностью гидрогеологического строения территории является отсутствие в разрезе выдержанных по мощности и в пространстве слабопроницаемых отложений, которые могли бы рассматриваться как региональный водоупор (Малов, Киселев, 2008).

Месторождение им. М.В. Ломоносова было открыто сравнительно недавно в начале 80-х годов прошлого века (Вержак, 1987), однако в связи с кризисом в российской экономике 90-х годов промышленное освоение месторождения (горно-капитальные работы) началось только в 2003 году, а в 2005 году началась разработка первой трубки Архангельская и заработала обогатительная фабрика. На проектную мощность горно-обогатительная фабрика вышла в 2014 году с началом разработки второй трубки Карпинского-1 (Солдатова, 2016). В настоящее время добыча алмазов ведется открытым способом из двух карьеров, сближенных друг к другу трубок Архангельская и Карпинского-1, включает в себя полный цикл обогащения и различные мероприятия по обеспечению функционирования горно-обогатительного производства (сооружение отвалов и хвостохранилищ,

водопонижение, очистка промывных вод обогатительной фабрики, сооружение полей фильтрации) (рис. 5.2).

Активная разработка месторождения не могла не отразиться на экологическом состоянии окружающей среды. Основное экологическое воздействие с начала разработки кимберлитовых трубок испытала на себе река Золотица – основная река, протекающая в районе месторождения. Река Золотица, впадающая в Белое море, имеет длину 177 км, площадь ее бассейна 2010 км², среднегодовой расход 22.7 м³/с (Беднарук, 2008). С начала разработки с 2003 года в связи со сбросом дренажных вод произошла значительная трансформация химического состава воды в реке, приведшая к изменению ее ионного состава (Malov, 2018). Так гидрохимический состав поменялся с CaHCO₃ на Na-HCO₃-Cl, а общая минерализация выросла практически в 2.5 раза, с 160-172 мг/л до 380 мг/л.



Рис. 5.2. Ломоносовский горно-обогатительный комбинат (фото ПАО «Севералмаз», <https://www.severalmaz.ru/>)

Концентрации ряда тяжелых металлов, таких как Sr, В, Мо, Zn, Сг в речной воде также значительно повысились (Malov, 2018). Сброс дренажных вод закономерно отразился на увеличении расхода реки, особенно в меженный период (Котова и др., 2022). Среднее содержание растворенного в воде кислорода снизилось с 12.75 до 9.47 мг/л, при чем отмечались периоды когда концентрация кислорода опускалась ниже ПДК (6.0 мг/л) до 5.08 мг/л в апреле 2005 и до 5.80 мг/л в марте 2012 года (Котова и др., 2022). В работе (Селянина и др., 2020) было

показано, что изменение кислотности и рост минерализации речной воды привел, с одной стороны, к увеличению разнообразия водных растений (гидрофитов) в реке Золотице, с другой стороны, к снижению доли часто встречающихся и росту доли редких видов. Опасение вызывает появление в реке инвазивного высококонкурентного гидрофита – элодеи *Elodea canadensis*, способного активно вытеснять аборигенные растения (Селянина и др., 2020). Важно отметить, что риски загрязнения речной экосистемы во многом связаны с масштабной сапонитизацией кимберлитовых пород. Из-за высокой степени химического выветривания кимберлитов месторождения им. М.В. Ломоносова высокомагнезиальный глинистый минерал сапонит практически полностью замещает минералы слагающих трубки пород (автолитовые и туфобрекчии) (Вержак, Гаранин, 2005). Сапонитсодержащая пульпа, образующаяся в результате обогащения кимберлитов, складывается в хвостохранилищах. Однако тонкодисперсная сапонитовая суспензия, составляющая основную часть легкой фракции хвостов, имеет очень низкие скорости седиментации (~0.004 см/час) и плотность осадка, что вынуждает увеличивать площадь и объем хвостохранилищ (Карпенко, 2009). Значительное количество сапонита содержится и в карьерных водах – суммарный дебет водопонижительных составляет более 5000 м³/ч (Алексеев и др., 2020). После предварительного осветления в отстойниках, воды сбрасываются на болота-поля фильтрации (верховые сфагновые торфяники), после чего самотеком поступают в пойму реки (Атрощенко, 2019).

Экспериментальное моделирование показало, что, несмотря на высокую буферную способность верхового торфа, сброс сапонитсодержащих вод оказывает раскисляющее действие на болотный массив и приводит к повышению общей минерализации болотных вод (Пономарева и др., 2019). Воздействие сапонита на болотные воды, обуславливающий изменение их физико-химических параметров, приводит к образованию органоминеральных ассоциатов, устойчивых к седиментации. Этот процесс обеспечивает транзит минеральных частиц, связанных с органическим веществом болотных вод, с последующей аккумуляцией в донных осадках реки (Селянина и др., 2020). Таким образом, сапонит оказывает влияние на снижение буферной способности болот-полей фильтрации за счет изменения сорбционной способности торфа, в результате чего недостаточно очищенные

сбрасываемые воды могут поступать в русло реки и оказывать негативное влияние на экологическое состояние водных экосистем реки Золотицы. В то же время река Золотица относится к высшей категории водных объектов рыбохозяйственного значения, поскольку является крупным в бассейне Белого моря нерестилищем семги – атлантического лосося (*Salmo salar*) (Калюжин, 2003). В среднем течении реки Золотицы расположен крупный Приморский государственный природный ландшафтный заказник, основными охраняемыми природными объектами которого являются старовозрастные леса и семужье-нерестовые реки (рис. 5.3). В нижнем течении реки, на северной границе заказника, расположены две традиционные поморские деревни (дер. Верхняя и Нижняя Золотица), для которых река является основным источником воды и промысла рыбы (Селянина и др., 2020).



Рис. 5.3. Схема расположения особо охраняемых природных территорий в долине реки Золотицы.

Таким образом, особый природоохранный статус реки Золотицы требует сохранения экологической устойчивости водной экосистемы реки (гидрофиты,

зообентос, рыбы) и снижения экологических рисков, что определяет необходимость комплексной оценки всех возможных рисков и источников загрязнения. Один из таких рисков для водной экосистемы реки Золотицы может быть связан с естественными радиоактивными элементами, поскольку было установлено, что в глубоких горизонтах трубок месторождения им. М.В. Ломоносова породы экзоконтактов кимберлитов значительно обогащены ^{234}U , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th (Kiselev et al., 2018). Возможность поступления в реку сбрасываемых сапонитсодержащих вод, обогащенных естественными радиоактивными элементами, и аккумуляция сапонита в донных осадках требуют проведения исследований на оценки влияния разработки месторождения на формирование радиогенных нагрузок для водной экосистемы р. Золотицы. Для решения этой задачи были выполнены изотопно-радиогеохимические исследования речных отложений р. Золотицы и ее притоков – как основной депонирующей среды, отражающей степень антропогенного воздействия на водную экосистему. Донные осадки играют важнейшую роль в накоплении загрязняющих веществ и соответственно от степени их загрязненности зависит экологическая устойчивость всей водной экосистемы реки Золотицы, поскольку они являются субстратом для произрастания гидрофитов и местом обитания зообентоса (двустворчатые моллюски, водные личинки, малощетинковые черви), являющего основной кормовой базой семги (Завиша и др., 2020). Также выполнены исследования различных типов пород, извлекаемых из карьеров как источников радионуклидов – перекрывающие и вмещающие породы, кимберлиты. Помимо радионуклидного состава определены геохимические параметры донных отложений, поскольку сапонит, обладая высокими сорбционными свойствами, активно сорбирует содержащиеся в сбрасываемых водах металлы (Malov et al., 2023), что определяет многоаспектность проблемы загрязнения речной экосистемы, требующей использования комплекса изотопно-радиогеохимических методов. Схема опробования донных отложений и извлекаемых из карьеров горных пород на изотопно-радиогеохимические исследования показана на рис. 5.4. На основе полученных фактических изотопно-радиогеохимических данных выполнена оценка возникновения неблагоприятных биологических эффектов для водной экосистемы от загрязнения донных отложений, связанных с добычей алмазов.

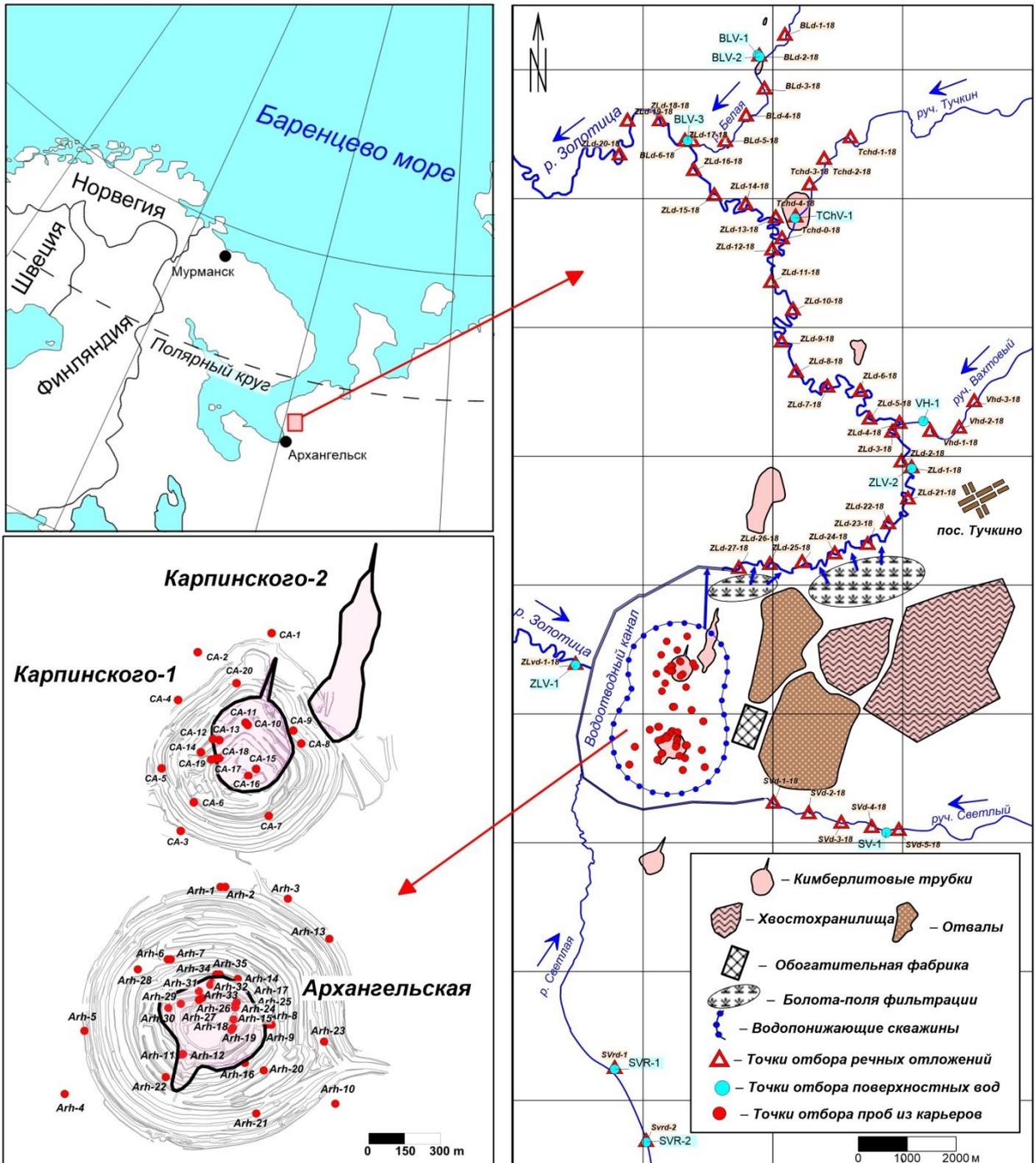


Рис. 5.4. Обзорная карта месторождения алмазов им. М.В. Ломоносова и расположение точек опробования.

5.1.2. Распределение радионуклидов в речных отложениях и горных породах

В донных отложениях реки Золотица и ее притоках, а также извлекаемых из карьеров пород были выполнены исследования основных естественных радионуклидов ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K . Помимо радионуклидов естественного

происхождения, определена активность техногенного ^{137}Cs – наиболее распространенного радионуклида антропогенного происхождения, поступившего в биосферу с началом атомной эры.

Радиоцезий повсеместно фиксируется в донных осадках в Западном секторе Российской Арктики и вносит основной вклад в дозовые нагрузки от техногенных радиационных источников (Kiselev et al., 2018). Так, средние удельные активности изученных радионуклидов ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K для речных осадков р. Золотицы и ее притоков имеют относительно низкие значения и составляют 5.4, 9.0, 11.3, 321.6 Бк/кг, соответственно, что в целом характерно для донных осадков рек бассейна Белого моря, состоящих в основном из мелкозернистых фракций песка (Киселев и др., 2012). Однако при таких относительно низких средних активностях радионуклидов в речных отложениях показательным является пространственное распределение изотопов. Пики повышения активности радионуклидов имеют выраженную приуроченность к устьевым частям притоков р. Золотицы – руч. Вахтовый, руч. Тучкин, р. Белая, что, очевидно, связано с выносом радионуклидов в составе мелкодисперсного материала с водосборных площадей этих притоков и накоплением их вблизи устьевых частей (рис. 5.5).

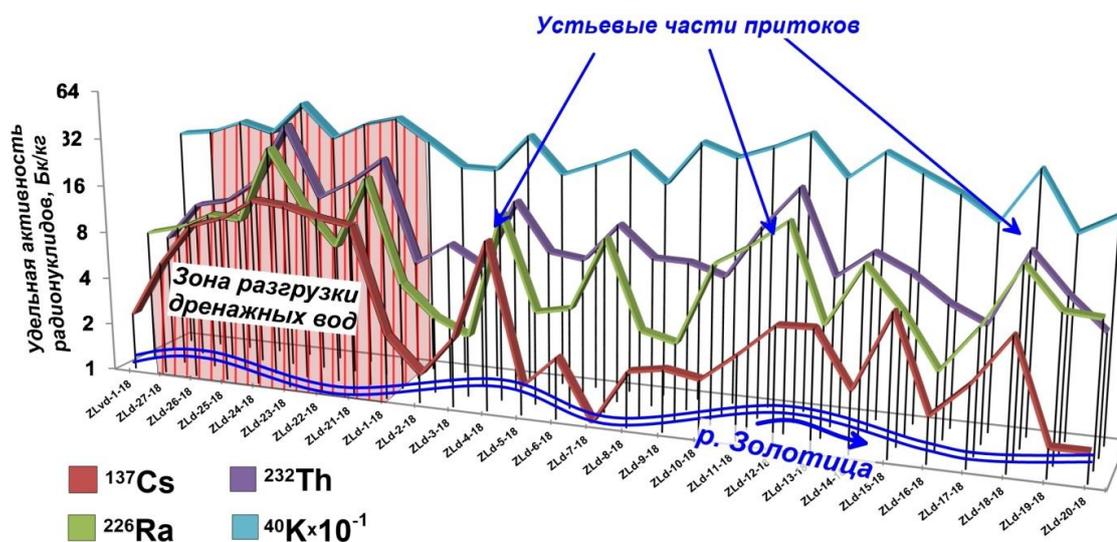


Рис. 5.5. Распределение удельных активностей радионуклидов ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в донных осадках р. Золотицы (красной заливкой показана зона разгрузки карьерных вод с болот-полей фильтрации).

Наиболее высокими активностями ^{137}Cs , ^{226}Ra и ^{232}Th характеризуются речные осадки участка русла р. Золотицы, протянувшегося на ~ 3 км от северной границы горно-обогатительного комбината до поселка Тучкино (рис. 5.4). Так, удельные активности ^{137}Cs , ^{226}Ra и ^{232}Th в донных осадках этого участка достигают значений 15, 29 и 37 Бк/кг, соответственно, в то время как средние удельные активности ^{137}Cs , ^{226}Ra и ^{232}Th ниже по течению составляют 3, 9 и 12 Бк/кг. При этом заметного увеличения активности ^{40}K не обнаруживается. В связи с тем, что на данном участке русла р. Золотицы отсутствует какие либо притоки, вероятным просматривается влияние деятельности ГОКа на изменение радионуклидного состава речных осадков. Так извлекаемые из карьеров и складированные в отвалы вмещающие песчано-глинистые породы венда, представленные алевролитами, аргиллитами и песчаниками, в среднем содержат практически в два раза больше ^{226}Ra и в три раза больше ^{232}Th , чем речные осадки реки Золотицы (табл. 5.1).

Таблица 5.1. Средние активности речных отложений и горных пород.

Тип отложений*	^{137}Cs , Бк/кг	^{226}Ra , Бк/кг	^{232}Th , Бк/кг	^{40}K , Бк/кг
Перекрывающие породы, Q и C ₂	-	9.2	21.0	318.0
Вмещающие породы, V ₂	-	18.2	32.7	317.5
Кимберлиты, D ₃ -C ₂	-	13.6	19.1	230.3
Речные отложения	5.4	9.0	11.3	321.6

*Q – четвертичные отложения (пески, суглинки, галечник, супеси),

C₂ – среднекаменноугольные отложения (песчаники, известняки и доломиты),

V₂ – отложения верхнего венда (алевролиты, аргиллиты и песчаники),

D₃-C₂ – кимберлиты верхнего девона-среднего карбона (автолитовая брекчия, кимберлитовый туф, туффиты).

Удельная активность ^{226}Ra в перекрывающих четвертичных породах и отложениях карбона сопоставима с активностью радия в речных осадках, однако ^{232}Th в них в два раза больше. Кимберлиты также несколько обогащены ^{226}Ra и ^{232}Th , относительно речных отложений, но обеднены ^{40}K . Для остальных типов пород средние содержания ^{40}K находятся на одном уровне ~ 300 Бк/кг. Исходя из полученных данных возможно два пути поступления радионуклидов в речную систему. Первый путь, вероятно, связан с тем, что отвалы горных пород, содержащие повышенные активности естественных радионуклидов подвержены выветриванию и размыву дождевыми и талыми водами. В результате возможен

перенос радионуклидов временными потоками в р. Золотицу и накопление их в донных отложениях в ближней зоне ГОКа.

Другим источником повышения активности радионуклидов в донных осадках р. Золотицы в ближней зоне влияния ГОКа могут служить карьерные воды, которые сбрасываются на болота-поля фильтрации, после чего поступают в русло реки. По-видимому, полной очистки откачиваемых карьерных вод в результате фильтрации через болотный массив, не происходит. При этом разгрузка болотных (фактически дренажных) вод, обогащенных естественными радионуклидами в русло р. Золотицы происходит на достаточно широком участке протяженностью около 3 км. Подтверждением этих выводов служат результаты исследования физико-химических параметров донных отложений (рис. 5.6). Пространственный анализ этих параметров показывает, что максимальные значения приурочены к участку разгрузки дренажных вод из болот-полей фильтрации.

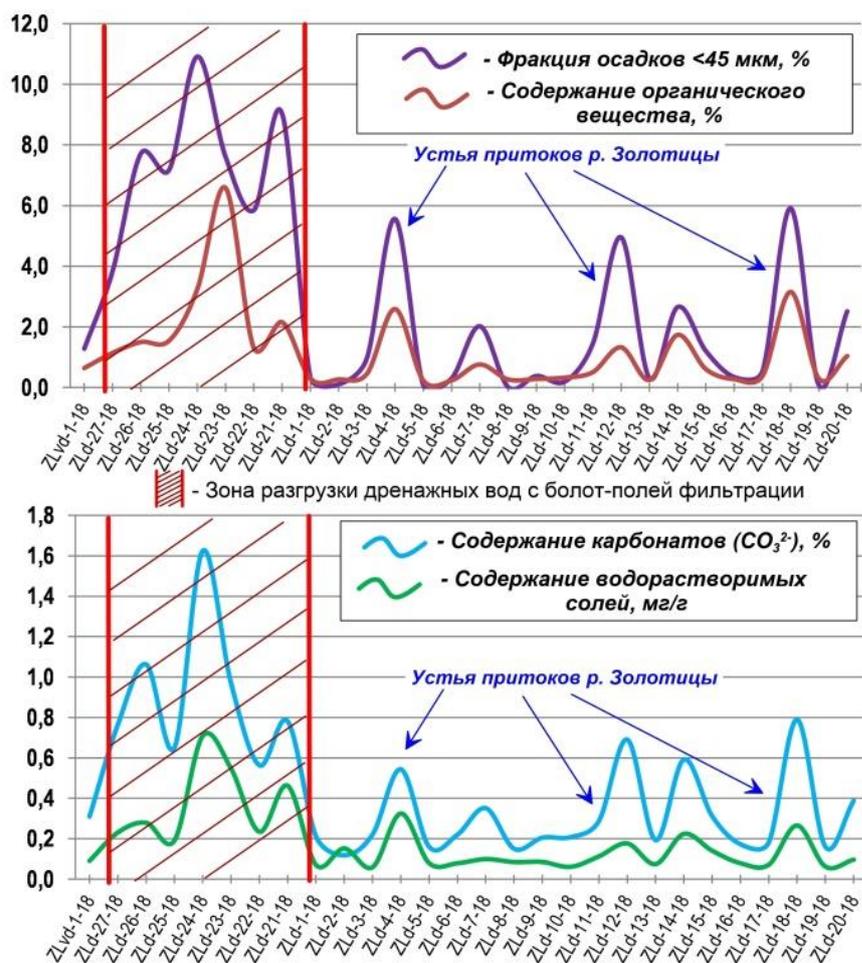


Рис. 5.6. Изменение содержания мелкой фракции <45 мкм, органики, карбонатов и водорастворимых солей в донных осадках р. Золотицы.

Как видно из графиков на рис. 5.6 разгрузка на этом участке минерализованных дренажных вод, содержащих значительные количества глинистых частиц, приводит к увеличению в донных осадках доли глинистой составляющей (фракций <45 мкм), карбонатов CO_3^{2-} , водорастворимых солей, активностей естественных радионуклидов. Фильтрация дренажных вод через болотный массив также приводит к увеличению массовой доли органического вещества в донных осадках, источником которого являются органические компоненты торфа.

Примечательным является распределение ^{137}Cs , которого нет ни в составе горных пород, извлекаемых из карьеров, ни откачиваемых дренажных вод. Однако в зоне разгрузки дренажных вод с полей фильтрации в реку активность ^{137}Cs , относительно фонового участка выше сброса, увеличивается практически в 7 раз с 2.3 Бк/кг до 14.3 Бк/кг (рис. 5.7).



Рис. 5.7. Распределение удельных активностей радионуклидов ^{137}Cs , ^{40}K и содержания органического вещества в донных осадках р. Золотицы.

Источником ^{137}Cs может служить болотный массив, поскольку органические комплексы торфяных залежей верхового типа фиксируют техногенные радионуклиды глобальных выпадений (Rosern et al., 2009). Сопоставление графиков распределения удельной активности ^{137}Cs и содержания органического

вещества в речных осадках показывает, что миграция ^{137}Cs происходит в составе органики. При этом в зоне разгрузки дренажных вод не происходит заметного увеличения удельной активности ^{40}K . Это может быть связано тем, что в процессе фильтрации минерализованных дренажных вод через болотный массив в торфяной матрице происходит замещение радиоцезия другими катионами металлов (в том числе калия), которые в избытке присутствуют в дренажных водах, в результате ионного обмена по схеме $\text{R-COOCs}^+ + \text{Kt}^+ \rightleftharpoons \text{R-COOKt}^+ + \text{Cs}^+$ (рис. 5.8). При этом удельная активность ^{137}Cs в верхнем 20 см слое верхового торфа в районе месторождения варьирует в диапазоне от 25 до 111 Бк/кг, составляя в среднем ~ 57 Бк/кг.

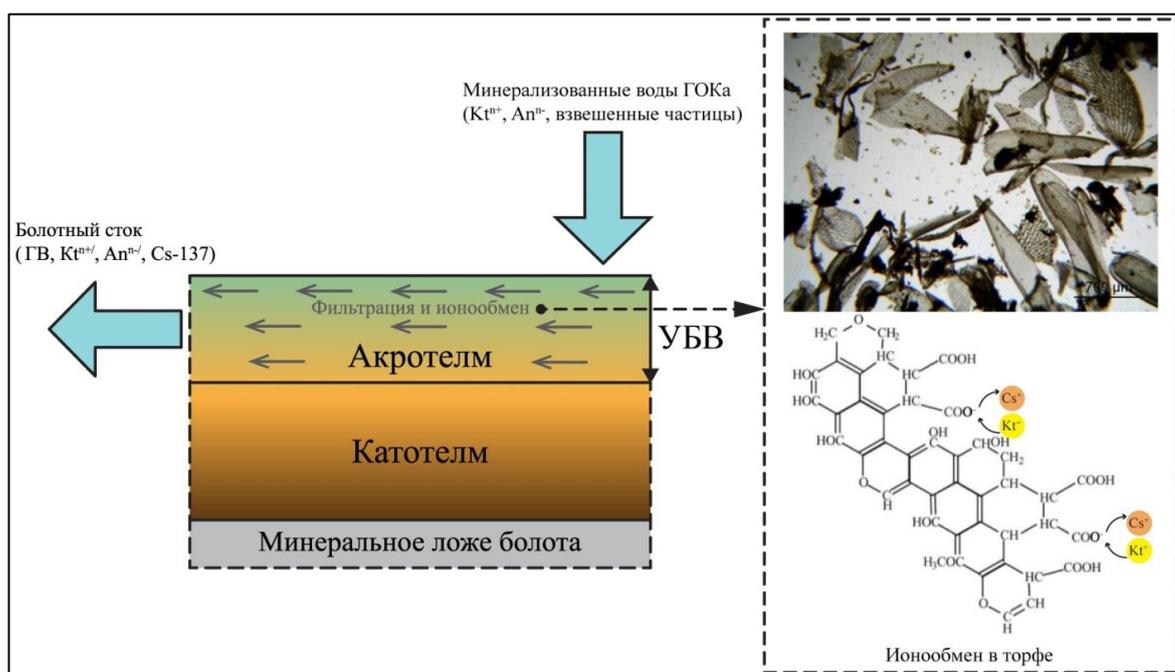


Рис. 5.8. Ионообменные и фильтрационные процессы в торфяной залежи.

Также миграция ^{137}Cs может происходить в составе образующихся при взаимодействии сапонитсодержащих дренажных вод с богатой органикой болотными водами (в которых также присутствует ^{137}Cs), органоминеральных ассоциатов устойчивых к седиментации, что приводит к снижению буферной способности полей фильтрации. Как было показано в главе 3, верховые торфяники Западного сектора Российской Арктики являются основными концентраторами техногенной радиоактивности, поступившей на поверхность земли в результате атмосферных выпадений и это обстоятельство необходимо учитывать при

проектировании полей фильтрации, поскольку мобилизация ^{137}Cs , основного дозообразующего техногенного радионуклида, из торфяной залежи из-за воздействия сапонитсодержащих дренажных вод может значительно повысить радиационные нагрузки на водную биоту.

5.1.3. Связь активности радионуклидов с физико-химическими параметрами речных отложений

Для уточнения особенностей накопления радионуклидов в речных осадках и определения основных факторов, контролирующих миграцию радионуклидов в водную среду р. Золотицы, выполнен статистический анализ методом факторного анализа массива данных по донным осадкам, включающего в себя удельные активности радионуклидов, гранулометрический состав и основные физико-химические параметры. Так, в количественном отношении набор данных разделяется на три основных фактора, объясняющих около 80 % кумулятивной дисперсии в распределении рассматриваемых параметров донных отложений р. Золотицы (табл. 5.2, рис. 5.9).

Таблица 5.2. Результаты факторного анализа для набора данных по донным отложениям р. Золотицы.

Параметр	Факторы		
	1	2	3
0.1 мм	0.34	0.50	0.07
45 мкм	0.79	0.48	0.11
<45 мкм	0.90	0.31	0.20
$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	0.09	-0.08	0.95
U	0.51	0.52	0.24
^{137}Cs	0.88	0.14	0.20
^{226}Ra	0.78	0.42	-0.09
^{232}Th	0.74	0.50	-0.04
^{40}K	0.47	0.73	-0.20
Органическое вещество	0.89	-0.04	-0.10
Карбонаты CO_3^{2-}	0.86	0.36	0.23
$\text{pH}_{\text{акт.}}$	-0.10	0.79	-0.08
Водорастворимые соли	0.96	0.12	0.05
Дисперсия, %	59.82	11.48	7.42

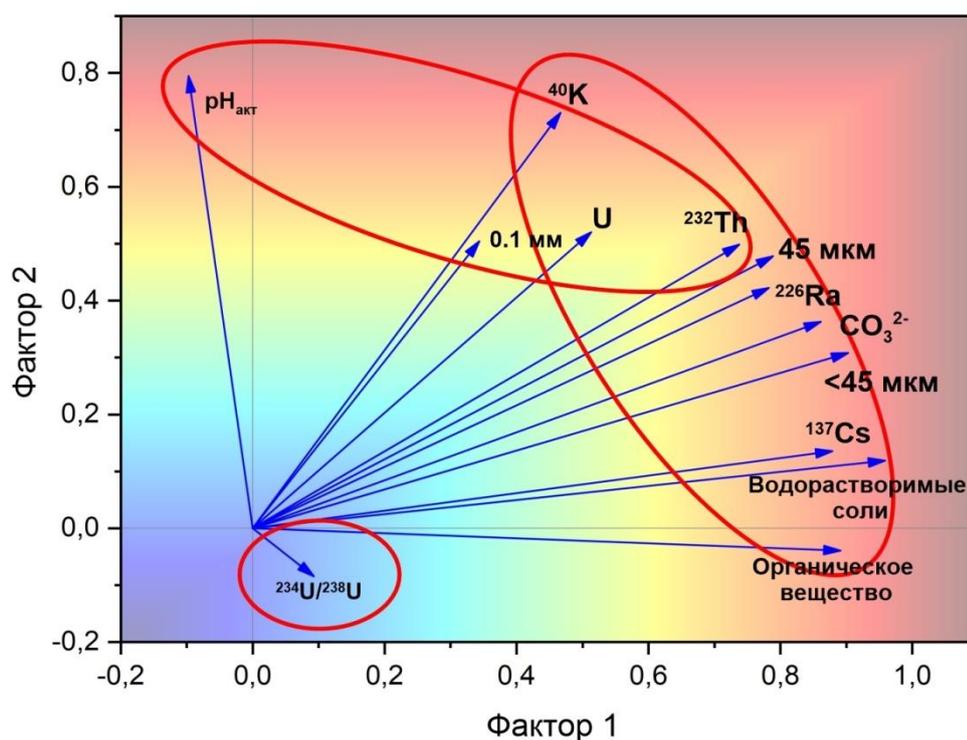


Рис. 5.9. Диаграмма факторных нагрузок для набора данных по донным отложениям р. Золотицы.

В первом факторе с дисперсией 59.82 % по высоким положительным нагрузкам обособляются мелкие фракции донных осадков 45 мкм и <45 мкм, содержания органики, карбонатов и водорастворимых солей, радионуклиды U, ^{137}Cs , ^{226}Ra и ^{232}Th . Это говорит о том, что рассмотренные физико-химические параметры играют основную роль в накоплении радиоактивных элементов в речных осадках и поступление радионуклидов в реку определяется одним доминирующим источником, которым, учитывая пространственное распределение, вероятно являются сапонитсодержащие дренажные воды. Второй фактор объясняет 11.48 % общей дисперсии выборки с высокой положительной нагрузкой на более крупную фракцию осадка 0.1 мм, содержание U, ^{232}Th , ^{40}K и $\text{pH}_{\text{акт}}$. Обособление в этот фактор также радионуклидов U, ^{232}Th и ^{40}K указывает на их дополнительный источник в донных осадках, связанный с минеральной литогенной частью речных отложений имеющей фракцию осадков более 0.1 мм, имеющей естественной происхождения. В третьем факторе с дисперсией 7.42 % обособилось изотопное отношение урана $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, не имеющее значимых связей ни с одной из переменных выборки. Вероятнее процесс фракционирования изотопов урана в

речных осадках имеет более сложную природу, обусловленную не только химическими, но и физическими параметрами.

Таким образом, результаты изучения распределения радионуклидов и ряда физико-химических параметров в донных осадках р. Золотицы в районе месторождения, а также данные статистического анализа подтверждают участие деятельности ГОКа, связанную, в первую очередь, с разгрузкой в реку не полностью очищенных карьерных вод с болот-полей фильтрации, что приводит к накоплению в речных отложениях повышенных активностей естественных радионуклидов повышая радиогенные нагрузки на водную экосистему. Воздействие на болото сапонитсодержащих карьерных вод приводит к мобилизации из верхнего слоя торфа техногенного ^{137}Cs , который также накапливается в речных осадках в ближней зоне ГОКа.

5.1.4. Распределение металлов в речных отложениях и горных породах

Средние концентрации изученных металлов в речных отложениях располагаются в следующем порядке: Al (3.60 %) > Fe (1.25 %) > Na (0.96 %) > Ca (0.91 %) > Mg (0.71 %) > Ti (0.17 %) > Ba (315.6 мг/кг) > Mn (156.9 мг/кг) Cr (59.8 мг/кг) > V (33.1 мг/кг) > Ni (20.0 мг/кг) > Co (14.7 ppm) > Zn (10.2 мг/кг) > Pb (9.8 мг/кг) > Cu (3.1 мг/кг) > Cd (0.9 мг/кг) > Mo (0.5 мг/кг). Средние концентрации металлов находятся на уровне ниже значений, характерных для земной коры согласно (Mason, Moore, 1982). Исключение составляет Cd со средней концентрацией 0.9 мг/кг, в то время как для земной коры концентрация Cd составляет 0.2 мг/кг. В целом повышенные концентрация Cd характерны для донных осадков севера Архангельской области, составляющие 2.3 мг/кг (Стародымова и др., 2017). Учитывая, что донные осадки р. Золотицы, в силу гидрологических и геоморфологических особенностей реки, в большей степени представляют из себя мелкозернистые фракции песка (доминирующая составляющая грансостава), то для выявления характера накопления металлов в речных осадках сравнение полученных данных выполнялось с кларками песчаников (Turekian and Wedepohl, 1961). Так, данное сравнение показывает, что речные осадки оказываются несколько обогащены типичными сопутствующими

элементами кимберлитовых пород месторождения им. М.В. Ломоносова Cr, Ni, V, Co, Ba, V, Mg (Вержак и др. 1987). Кимберлиты месторождения по сравнению с другими извлекаемыми из карьеров породами отличаются самым высоким содержанием металлов (рис. 5.10), поскольку являются изверженными породами щелочно-ультраосновного состава (Гаранин и др., 2008).

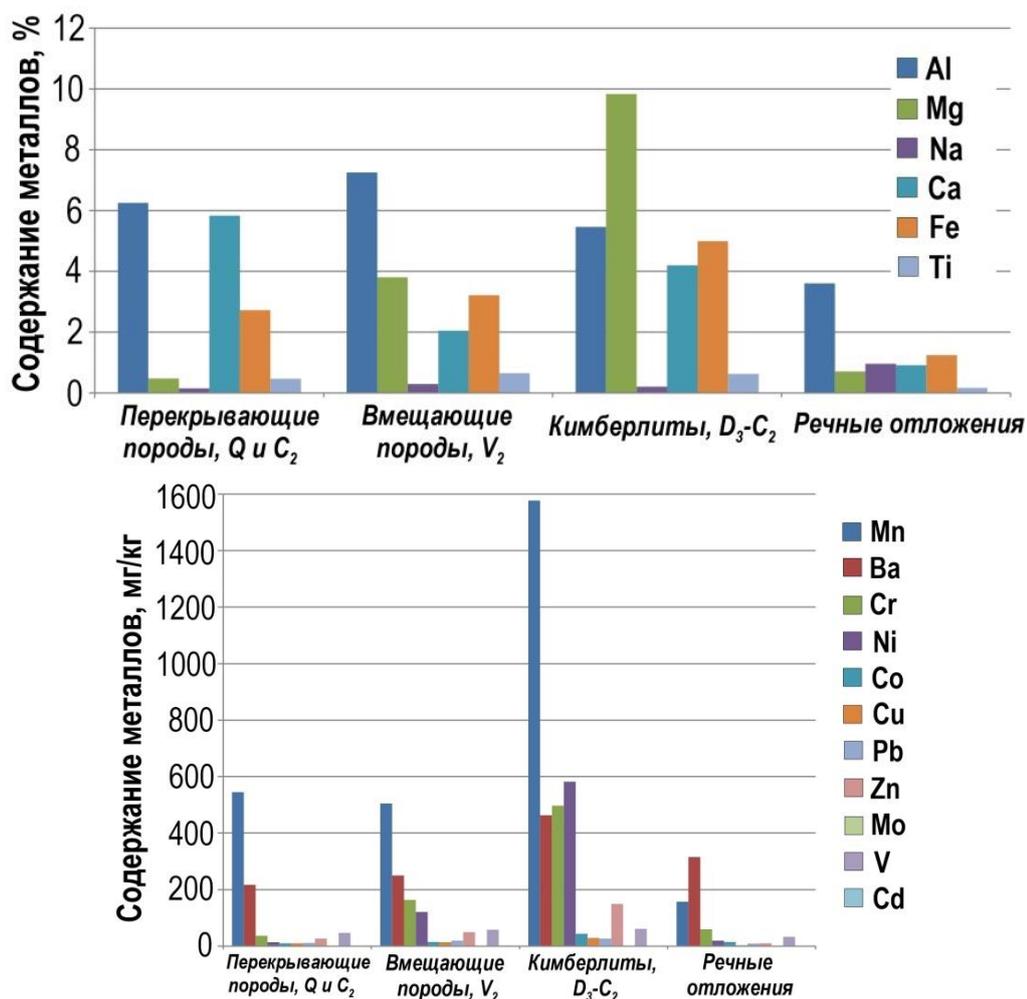


Рис. 5.10. Сравнительные диаграммы концентрации металлов в речных отложениях и извлекаемых из карьеров горных пород.

Сравнение геохимических данных по различным типам извлекаемых из карьеров пород показывает, что отличительной особенностью вмещающих пород венда (V₂), которые непосредственно примыкают к трубкам (выполняют околотрубочное пространство), является наследование от кимберлитов высоких концентраций химических элементов (рис. 5.10). Ширина таких зон с отчетливыми изменениями во вмещающих породах, связанных, в том числе с повышенными концентрациями ряда металлов, достигает 300 метров (Игнатов и др., 2017). Таким

образом, механизм обогащения металлами вмещающих пород венда напрямую связан с воздействием кимберлитовой магмы. Среди извлекаемых пород наименее обогащены элементами перекрывающие отложения четвертичного и каменноугольного возраста. Однако обращает на себя внимание относительно высокое содержание в них кальция, по сравнению с вмещающими отложениями, что обусловлено наличием в них карбонатных прослоев каменноугольного возраста, основным компонентом которых является известняк CaCO_3 .

Пространственный характер распределения металлов в речных отложениях в целом схож с характером распределения радионуклидов: а) максимальные концентрации приурочены к зоне разгрузки дренажных вод с болот-полей фильтрации; б) повышенные концентрации наблюдаются в устьевых частях притоков (рис. 5.11).

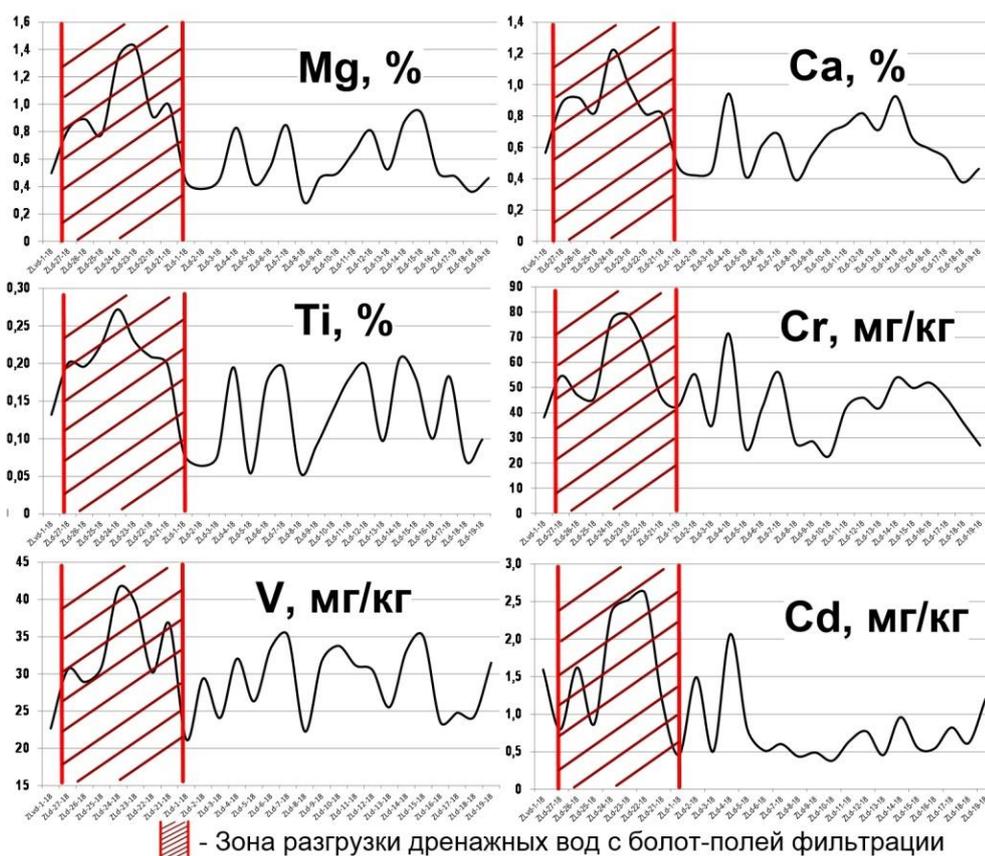


Рис. 5.11. Распределение содержания металлов в речных отложениях р. Золотицы.

Наиболее характерным является распределение в речных осадках Mg, который является основным минералообразующим элементом сапонита (Посухова и др., 2013), что, очевидно, указывает на наибольшее поступление Mg и других

металлов в русло р. Золотицы в составе сапонитсодержащих карьерных вод, недостаточно очищенных на полях фильтрации. Высокие сорбционные свойства сапонита, способствуют активной сорбции растворенных в сбрасываемых водах металлов (Malov et al., 2023), и накоплению их в донных осадках. Таким образом, помимо увеличения активностей радионуклидов в водной экосистеме деятельность ГОКа отражается на трансформации геохимического фона речных осадков в районе месторождения, что требует оценки токсикологических последствий для водной биоты.

5.1.5. Оценка возникновения неблагоприятных биологических эффектов для водной экосистемы от загрязнения донных отложений

На основании полученных данных по содержанию наиболее токсичных для биоты поллютантов тяжелых металлов выполнен расчет индексов токсического биологического эффекта согласно наиболее используемым наборам рекомендаций к оценке качества донных отложений (англ. Sediment Quality Guidelines - SQGs) (Long et al. 1995; Macdonald et al. 1996; Long и MacDonald 1998; MacDonald et al. 2000). Такими наборами рекомендаций являются TEL и PEL (пределы пороговых и вероятных эффектов), и ERL и ERM (пороговый и медианный диапазон эффектов) (Long et al. 2006). Оба набора рекомендаций были получены на основе статистического анализа больших объемов химических и биологических данных, собранных в ходе многочисленных полевых, лабораторных и модельных исследований (MacDonald et al. 2000). То есть, алгоритм токсикологической оценки заключается в сравнении полученных значений концентраций поллютантов с референтными уровнями, превышение которых может выражаться в различной вероятности проявления неблагоприятных биологических эффектов для зообентосных сообществ. Если полученные концентрации токсикантов ниже референтных значений TEL и ERL, то токсический эффект для донной биоты не проявляется. Если концентрации металлов выше уровней PEL и ERM, то это может указывать на высокую вероятность проявления неблагоприятного биологического эффекта (Long et al., 1998; MacDonald et al., 2000). Классификация рекомендаций

по оценке качества отложений и описание вероятных биологических воздействий представлены в табл. 5.3.

Поскольку, как правило, токсикологическое воздействие складывается из воздействия нескольких загрязнителей, то для определения совокупного биологического воздействия применяется средний коэффициент $mERM-Q$ (Long et al., 2006):

$$mERM - Q = \left(\sum_{i=1}^n ERM - Q_i \right) / n$$

$$ERM - Q_i = C_i / ERM_i$$

где C_i – концентрация выбранного металла i , ERM_i представляет собой соответствующее значение ERM выбранного металла i , а n – общее количество изученных металлов. Значения $mERM-Q$ с точки зрения вероятности токсичности для биоты подразделяются на четыре класса: $mERM-Q < 0.1$, 9% вероятности токсичности; $0.1-0.5$, 21% вероятности токсичности; $0.5-1.5$, 49% вероятности токсичности; и $mERM-Q > 1.5$, 76% вероятности токсичности (Long and MacDonald, 1998; Long et al., 2006; Hu et al., 2013; Liao et al., 2017)

Таблица 5.3. Классификация рекомендаций по качеству донных отложений (SQGs) и биологические эффекты (Long et al. 1995; MacDonald et al. 2000)

Наборы рекомендации (англ. SQGs)		Эффект
TEL и PEL	<TEL	Связи с неблагоприятными биологическими эффектами не наблюдается
	≥ TEL	Связь с неблагоприятными биологическими эффектами иногда наблюдается
	<PEL	Частая связь с неблагоприятными биологическими эффектами
	≥ PEL	Частая связь с неблагоприятными биологическими эффектами
ERL и ERM	<ERL	Минимальный диапазон эффектов
	≥ERL	Неблагоприятные эффекты могут возникать иногда
	<ERM	Неблагоприятные эффекты могут возникать часто
	≥ERM	Неблагоприятные эффекты могут возникать часто

Результаты сопоставления рекомендаций по качеству отложений с концентрациями тяжелых металлов в донных осадках р. Золотица представлены в

табл. 5.4.

Сравнение рекомендаций TEL и PEL показывает, что процент образцов, имеющих концентрации Pb, Cd, Zn, Cr, Ni и Cu ниже TEL, составляет 95.8, 35.4, 100, 27.1, 39.6 %, соответственно. В диапазон между TEL и PEL попадают образцы с содержанием Pb, Cd, Cr и Ni в процентном соотношении 4.2, 64.6, 66.7 и 58.3 %, соответственно. По содержанию Cr и Ni 6.3 и 2.1% образцов оказались выше значений \geq PEL, что указывает на то, что концентрации этих металлов могут приводить к частому проявлению неблагоприятного биологического эффекта на обитающие в донных осадках организмы (Long et al., 2006).

При сравнении данных из рекомендаций ERL и ERM с концентрациями тяжелых металлов в районе исследований можно отметить, что содержания Pb, Cd, Zn, Cr, Ni и Cu в 95.8, 100, 100, 93.8, 97.9 и 100 % образцов находятся ниже ERL. В диапазон значений \geq ERL и $<$ ERM по содержанию Pb, Cr и Ni попадают 4.2, 2.1 и 2.1 % образцов донных осадков. Выше значений \geq ERM оказалось 4.2 % образцов по содержанию Cr. Таким образом, сравнение рекомендаций TEL и PEL указывает на то, что наибольший вклад в экотоксичность речной экосистемы вносят Cr и Ni, являющиеся основными сопутствующими элементами кимберлитовых пород месторождения им. М.В. Ломоносова.

Таблица 5.4. Сравнение концентраций тяжелых металлов (мг/кг) в донных осадках р. Золотица и ее притоков с рекомендациями по качеству донных отложений (SQG) в процентном соотношении проб к каждому набору рекомендаций.

Рекомендации по качеству донных отложений (англ. SQGs)	Концентрация металлов (ppm)					
	Pb	Cd	Zn	Cr	Ni	Cu
TEL предел порогового эффекта	35	0.59	123	37.3	18	35.7
PEL предел вероятного эффекта	91.3	3.53	315	90	36	197
ERL пороговый диапазон эффектов	35	5	120	80	30	70
ERM медианный диапазон эффектов	110	9	270	145	50	390
Сравнение TEL и PEL		% образца в каждом наборе рекомендаций				
$<$ TEL	95.8%	35.4%	100%	27.1%	39.6%	100%
\geq TEL $<$ PEL	4.2%	64.6%	0%	66.7%	58.3%	0%
\geq PEL	0%	0%	0%	6.3%	2.1%	0%
Сравнение ERL и ERM		% образца в каждом наборе рекомендаций				
$<$ ERL	95.8%	100%	100%	93.8%	97.9%	100%
\geq ERL $<$ ERM	4.2%	0%	0%	2.1%	2.1%	0%
\geq ERM	0%	0%	0%	4.2%	0%	0%

Коэффициент $mERM-Q$, рассчитанный на основе средних значений ERM для

Pb, Cd, Zn, Cr, Ni и Cu показал, что mERM-Q для всех изученных проб в среднем составляет 0.16, то есть находится в диапазоне 0.1–0.5. Это говорит о том, что по классификации (Long et al., 2006) с вероятностью 21% наблюдаемые суммарные концентрации металлов могут приводить к неблагоприятному биологическому воздействию на организмы, обитающие в донных отложениях. Максимальные значения mERM-Q до 2.5 наблюдаются в зоне разгрузки дренажных вод с болот-полей фильтрации. Однако, несмотря на отмеченные повышенные значения индексов токсичности, характерные для отдельных металлов, в настоящее экологический риск речных отложений в районе месторождения им. М.В. Ломоносова в плане загрязнения тяжелыми металлами можно считать сравнительно невысоким. В то же время, выявленные случаи превышения значений для Cr и Ni рекомендаций PEL и ERM, указывающих на частую связь с неблагоприятными биологическими эффектами присутствующих в осадках концентраций этих элементов, требует контроля за уровнями их накопления в донных осадках р. Золотицы.

Радиоэкологические риски от естественных радионуклидов в настоящее время можно считать низкими, поскольку значения удельной эффективной активности ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K (Аэфф) в речных осадках существенно ниже 370 Бк/кг (НРБ-99/2009). В то же время вызывает опасение миграция техногенного ^{137}Cs – основного дозообразующего техногенного радионуклида с болот-полей фильтрации в р. Золотицу, что требует дальнейшего контроля за уровнем накопления ^{137}Cs в донных осадках. Среди радиоактивных элементов определенную токсикологическую опасность для водной биоты района месторождения им. М.В. Ломоносова может представлять уран, фоновая концентрация которого в речной воде р. Золотицы до сброса дренажных вод составляет 0.61 мкг/л, а после разгрузки с болот-полей фильтрации достигает 1.16 мкг/л. Концентрация U в подземных водах водопонижительных скважин варьирует от 0.13 до 18.5 мкг/л. При общем дебите скважин около 5000 м³/ч и расходе реки в межень 10000 м³/ч смешение дренажных вод с речной водой может происходить в соотношении 1:2 (Шкиль и др., 2016; Малов, 2018), что вполне очевидно влияет на резкое повышение концентрации U в р. Золотице. Наиболее чувствительными к U являются донные беспозвоночные (зообентос), для которых хронические

токсические эффекты могут проявляться уже при концентрациях урана от 0.5 мкг/л (Goulet et al., 2011). Учитывая, что зообентос (двустворчатые моллюски, водные личинки, малощетинковые черви) является основной кормовой базой для семги (Завиша и др., 2005), которая после выклева из икры может жить в реке до 5 лет (Студенов, 2005), оценка накопления урана в речной экосистеме для определения его воздействия на рыб через пищевые цепи требует дополнительных исследований. То же касается оценки миграции по пищевым цепям тяжелых металлов. Требуется оценка и влияние на токсикологическую реакцию гидрофитов, видовой состав которых после начала разработки также претерпел изменения (Сеянина и др., 2020).

Обнаруженные закономерности повышенного концентрирования радиоактивных элементов, а также ряда тяжелых металлов в донных отложениях р. Золотицы, связанные с деятельностью ГОКа, могут иметь тенденцию к увеличению концентраций при расширении объемов добычи (углубление карьеров, разработка новых трубок, увеличение технологических площадей под отвалы и хвостохранилища и т.д.), что в свою очередь усилит радиогенные и токсикологические нагрузки на водные экосистемы. Установлено, что основная проблема загрязнения речной связана с попаданием в русло реки не полностью очищенных дренажных вод, обусловленных снижением буферной способности болот-полей фильтрации из-за взаимодействия обогащенных сапонитом карьерных вод с болотной водой (раскисление, образование устойчивых к седиментации органоминеральных ассоциатов). Снижение буферной емкости болот-полей фильтрации надежно диагностируется по изменению радиоизотопных, физико-химических и геохимических параметров речных отложений в зоне разгрузки вод с полей фильтрации в реку. Увеличение в донных осадках активности ^{137}Cs , которого нет ни в составе горных пород, извлекаемых из карьеров, ни откачиваемых дренажных вод, диагностирует о процессе мобилизации из торфяной залежи этого техногенного радионуклида под воздействием сбрасываемых вод. Предполагается, что в будущем с увеличением объемом сбрасываемых вод буферная способность полей фильтрации еще больше снизится. Очевидно, что для более эффективной предварительной очистки дренажных вод потребуется расширение площадей отстойников и хвостохранилищ, что, однако, не решит проблему в связи с большим

объемом дренажных вод, откачиваемых из карьеров (~5000 м³/час) и крайне низкой естественной скоростью оседания сапонита в воде (~40 см/год) (Шкиль и др., 2016). Должны быть внедрены существующие экономически обоснованные технологии по увеличению скорости образования осадка сапонита из водной суспензии (химическое сгущение, центрифугирование, акустический метод, электрохимическая сепарация) (Алексеев и др., 2020).

Данный подход по оценке экологического состояния районов горнотехнической деятельности с использованием изотопно-радиогеохимических методов может быть масштабирован на другие районы добычи твердых полезных ископаемых в Западном секторе российской Арктики, месторождения которых ассоциированы с уран и торий содержащими минералами или имеют фоновые содержания естественных радиоактивных элементов.

Таким образом, показано, что **использование изотопно-радиогеохимических методов позволяет выполнить количественную оценку воздействия горнотехнической деятельности на объекты окружающей среды, связанные с трансформацией радионуклидного и химического состава водных экосистем Западного сектора Российской Арктики (второе защищаемое положение).**

ГЛАВА VI

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ГЛОБАЛЬНОГО ПОТЕПЛЕНИЯ КЛИМАТА НА ЭМИССИЮ РАДИОНУКЛИДОВ В АРКТИКЕ

6.1. Эмиссия радона и продуктов его распада

Не зависимо от причин возникновения (природных или антропогенных), глобальное потепление климата является доказанным фактом, имеющим четкие и статистически значимые тенденции, которые вызывают масштабные и быстрые изменения в геосферных оболочках Земли – атмосфере, океане, биосфере и криосфере (Varela et al., 2023; Rezvani et al., 2023; Naughten et al., 2023; Shu et al., 2023; Chen et al., 2024; Wei et al., 2024; Gao et al., 2024).

Согласно последнему отчету Межправительственной группы экспертов по изменению климата (ИПСС, 2023) средняя глобальная приземная температура за период 2011-2020 гг. была выше на 1.1 °С, чем в период 1850-1900 гг. При этом над сушей температура повышалась сильнее (на 1.59 °С), чем над океаном (0.88 °С). С 1970 года средняя глобальная приземная температура росла быстрее, чем за любой другой 50-летний период за последние 2000 лет. Основным фактором потепления в отчете МГЭИК называется рост в атмосфере содержания парниковых газов, среди которых преобладают CO₂ и CH₄. Указывается, что нынешние концентрации CH₄ и N₂O в атмосфере выше, чем когда-либо за последние 800 тыс. лет, а концентрация CO₂ – за последние 2 млн лет (ИПСС, 2023). С 1750 года увеличение концентраций CO₂, CH₄ и N₂O в атмосфере составило 47 %, 156 % и 23 % соответственно. Текущие концентрации CO₂ в атмосфере составляют 410 ppm, CH₄ – 1866 ppb и N₂O – 332 ppb.

Наиболее выраженный характер глобальное потепление климата имеет в Арктике (АМАР, 2021). Согласно отчету Программы арктического мониторинга и оценки (АМАР) это воздействие заключается в следующих достоверно доказанных фактах и тенденциях:

- повышение средней температуры приземного воздуха в Арктике в период с 1971 по 2019 годы было в три раза выше, чем в среднем по миру, при этом

потепление наиболее выражено над Северным Ледовитым океаном и в сезон ледостава (с октября по май);

- количество осадков в Арктике увеличилось с 1971 по 2019 годы на 25%;

- температура многолетнемерзлых пород в Арктике в среднем возросла на 2-3°C с 1970-х годов, что сопровождалось сокращением площадей распространения мерзлоты, увеличением мощности сезонно-талого слоя и изменениями ландшафтов;

- площадь снежного покрова в Арктике в мае и июне сократилась на 21% с 1971 года, а ледяной покров на большинстве северных рек уменьшился по толщине и продолжительности;

- сток арктических рек в Северный Ледовитый океан увеличился на 8% (~187 км³/год) в период с 1971 по 2019 годы;

- биомасса зеленой растительности в арктической тундре увеличилась на 10% за 38 лет с 1982 по 2019 годы;

- в арктической зоне возросло количество лесных пожаров, что связано с потеплением климата, при этом арктические лесные пожары становятся дополнительным источником выбросов углерода в атмосферу;

- площадь и толщина арктического морского льда сократились на 43% за период спутниковых наблюдений с 1979 года;

- потери льда в арктических ледниковых районах составили большую часть мировых потерь материкового льда в период с 1971 по 2019 годы, что привело к увеличению эвстатического уровня мирового океана.

Очевидно, что перечисленные выше явления, причиной которых стало глобальное потепление климата, не могут не отразиться на изменении радиационного фона в Арктике, связанного с мобилизацией радионуклидов, в первую очередь, в наземных экосистемах. При этом ожидается, что основное радиационное воздействие, будет связано с увеличением эмиссии радиоактивных газов, таких как ²²²Rn – являющегося главным дозообразующим радионуклидом естественного происхождения (Zhang et al., 2024).

Согласно данным Всемирной организации здравоохранения, радон вызывает до 14% всех случаев рака легких в мире, то есть после курения радон занимает второе место среди причин рака легких (WHO, 2009). В то же время установлено,

что у курильщиков «радоновый» рак легких встречается в 25.8 раз чаще, чем у некурящих, что связано со значительными патологическими изменениями легких курильщиков, которые значимо снижают возможности легочной ткани противостоять повреждающему воздействию ионизирующего излучения (Darby et al., 2005). Для Арктических регионов это может быть особенно актуально, поскольку распространенность курения среди жителей Арктики значительно выше, чем в других регионах мира (Chen et al., 2015; WHO, 2019). Так, в арктических регионах Канады распространенность курения среди населения составляет в Северо-Западных территориях 33.3%, а в Нунавуте – 62% (Northern..., 2014), при среднемировом значении 21%. Высока доля курящего населения и в Гренландии достигающая 57 % (Stewart, 2020). Российские арктические регионы также в лидерах по распространенности курения. Так, Ненецкий АО по состоянию на 2022 год находится на четвертом месте в России (после Магаданской области) с долей курящего населения 30.4%, при среднероссийском показателе 19.2 % (Финэкспертиза..., 2023). Следует ожидать, что жители Арктики, с учетом распространенности курения, могут быть более чувствительными к любым изменениям фона радона, который может быть связан с деградацией мерзлоты.

Увеличение выбросов радона, вероятно, также приведет к росту активностей его дочерних продуктов распада ^{210}Pb и ^{210}Po , которые имеют для человека и биоты высокую радиотоксичность за счет внутреннего облучения (Тихонов, Рылов, 2011). Показано, что доза внутреннего облучения от продуктов распада радона – ^{210}Pb и ^{210}Po , для коренных народов Арктики выше, чем для жителей регионов с умеренным климатом, что связано, среди прочего, с характером арктических пищевых цепей и факторами питания населения (Macdonald et al., 2003).

Таким образом, можно ожидать, что увеличение потока ^{222}Rn в связи с потеплением климата, может привести к дополнительному радиологическому риску облучения местного населения, как ингаляционным путем, так и за счет дочерних радионуклидов, накапливающихся в растительности, поступление которых будет обеспечивать цепь «лишайник – северный олень – человек». То есть, дополнительное увеличение выбросов ^{222}Rn будет иметь многократное увеличение дозовых нагрузок на население за счет продуктов распада, что определяет крайнюю актуальность изучения влияния потепления климата на

эмиссию радона. Однако, несмотря на наличие явных предпосылок, в настоящее время такие исследования практически не проводятся. Тем не менее, косвенные свидетельства, указывающие на увеличение потока радона в Арктике в связи с деградацией мерзлоты, существуют. Так, по данным наблюдений, охватывающих 11-летний период с 2003 по 2013 годы, на станции мониторинга Йеллоунайф, расположенной в арктической Канаде, было зафиксировано последовательное увеличение объемной активности радона в приземном слое воздуха, в особенности в летний период, что также отражалось и на активности его продуктов распада (Chen et al., 2014; Zhang et al. 2015). Также было обнаружено, что помимо радона-222, происходит выброс и другого радиоактивного газа – радона-220 (торона ^{220}Rn), входящего в цепочку распада тория, о чем свидетельствует возрастание в приземном слое воздуха активности дочернего продукта распада торона – ^{212}Pb (рис. 6.1).

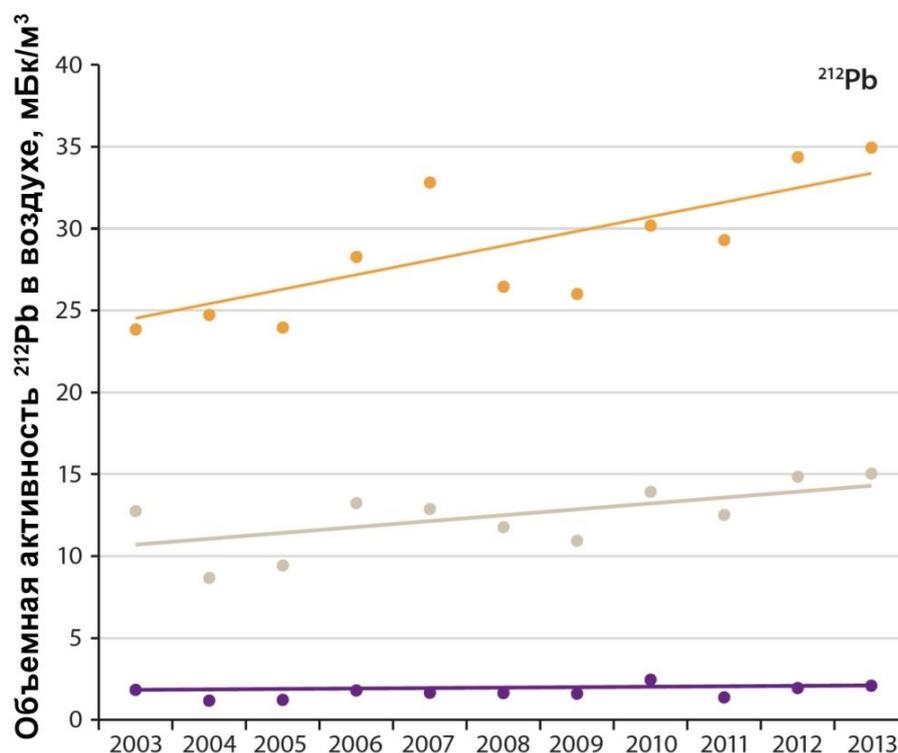


Рис. 6.1. Многолетние изменения зимних, летних и среднегодовых значений объемной активности ^{212}Pb в приземном слое воздуха на станции Йеллоунайф в арктической Канаде (Zhang et al. 2015).

В связи с коротким периодом полураспада ^{212}Pb ($T_{1/2} = 10.64$ часа) в атмосфере, он имеет исключительно местное происхождение, отражая локальные

процессы, обуславливающие эмиссию радона в атмосферу. Максимальное поступление ^{212}Pb в атмосферу происходит в летний период, что вполне закономерно. Обнаруженная за 11-летний период тенденция последовательного увеличения активностей радона (^{220}Rn и ^{222}Rn) в приземном слое воздуха, наиболее вероятно, связана с деградацией мерзлоты и обусловлена ежегодным увеличением мощности и осушенности сезонно-талого слоя, что увеличивает эмиссию радиоактивных газов. Важным фактором увеличения выбросов радона также может служить изменение в характере снежного покрова в Арктике, что выражается в сокращении снежного сезона и уменьшении площади снежного покрова, особенно в весенние месяцы (АМАР, 2021). Так, в последние годы наблюдается рекордно низкое ежемесячное количество снега в мае и июне, как в Евразии, так и в Северной Америке (Mudryk et al., 2019).

Проблема оценки эмиссии радона и продуктов его распада в связи с деградацией мерзлоты (в глобальном плане в связи с климатическими изменениями) имеет высокую актуальность для Западного сектора Российской Арктики, поскольку здесь районы, относящиеся к зоне повышенной потенциальной радоноопасности, занимают значительные площади в Мурманской области, восточной части Архангельской области, востоке Ненецкого автономного округа и на северо-востоке Республики Коми (Максимовский и др., 1997) (Рис. 6.2). Однако в настоящее время, объемная активность радона в воздухе жилых помещений является низкой и, например, в Ненецком автономном округе составляет около 10 Бк/м^3 , при среднероссийском значении 28 Бк/м^3 (Романович и др., 2018).

При этом большая часть этих районов по прогнозам уже к 2050 году может освободиться от мерзлоты (Kotlyakov, Khromova, 2012) (рис. 6.3), что может привести к увеличению свободного радона, накоплению дочерних продуктов распада в растительности и, соответственно, к возрастанию дозовых нагрузок на биоту и человека. В глобальном масштабе в пределах мировой Арктики на территориях, которые к 2050 году могут освободиться от мерзлоты, проживает более 3.3. млн человек (Ramage et al., 2021). Таяние мерзлоты на территории Западного сектора Российской Арктики и Мировой Арктики в целом, потенциально может привести к увеличению свободного радона в породах, и, соответственно, к возрастанию дозовых нагрузок для большого числа жителей.

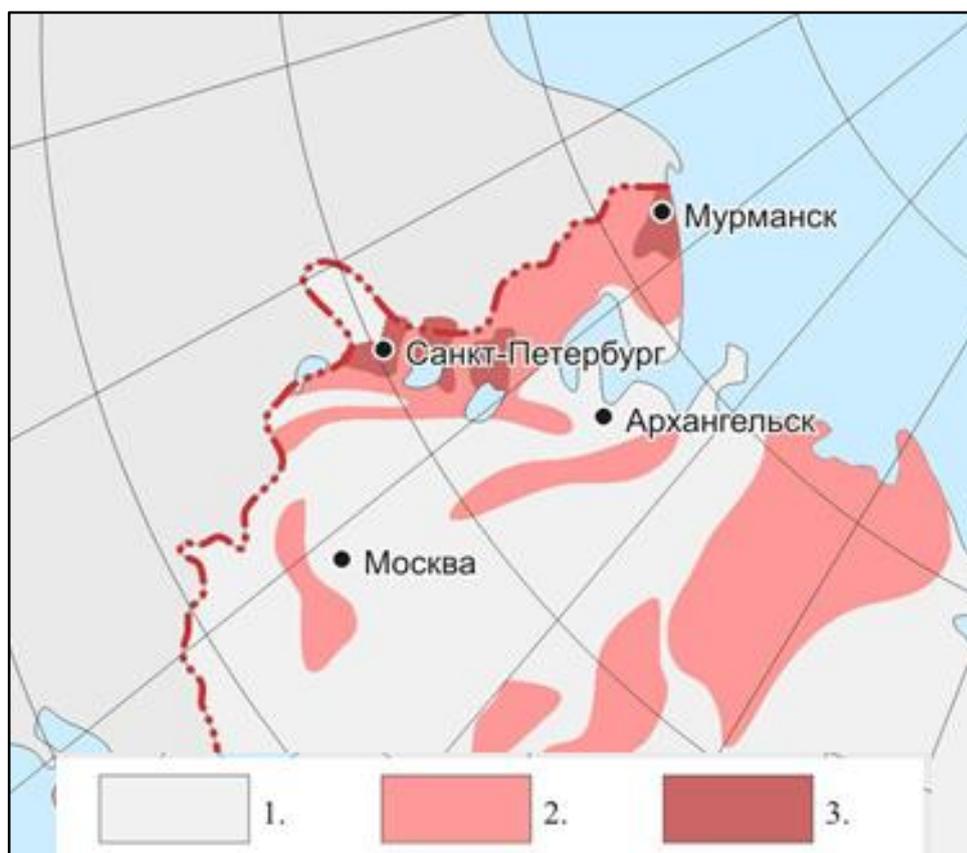


Рис. 6.2. Фрагмент карты радоноопасности территории Российской Федерации (Максимовский и др., 1997): 1 – территории с низким потенциалом радоноопасности, 2 – территории потенциального риска, 3 – районы широкого развития радонопродуцирующих геологических комплексов (наибольшего риска радоноопасности).

Моделирование поведения радона в случае оттаивания многолетнемерзлых пород, выполненное для условий канадской Арктики (Glover, Blouin, 2022), показало, что при мощности мерзлоты в 13 м и средней активности ^{226}Ra в породах 39 Бк/кг мерзлота снижает концентрацию радона в зоне сезонно-талого слоя на 80–90% до 4–8 Бк/м³. При этом объемная активность ^{222}Rn в подмерзлотном слое возрастает до 445.8 Бк/м³. Таким образом, мерзлота является эффективным барьером для радона. Однако в случае условно залпового оттаивания мерзлых пород при модельной объемной активности радона внутри помещения 5–10 Бк/м³, деградация мерзлоты уже через 1.5 года увеличит активность ^{222}Rn внутри помещения в основном за счет диффузионного переноса до 200 Бк/м³ (Glover, Blouin, 2022) (рис. 6.4), что является пороговым значением согласно норм радиационной безопасности для эксплуатируемых жилых и общественных зданий (НРБ-99/2009).



Рис. 6.3. Карта прогноза изменения площади криолитозоны на территории Российской Федерации (Kotlyakov, Khromova, 2012)

Ряд сценариев предполагает увеличение активности радона внутри помещения до 350 Бк/м^3 со снижением активности спустя 15 лет после залпового выброса ниже 200 Бк/м^3 (Glover, Blouin, 2022).

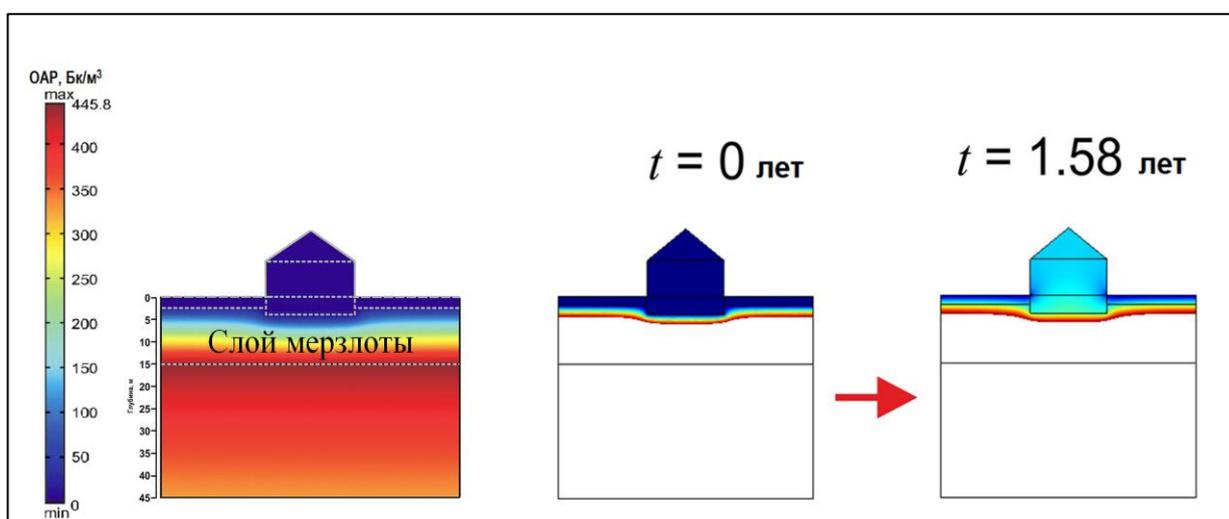


Рис. 6.4. Результаты моделирования изменения объемной активности радона в воздухе помещения в случае деградации мерзлоты (по Glover, Blouin, 2022 с изменениями).

Таким образом, данные модельных оценок актуализируют необходимость ответа на вопрос – как в реальных условиях современное изменение криолитозоны отражается на трансформации радиационного фона в районах распространения

многолетнемерзлых пород. Учитывая текущие климатические тенденции, которые потенциально могут привести к негативным радиозэкологическим последствиям, проблема эмиссии радиоактивных газов должна быть обозначена хотя бы в общем виде для направления более значительных исследовательских усилий для ее решения. В качестве иллюстрации возможностей увеличения потока радона в зависимости от изменения мерзлотных условий ниже представлены результаты исследований, выполненных в районе развития горной мерзлоты Приполярного Урала (рис. 6.5). Выбор района исследований был обусловлен тем, что, во-первых, тренд деградации мерзлоты для Печорского бассейна достоверно установлен (Васильев и др., 2020), во-вторых, контрастная ландшафтная обстановка позволяет наблюдать на сравнительно небольшой площади значимые вариации мерзлотных условий для различных элементов рельефа, что важно для сопоставления данных по потоку радона.

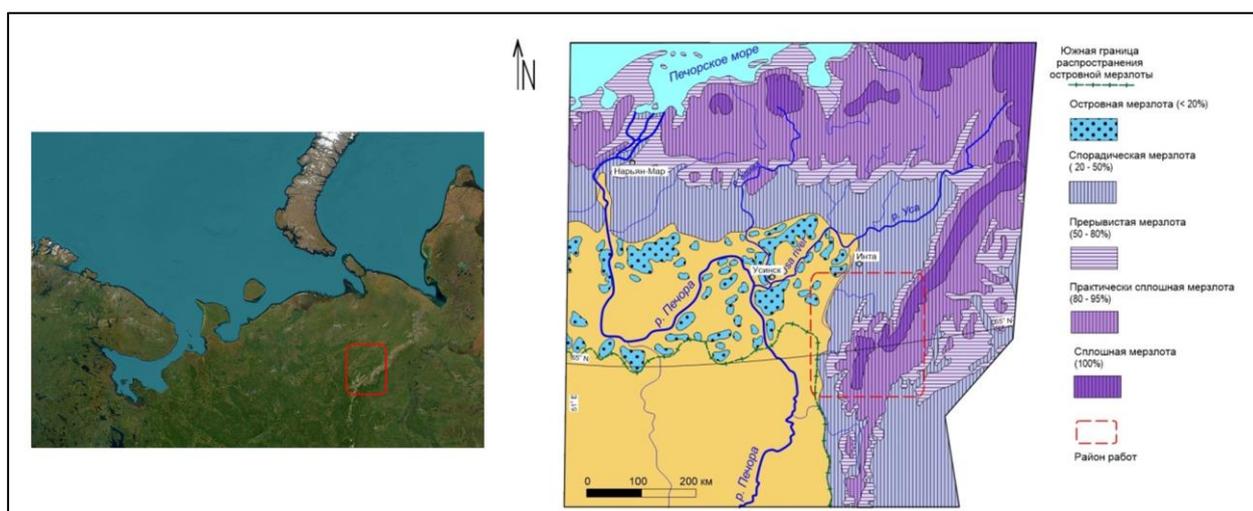


Рис. 6.5. Район полевых исследований и фрагмент карты мерзлотных условий бассейна р. Печоры (карта адаптирована из Christensen, Kuhry, 2000).

Данные по увеличению плотности потока и активности продуктов распада радона в почвах и растительности в зоне развития многолетней мерзлоты Западного сектора Российской Арктики были получены в ходе полевых исследований в Интинском районе Республики Коми (рис. 6.5). Территория исследования относится к зоне сплошного распространения многолетнемерзлых пород (ММП) (Гарагуля и др., 2012; Абатурова и др., 2022). Мощность ММП в долинах в интервале абсолютных отметок местности 600-700 м н.у.м составляет

около 120 м при температуре пород от 0 до -0.5°C . В средней части склонов температурный режим верхних горизонтов ММП характеризуется среднегодовой температурой от -2 до -3°C . На высотах около 800 м, мощность ММП составляет около 220 м, а температура -2°C ; на высотах около 900 м ММП имеют мощность около 400 м и температуру -3°C .

Как правило, при опробовании небольших площадок (например, болото), в верхних слоях почв и одинаковых видах растительности (сфагновый мох) активность ^{210}Pb по площади изменяется незначительно, поскольку в основном связана с потоком ^{210}Pb из атмосферы (Yakovlev et al., 2023). Однако было обнаружено, что на участках, характеризующихся по данным георадарной съемки контрастным изменением мерзлотных условий (увеличение мощности и осушение верхней части сезонно-талого слоя), наблюдаются максимальные значения плотности потока радона и значительный диапазон вариаций активности ^{210}Pb в верхнем слое почв и растительности.

Так, первый участок исследований, представляет собой плоский, сложенный четырьмя ступенями моренный язык, сложенный крупнообломочным материалом и по бокам отделенный от коренных склонов V-образными долинами ручьев. Георадарная съемка (георадар SIR-3000 с высокочастотной антенной 5103) проводилась на нижней ступени языка, поверхность которой задернована травой и мхом, на поверхность сквозь почвенный покров выходят обнаженные обломки морены (рис. 6.6).

На георадарограмме в пределах всей глубины сканирования отмечается большое количество структур, являющихся отражением межвалунного пространства заполненного мелкодисперсным материалом, плотность которых значительно возрастает при движении к боковой бровке морены (правая часть профиля). В левой части профиля в верхней части разреза выделяется зона интенсивного увлажнения до глубин 0.5 м, простирающаяся практически до срединной части моренного языка. Исходя из георадарограммы можно предположить, что в пределах моренного языка слитная мерзлота отсутствует. Нисходящее движение жидкой воды происходит по отдельным каналам с довольно сложной топографией, определяемой размерами отдельных обломков пород. Плотность потока радона по площади моренного языка закономерно

распределяется в соответствии с его внутренним строением и степенью увлажненности разреза: от 0 до 14 мБк/м²/с в зоне наибольшего увлажнения в левой части профиля и от 82 до 85 мБк/м²/с в правой части профиля, в зоне которая лучше дренирована.

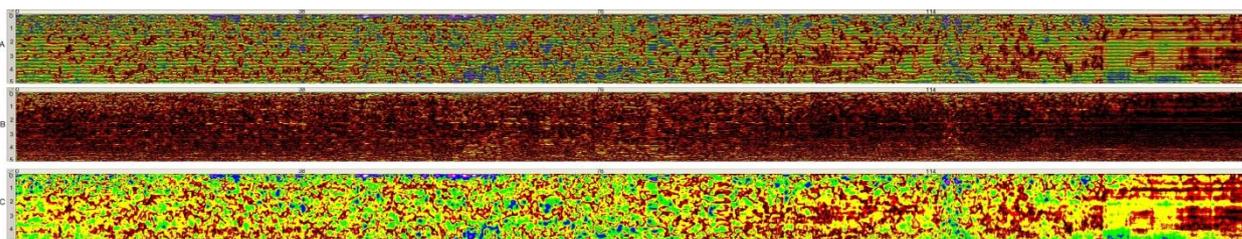
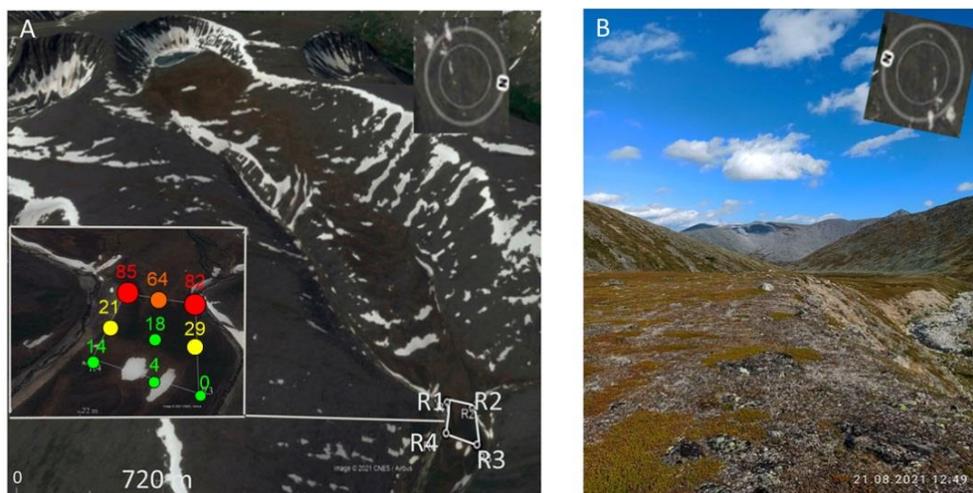


Рис. 6.6. Распределение плотности потока радона в пределах моренного языка и георадиолокационный профиль (длина 152 м, глубина сканирования 5 м). Верхний профиль – георадарограмма, средний – интерперетация методом деконволюции, нижний – интерперетация преобразованием Гильберта.

Второй участок расположен в пределах боковой морены и представляет из себя торфяник верхового типа. Согласно георадарограмме торфяник подстилается слабопроницаемым минеральным материалом, который на профиле имеет устойчивые линейные границы, отвечающие, по-видимому, накоплению мелкодисперсных осадков, осаждавшихся в подпрудном озере до начала его зарастания (рис. 6.7). Видимый сток с участка концентрируется в виде небольшого ручейка, промывшего боковую морену. В мочажинах, видимых также визуалью с поверхности, по георадарограмме отмечается увлажнение разреза на глубину от 1.0 до 2.0 м. Участок характеризуется наличием слитной мерзлоты со средней мощностью сезонно талого слоя 20-40 см. Плотность потока радона низкая,

незначительно варьирует в диапазоне 5 – 11 мБк/м²/с.

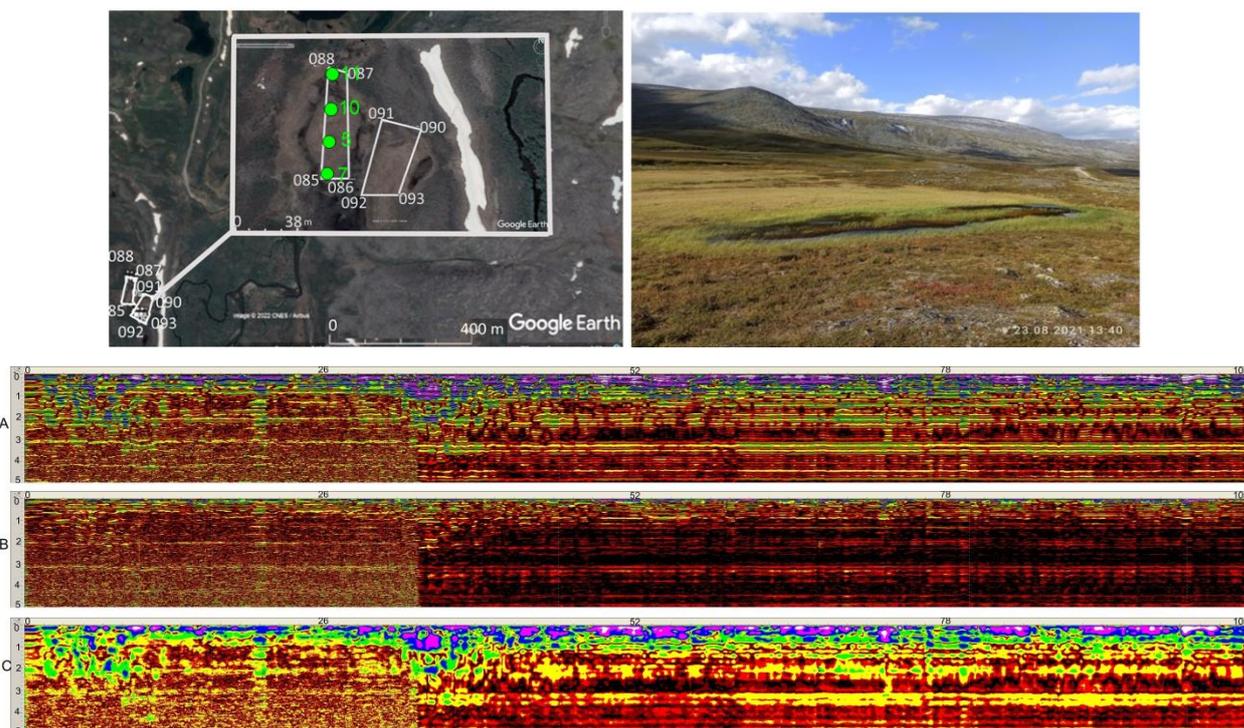


Рис. 6.7. Распределение плотности потока радона в пределах боковой морены и георадиолокационный профиль (длина 105 м, глубина сканирования 5 м). Верхний профиль – георадарограмма, средний – интерперетация методом деконволюции, нижний – интерперетация преобразованием Гильберта.

Третий участок представляет собой каровое верховое болото с развитием сплошного мохового покрова, которое расположено на пологом участке в зоне увлажнения, сформированной стекающим с вершины кара ручьем (рис. 6.8). Данный участок на георадарограмме характеризуется сложным внутренним строением и наиболее невыдержанной по профилю верхней поверхностью многолетнемерзлых пород. Мощность сезонно талого слоя по профилю варьирует от 20 см до 4.5 м.

Наибольшая средняя мощность сезонно талого слоя и контрастность поверхности мерзлоты отмечаются в правой части профиля. В пределах всего профиля выделяются субвертикальные каналы увлажнения (зоны синего цвета), а также субвертикальные зоны литологических неоднородностей и, возможно, раздробленности пород.

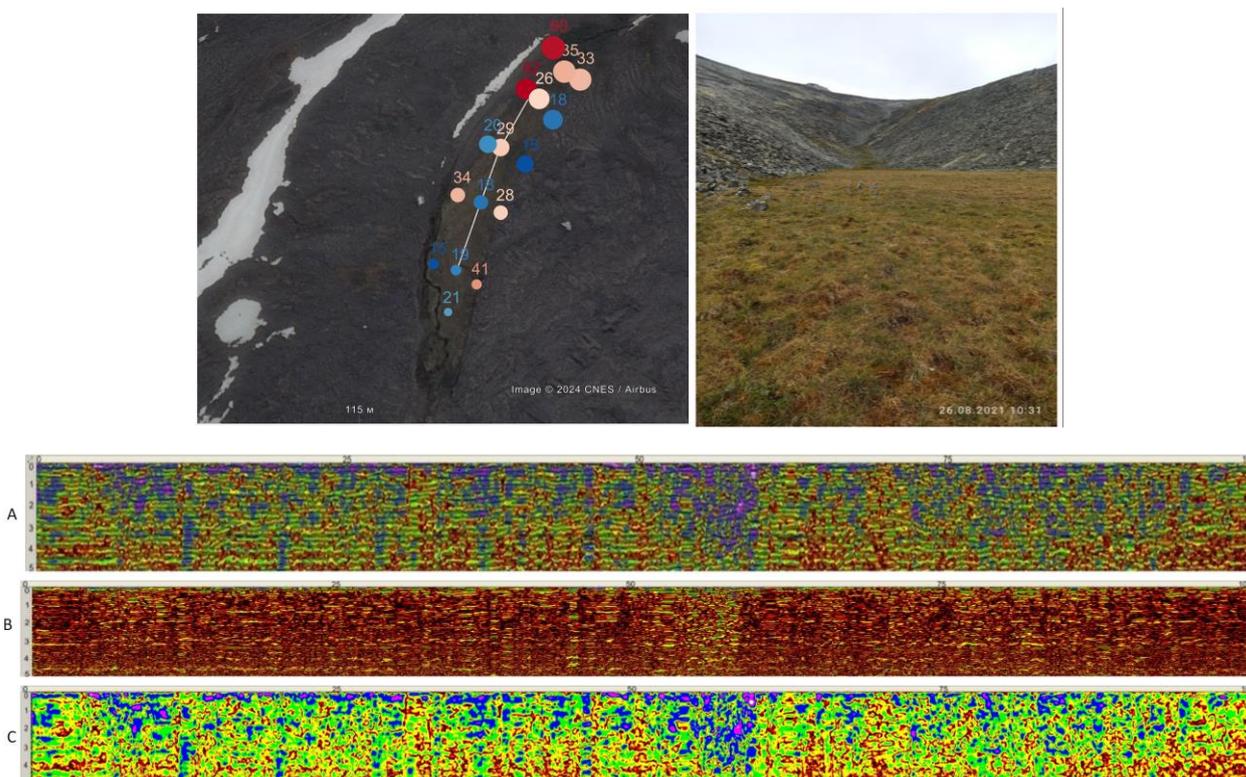


Рис. 6.8. Распределение плотности потока радона и георадиолокационный профиль в пределах карового болота (длина 100 м, глубина сканирования 5 м). Верхний профиль – георадарограмма, средний – интерперетация методом деконволюции, нижний – интерперетация преобразованием Гильберта.

Контрастность мерзлотных условий, вероятно, обусловила широкий диапазон вариаций плотности потока радона от 15 до 62 мБк/м²/с, которая увеличивается на участках в большей мощности сезонно-талого слоя. Кроме этого, в пределах данного участка обнаруживается наличие корреляционной связи на уровне $R=0.52$ между плотностью потока радона и удельной активностью ^{210}Pb в пробах мха (рис. 6.9).

Полученные данные косвенно свидетельствуют о том, что на участках, где мерзлота деградировала более интенсивно, радон активнее мигрирует к поверхности земли, с накоплением продуктов распада, таких как ^{210}Pb , в почвенно-растительном покрове. Подобная картина наблюдалась и в западной части Ненецкого АО в пределах Канинской тундры, где для участка верхового болота близ русла реки Несь, которая оказывает отепляющее влияние на разрез, была выявлена сильная корреляционная связь $R = 0.90$ между плотностью потока радона и глубиной протаивания сезонно-талого слоя, измеренной прямым методом с помощью термощупа (Пучков, Яковлев, 2023).

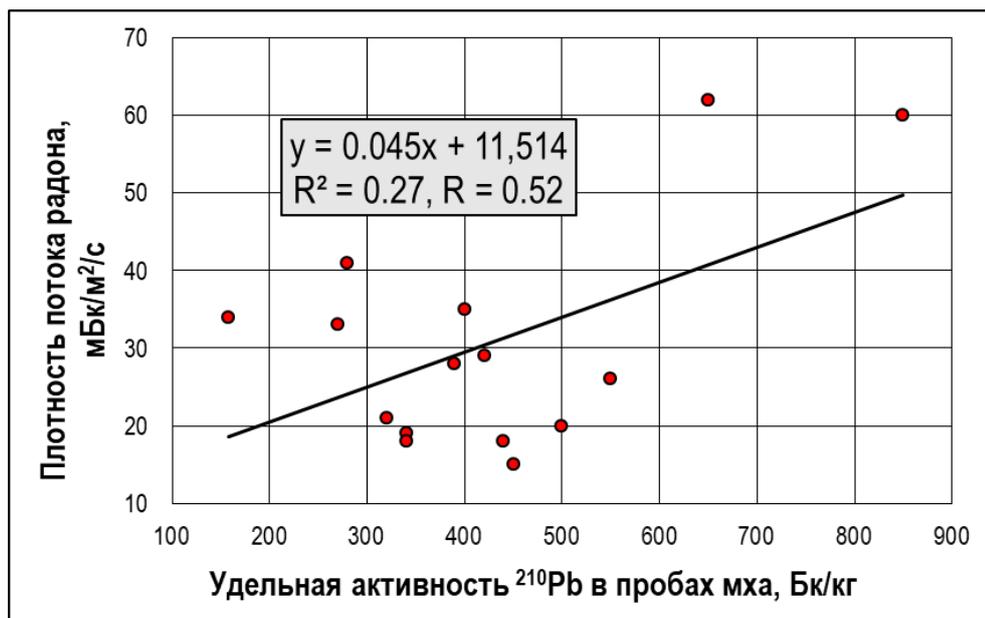


Рис. 6.9. График зависимости плотности потока радона с поверхности болота и удельной активности ²¹⁰Pb в пробах мха.

Модельные исследования влияния изменения мерзлотных условий на высвобождение (поток) ²²²Rn были проведены на примере экспериментальной площадки с заданными радиационно-физическими параметрами имитирующей строение верхнего разреза криолитозоны (сезонно-талый слой, многолетнемерзлые породы), на которой в течение 5 месяцев непрерывно проводили измерение плотности потока радона (Пучков, 2023). Экспериментальные работы показали, что в мерзлом состоянии грунта диффузионная подвижность радона сильно ограничена в присутствии льда (коэффициент эманирования около 1 %). Однако при полном оттаивании мерзлых пород активность радона в реальных условиях увеличивается в 6-8 раз, моделирование (расчетные значения) показывает увеличение в 20 раз и активность до 43000 Бк/м³. Это подтверждает то, что деградация мерзлых пород в регионах Западного сектора Российской Арктики может привести к значительному увеличению потока радона, что потребует изменения существующих подходов к оценке радоноопасности территорий. В свою очередь увеличение потока ²²²Rn при оттаивании многолетнемерзлых пород может привести к изменению параметров естественного радиационного фона на поверхности земли за счет накопления продуктов распада.

6.2 Изотопы урана в природных водах

Помимо возрастания активности радона и продуктов его распада в связи с деградацией мерзлоты, глобальное потепление, вызывающее масштабные климатические изменения, может также привести к возрастанию активностей изотопов урана в поверхностных и подземных водах Западного сектора Российской Арктики, что отражается в изменении отношения изотопного состава $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ в природных водах. В ряде регионов изотопы урана являются основными радионуклидами, которые определяют радиационное качество подземных вод (Nordberg et al., 2007; Keith et al., 2013; Sofield, Kantar, 2013; Silva, Bonotto, 2015; Thang et al., 2022; Vengosh et al., 2022). В изотопной смеси природного урана изотоп ^{234}U по массе занимает всего 0.0054 %, но поскольку ^{234}U является продуктом распада урана-238 (99.27 % в изотопной смеси) с более коротким периодом полураспада ($T_{1/2}^{234}\text{U} = 245$ тыс. лет, $T_{1/2}^{238}\text{U} = 4.47$ млрд. лет), то его активность такая же, как и у родительского нуклида (Чердынцев, 1969). Это свойство имеет важнейшее значение в радиологических исследованиях природных вод, поскольку в данном случае активность природного урана удваивается (Киселев, 1999). Радиационное воздействие ядра отдачи и химическое растворение пород приводит к небольшому обогащению природных вод ^{234}U , что впервые обнаружили В.В. Чердынцев и П.И. Чалов (Чалов, 1975). В результате радиационных и химических взаимодействий в системе «вода-порода» типичный диапазон вариаций отношения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ в подземных водах составляет 1.2-2.5 (Киселев, 2005; Бахур, 2008). Исходя из этого, прогнозируемая предельная удельная активность ^{234}U может превышать активность ^{238}U не более чем в 2.5 раза. В связи с этим высказываются предложения по отказу от дорогостоящего определения активностей отдельных изотопов урана, ограничиваясь измерением общей концентрации урана (фактически ^{238}U , если его активность не превышает 0.7 Бк/л), по которой можно оценить активность изотопа ^{234}U (Кадука и др., 2018). Однако обнаруживаются подземные воды с избытками ^{234}U относительно родительского нуклида ^{238}U более 20 (Поляков, 1991; Osmond, Ivanovich, 1992; Bonotto, 1999; Suksi et al., 2006; Токарев, 2008; Petersena et al., 2013; Mejean et al., 2016; Almasoud et al., 2020), что очевидно может повлиять на ухудшение

радиационного качества подземных вод в плане превышения уровня вмешательства по суммарной альфа-активности за счет изотопов урана.

В формировании аномальных избытков ^{234}U (в виде отношения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) наблюдается примечательная географическая закономерность. Такие аномальные избытки ^{234}U ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 56$) обнаружены в северо-западной части Восточно-Европейской платформы в зоне сочленения Русской плиты и Балтийского кристаллического массива – в Прибалтике, Карелии, Ленинградской и Архангельской областях в водоносных горизонтах венда и верхней трещиноватой части кристаллического фундамента (Поляков, 1991; Ежова и др., 1996; Малов, Киселев, 2009; Токарев, 2012; Mokrik, Samalavičius, 2022). Похожая картина характерна для глубоких водоносных горизонтов краевых частей Канадского щита в Северной Америке (Канада, северные штаты США) (Banner et al., 1990; Arndt, West, 2000; Peterman et al., 2016; Mejean et al., 2016, 2017). Поэтому сверхвысокое обогащение подземных вод изотопом ^{234}U могло быть обусловлено глобальными климатическими изменениями позднего плейстоцена-голоцена, связанными со становлением и деградацией покровного оледенения (Лаврентийский ледниковый щит в Северной Америке, Скандинавский – на севере Европы) и подземной мерзлоты, существовавшей на краевых частях ледников.

Влияние климатических событий на формирование подземных вод с аномальным обогащением ^{234}U могло быть результатом совокупного воздействия нескольких процессов.

Во-первых, со снятием ледниковой нагрузки на породы водоносных горизонтов существенно возросла их трещиноватость (Баранская и др., 2019), а интенсивность выхода ядра отдачи из пород пропорциональна площади взаимодействия в системе «вода-порода», что увеличивает в воде содержание изотопа ^{234}U (Malov, 2016). Такой механизм экспериментально показан для водоносных горизонтов Канадского щита (Mejean et al., 2017) (рис. 6.10).

Во-вторых, талые ледниковые воды после таяния ледниковых щитов, по мере движения к областям разгрузки расходовали кислород на химические реакции, в результате чего в глубоких водоносных горизонтах установилась восстановительная обстановка (Provost et al., 1998). В таких условиях химическое растворение урана значительно замедляется (Дутова, 2008), а распад продолжается,

что приводит к накоплению ^{234}U .

В-третьих, в перигляциальных условиях в связи с длительным нахождением водонасыщенных пород в мерзлом состоянии подвижность урана снижена, однако накопление продуктов распада продолжается и с оттаиванием мерзлоты происходит залповый выброс наколенного ^{234}U в воду (Поляков, 1991; Токарев, 2008; Tokarev et al., 2022).

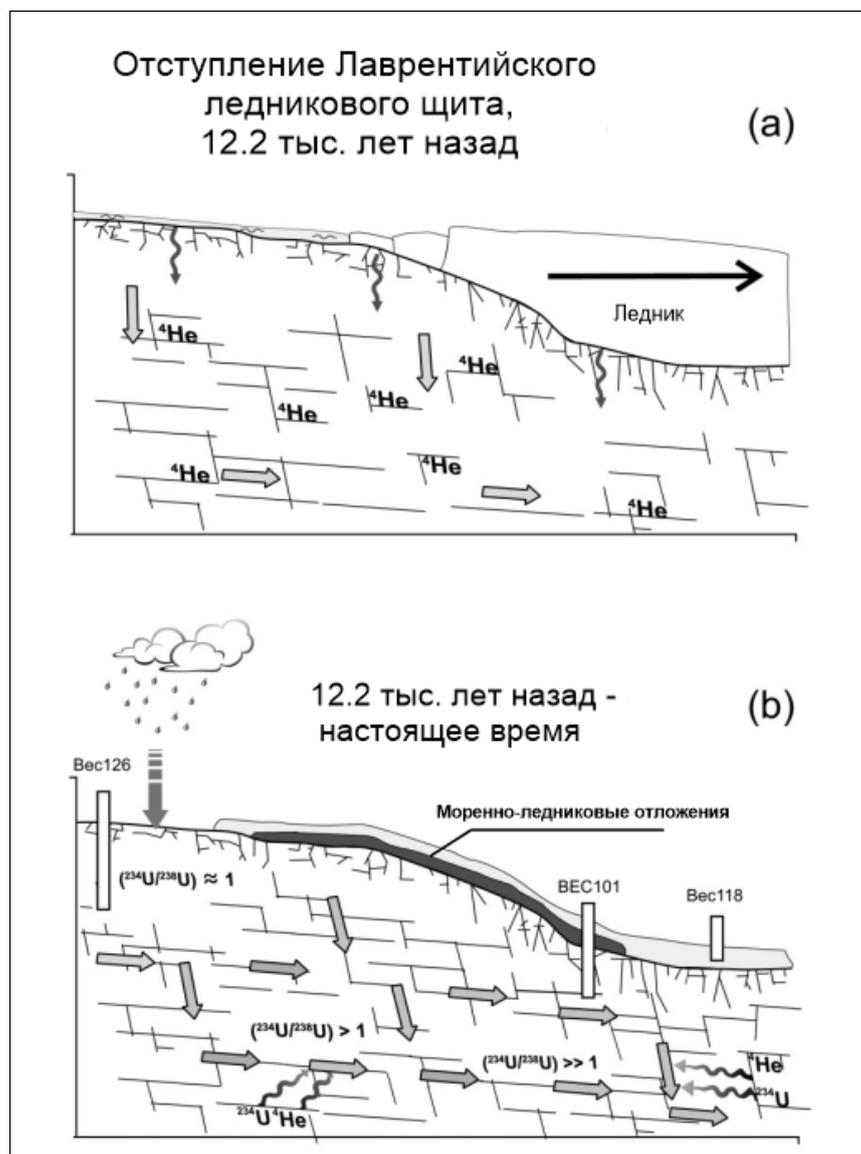


Рис. 6.10. Модель обогащения подземных вод ураном-234 и гелием-4 в результате отступления Лаврентийского ледника в Канаде (Mejean et al., 2017).

В-четвертых, обогащение подземных вод изотопом ^{234}U могло происходить в результате формирования остаточных вод при промерзании разреза, когда остаточные воды обогащаются вытесненными из льда солями (Ежова и др., 1996). Обогащение остаточной воды при частичном ее замерзании изотопом ^{234}U было

экспериментально подтверждено Г.П. Киселевым (Киселев и др., 2016).

В-пятых, в перигляциальной зоне в подмерзлотных водах существовала восстановительная обстановка при которой ^{238}U мог преимущественно осаждаться при восстановлении U^{6+} до U^{4+} с накоплением продуктов распада (Mokrik, Samalavičius, 2022). Поскольку накопление ^{234}U имеет важное радиологическое значение, проверка возможности обнаружения подземных вод с аномальными значениями $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ и оценка влияния избытков ^{234}U на радиационное качество подземных вод выполнена на примере водоносных горизонтов Ленинградской области и южной части Карелии. Данная территория не относится к Арктической зоне Российской Федерации, однако может быть рассмотрена как представительный пример в качестве иллюстрации гидрогеологической обстановки, сформированной под воздействием климатических вариаций позднего плейстоцена-голоцена (Tokarev et al., 2019) (рис. 6.11). Кроме этого, в регионе подземные воды активно эксплуатируются для целей питьевого водоснабжения и реликты криогенных вод вполне могли сохраниться за счет наличия в разрезе водоупорных отложений – вендских и кембрийских глин (Воронюк и др., 2016; Виноград и др., 2019). Геологическая карта района исследований и точки отбора подземных вод представлены на рис. 6.12.

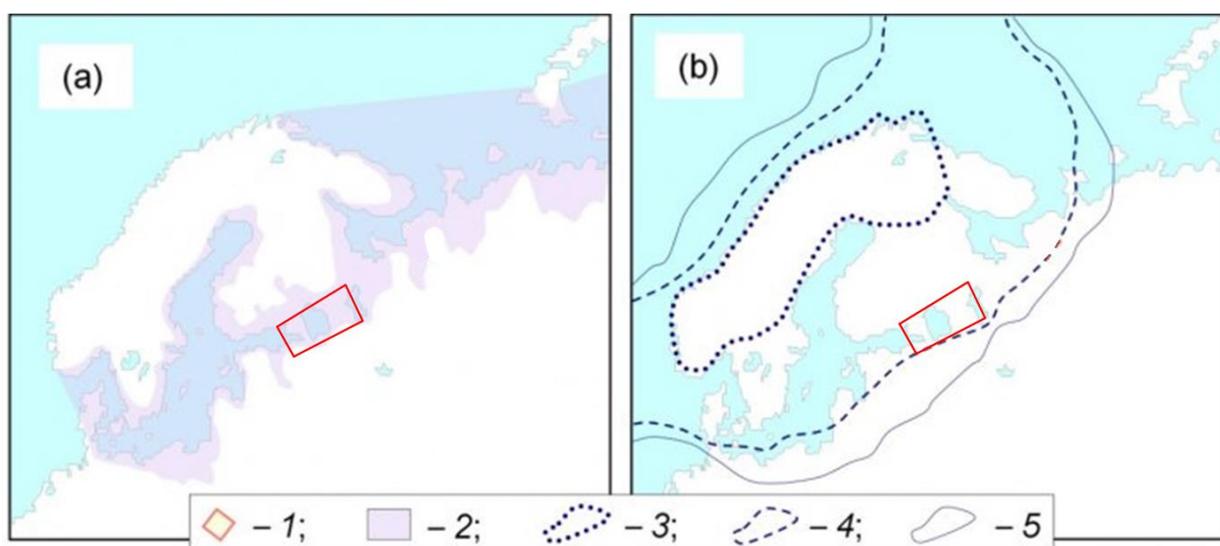


Рис. 6.11. Микулинское море (а) и Скандинавский ледниковый щит (б): 1 - исследуемый регион; 2 - Микулинское море 115–130 тыс. лет назад; граница ледникового покрова при трех максимумах климатического похолодания: 3 - 85, 4 - 60, 5 - 18 тыс. лет назад (Токарев, 2012).

В геологическом отношении территория исследования расположена в зоне сочленения юго-восточного склона Балтийского щита и северо-западного фланга Русской плиты. Породы щита и фундамент платформы представлены архей-протерозойскими кристаллическими образованиями. Верхняя часть кристаллического массива на глубину от первых до нескольких десятков метров представляет собой трещиноватый водоносный горизонт. В кристаллических породах фундамента водоносными также являются зоны региональных разломов глубокого заложения. В восточной части Карельского перешейка и в южной части Ладожского озера располагается локальная депрессия в фундаменте (Ладожский грабен), заполненная песчаниками венд-рифейского водоносного горизонта мощностью в несколько сотен метров.

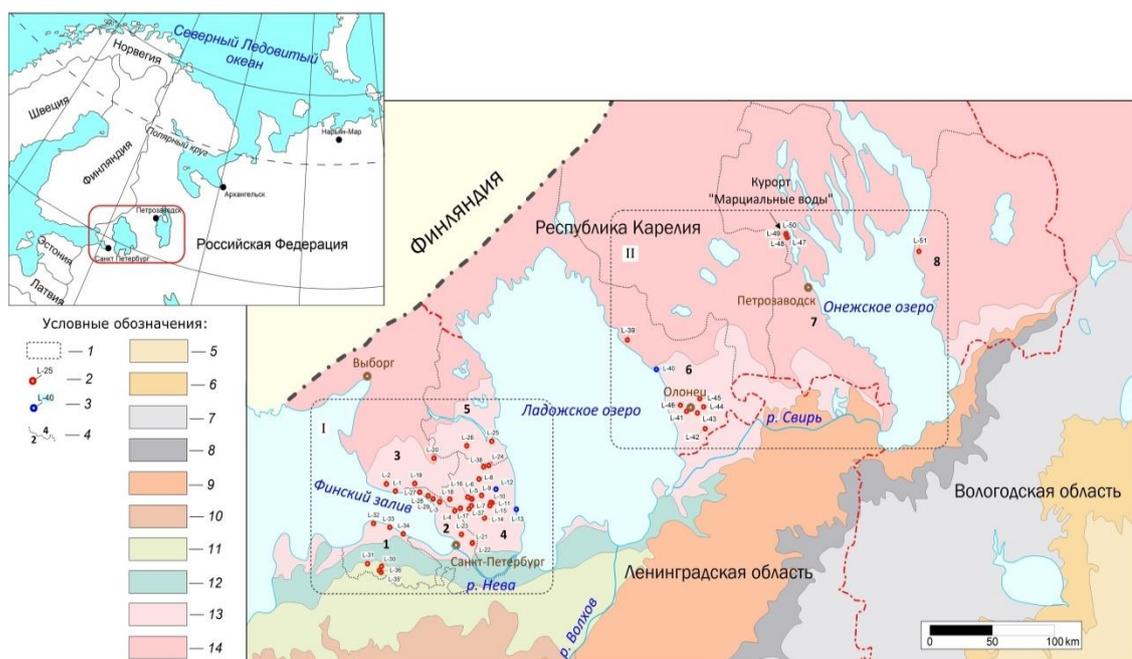


Рис. 6.12. Геологическая схема территории исследований и расположение точек опробования: 1 – основные районы исследований (I – Ленинградская область, II – южная часть Карелии); 2 – точки отбора проб подземных вод; 3 – точки отбора проб поверхностных вод; 4 – границы между административными районами; основные водоносные комплексы: 5 – верхнепермский; 6 – нижнепермский; 7 – верхне-среднекаменноугольный; 8 – нижнекаменноугольный; 9 – верхнедевонский; 10 – среднедевонский; 11 – кембро-ордовикский; 12 – нижнекембрийский; 13 – вендский; 14 – архейско-протерозойский кристаллический фундамент с водоносным горизонтом, приуроченным к зоне экзогенной трещиноватости и водоносными зонами глубоких региональных разломов.

Основными водоносными горизонтами в зоне сочленения Русской плиты с Балтийским щитом являются (снизу–вверх) – базальный горизонт чехла – вендский водоносный терригенный комплекс (гдовский горизонт); венд-кембрийский (воронковско-ломоносовский) терригенный горизонт; кембро-ордовикский терригенно-карбонатный водоносный комплекс. С поверхности территория покрыта чехлом четвертичных терригенных образований различного генезиса. Особенность региона – наличие переуглубленных речных долин, возникших в последний ледниковый период в результате опускания уровня воды в Мировом океане. В этих долинах, заполненных четвертичными отложениями, выделяются два (нижний и верхний) межморенных горизонта, имеющих зачастую заметный избыточный напор воды.

Исследования основных эксплуатируемых водоносных горизонтов показали, что в изученных подземных водах наблюдается аномальный изотопный состав урана $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, с избытками ^{234}U более 25. При этом вариации изотопного состава урана $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ имеют отчетливую связь с химическим составом подземных вод и физико-химическими параметрами водоносных горизонтов (рис. 6.13 и рис. 6.14).

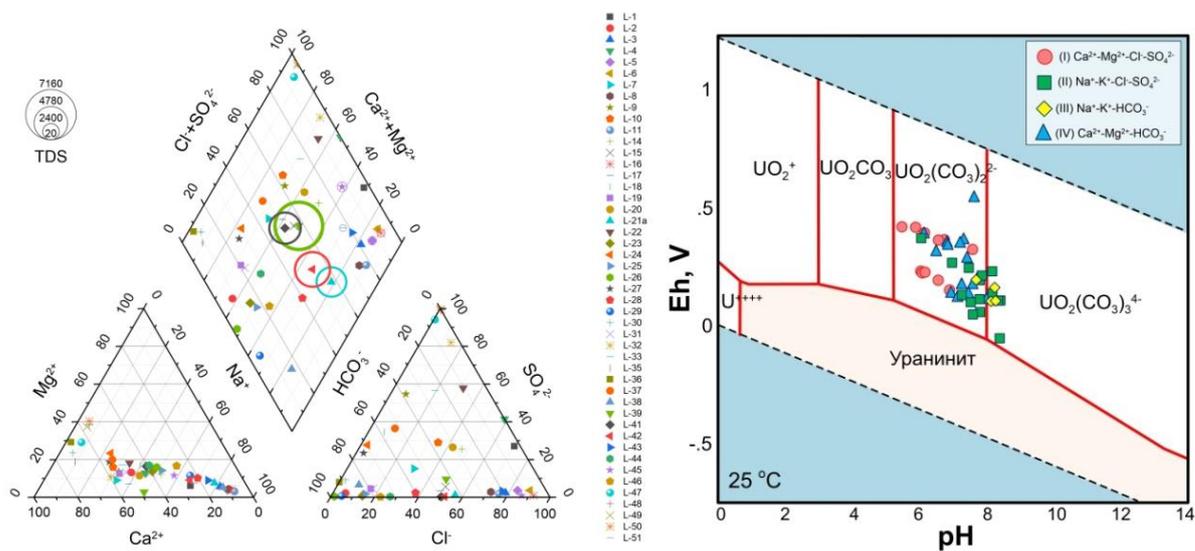


Рис. 6.13. Распределение химического состава (левый рисунок) и форм нахождения урана (правый рисунок) в подземных водах Ленинградской области и южной части Карелии. Гидрохимические типы подземных вод согласно диаграмме Пайпера: I – фация хлоридных натриевых вод; II – фация сульфатных кальциевых вод; III – фация вод измененных под влиянием ионного обмена кальция на натрий; IV – фация пресных гидрокарбонатных кальциевых вод.

Так, аномальные значения изотопного состава урана характерны для подземных вод глубокой циркуляции с преобладанием ионов хлора и натрия, которые приурочены к трещиноватым породам верхней части фундамента и песчано-глинистым отложения венда. Для этих вод глубокой циркуляции наблюдается увеличение активности ^{234}U с ростом минерализации (рис. 6.14). При этом по предельным избыткам ^{234}U они разделяются на две подгруппы, что, вероятно, отражает процессы формирования подземных вод (рис. 6.14).

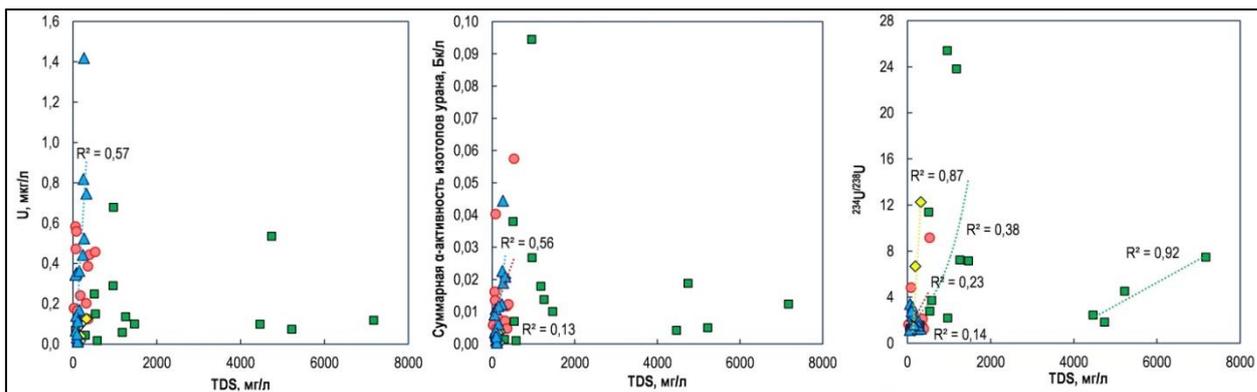


Рис. 6.14. Графики зависимости минерализации и радиационных параметров подземных вод Ленинградской области и южной части Карелии

Первый компонент имеет высокие значения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U} \sim 25$ при относительно низкой минерализации около 1 г/л, а второй – отношения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U} \sim 7$ и высокую минерализацию более 5-7 г/л. Вероятно, первая подгруппа глубинных вод содержит примесь компоненты образованной как в результате таяния покровного ледника, так и подземной мерзлоты, что фиксируется по легкому составу стабильных изотопов $\delta^{18}\text{O}$ и $\delta^2\text{H}$ (рис. 6.15), отражающему формирование вод в холодных климатических условиях. Вторая подгруппа вод с высокой минерализацией – это остаточные воды, оттесненные вниз по разрезу при его замораживании. В условиях этих глубоких водоносных горизонтов преобладает восстановительная обстановка, что видно по величине Eh (рис. 6.15), которая при снижении выщелачиваемости урана способствует росту отношения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$. Аномальному росту активности ^{234}U также вероятно способствует и трещиноватость водоносных горизонтов, возросшая в связи со снятием ледниковой нагрузки.

Подземные воды верхнего водоносного горизонта гидрокарбонатного состава имеют наибольшую концентрацию урана, которая определяется ростом

содержания кислорода, сменой восстановительной среды на окислительную (рис. 6.15). Изотопное отношение $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ при этом в этих водах минимальное, поскольку компенсируется повышенным выщелачиванием урана из пород. Исходя из этого для пресных гидрокарбонатных вод с минимальными избытками изотопа ^{234}U имеет место практически прямая зависимость общей альфа-активности и концентрации урана (рис. 6.16 а).

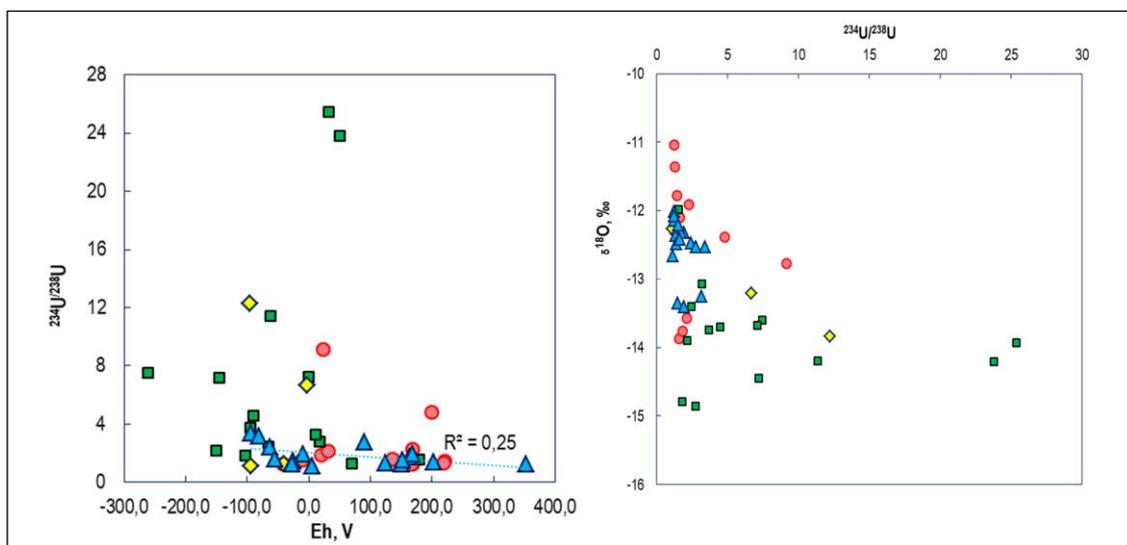


Рис. 6.15. Графики зависимости изотопного отношения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ и величины Eh и $\delta^{18}\text{O}$ в подземных водах Ленинградской области и южной части Карелии

Однако в глубинных водах такой зависимости не наблюдается, поскольку на их радиационное качество начинает влиять изотоп ^{234}U , активность которого до 25 раз выше, чем активность ^{238}U . Так, например, проба воды (L-6) из трещиноватого архей-протерозойского горизонта при крайне низкой активности изотопа $^{238}\text{U} = 0.0036$ Бк/л (0.29 мкг/л) из-за аномально высоких избытков ^{234}U ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 25.39$) имеет суммарную альфа-активность $^{234}\text{U} + ^{238}\text{U}$ около 0.1 Бк/л, что является пороговым значением норматива НРБ-99, который ранее действовал в России.

Действующей в настоящее время в Российской Федерации норматив НРБ-99/2009 ограничивает уровень вмешательства по суммарной альфа-активности величиной 0.2 Бк/л. Можно предположить, что при обнаружении подземных вод с отношениями $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ более 36, уровень вмешательства по суммарной альфа-активности 0.2 Бк/л может быть превышен (рис. 6.16 б). Такие оценки необходимо провести, поскольку воды с обнаруженным аномальными избытками ^{234}U имеют минерализацию около 1 г/л и используются для питьевого водоснабжения.

Возможность обнаружения столь высокого соотношения изотопов урана $^{234}\text{U}/^{238}\text{U} > 36$ не исключена, поскольку ранее на водозаборах Эстонии были выявлены отношения 56 единиц (Поляков, 1991). В связи с этим в некоторых случаях может быть некорректно из общей концентрации урана (фактически урана-238) рассчитывать суммарную активность его изотопов, что может не в полной мере отражать действительные радиационные характеристики подземных вод.

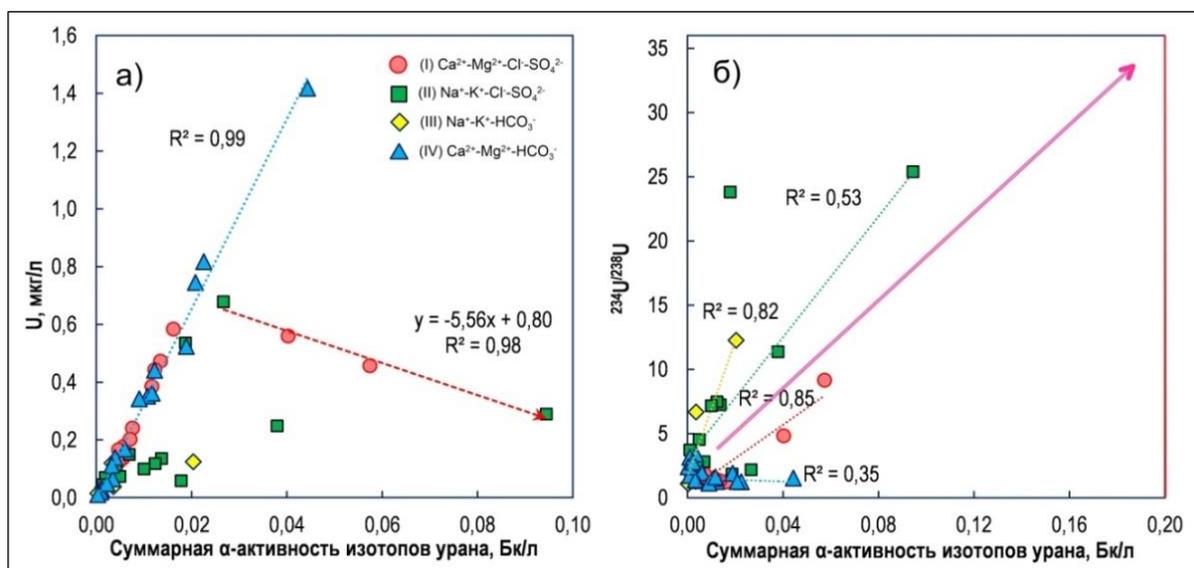


Рис. 6.16. Зависимость суммарной альфа-активности $^{234}\text{U} + ^{238}\text{U}$ от концентрации урана (а) и изотопного отношения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ (б) для различных гидрохимических типов подземных вод Ленинградской области и южной части Карелии.

Гидрохимические параметры подземных вод, характерные для водоносных горизонтов районов распространения мерзлоты, могут способствовать накоплению ^{234}U в восстановительных условиях подмерзлотных водоносных горизонтов (Mokrik, Samalavičius, 2022). Однако в настоящее время данных об изотопном составе урана таких вод нет. В то же время для района Тибетского нагорья было показано (Ma et al., 2020; Gao et al., 2023), что деградация мерзлоты, нарушая гидродинамический режим мерзлотных водоносных горизонтов, повышает интенсивность подтока подмерзлотных подземных вод, что влияет на увеличение речного стока. Очевидно, что увеличение вклада этой компоненты в речной сток должно отражаться на изменении гидрохимических параметров поверхностных вод. Так, для Восточной Сибири достоверно установлено, что потепление климата ускоряет гидрогеохимические процессы в речных бассейнах занятых мерзлотой в

плане увеличения общей минерализации воды и концентраций основных ионов в поверхностных водах (Wang et al., 2024). Подобные процессы должны также наблюдаться и в пределах Западного сектора Российской Арктики, выражающиеся в трансформации гидрохимических параметров поверхностного стока крупных речных бассейнов, в первую очередь Печорского. Однако в настоящее время при увеличении общего стока р. Печоры (АМАР, 2021) изменения модулей ионного стока в целом для Печорского бассейна достоверно не выявлены (Даниленко и др., 2020). В то же время в малых водотоках бассейна Печоры, например, в зоне формирования стока в области развития горной мерзлоты Приполярного Урала, обнаруживаются повышенные для поверхностных вод отношения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ до 2.59, что может быть связано с вкладом подземной компоненты. При этом вклад талых сезонных снегов в речном стоке диагностируется по закономерному снижению с набором высоты температуры, минерализации и величины рН, а также $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, окислительно-восстановительный потенциал возрастает (Яковлев и др., 2023). Подобные изменения проявлены в микроэлементном составе и содержании стабильных изотопов в притоках реки Печоры (Токарев и др., 2022; Yakovlev et al., 2023). Изотопные эффекты, наблюдаемые в компонентах континентального стока могут оказывать влияние на изотопный состав растворенного урана в арктическом бассейне и отражаться в виде накопленного $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ сигнала, что было продемонстрировано для канадской Арктики и центральной части Северного-Ледовитого океана (бассейн Макарова) (Andersen et al., 2010). При этом уран, содержащийся в речном стоке, выносится в арктический бассейн практически полностью, не осаждаясь на геохимическом барьере в устьях рек (Andersen et al., 2007). Было установлено, что изотопный состав растворенного урана в Баренцевом море также значительно отличается от среднего для Мирового океана ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ до 2.08) (Tokarev, Yakovlev, 2021). Повышенные значения активности ^{234}U , наблюдаемые в Баренцевом море, могут быть связаны как с вкладом речного стока, так за счет субмаринной разгрузки подземных вод с аномальным изотопным составом $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, обнаруженных в Белом море (Киселев, 2005).

Таким образом, обнаруженные закономерности в реакции изотопов уранового ряда ^{238}U могут быть использованы в качестве трассеров при исследовании состояния криолитозоны, оценки радиационного качества природных вод и

прогнозирования изменения радоновой обстановки в связи с деградацией многолетней мерзлоты.

6.3. Оценка эмиссии техногенных радионуклидов

Помимо ускорения эмиссии естественных радиоактивных газов, потепление климата может привести к мобилизации техногенных радионуклидов, накопленных с начала атомной эры в почвах и торфяниках Арктики. Так, в настоящее время в почвах и торфяниках Шпицбергена наблюдаются весьма высокие активности техногенных радионуклидов, их основная активность зафиксирована в слоях, соответствующих максимуму атмосферных испытаний, что свидетельствует о слабой миграции радионуклидов после депонирования и ограниченности их для усвоения биотой (Lokas et al., 2013). Так, активность техногенных радионуклидов в этих слоях достигала: ^{137}Cs – 292 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – 22.93 Бк/кг, ^{238}Pu – 0.53 Бк/кг, ^{241}Am – 10.67 Бк/кг. Однако рост температуры воздуха и изменения гидрологических условий могут ускорить процессы гумификации и разложения органического вещества арктических почв и торфяников (АСИА, 2004), что может увеличить доступность накопленных техногенных радионуклидов с последующей миграцией в экосистемах и по пищевым цепям.

Весьма значительная роль в накоплении техногенной радиоактивности принадлежит и ледниковому покрову Арктики, в первую очередь на Новой Земле – единственном месте в Арктике, где проводились атмосферные ядерные испытания (Асадулин и др., 2018). По оценкам (Aarkrog, 1997) расчетная суммарная активность радиоцезия, которая могла поступить на острова Новой Земли в результате локальных тропосферных выпадений, составляет ~30 ПБк. И действительно, в криоконитах ледникового покрова Северного острова Новой Земли были обнаружены наиболее высокие для Арктики активности ^{137}Cs , варьирующие в диапазоне 5700-8100 Бк/кг (Miroshnikov et al., 2021). Столь высокое накопление ^{137}Cs в криоконитах было связано с таянием погребенного слоя загрязненного льда, образовавшегося в ходе атмосферных ядерных испытаний. С высвобождением ^{137}Cs из ледникового покрова Новой Земли связано и формирование в прибрежных донных осадках зоны с повышенной активностью

^{137}Cs , как в Карском, так и Баренцевом море (Мирошников, 2012; Miroshnikov et al., 2021). Высокие активности техногенных радионуклидов наблюдаются в почвах прогляциальных зон ледников (откуда ледники отступили) на Шпицбергене, сформированных из недавно отложившегося материала морен и характеризующихся плохим морфологическим развитием (АМАР, 2016). В этих почвах, сформированных в том числе, загрязненным радионуклидами веществом криоконитов, активности ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am достигают значений 3293 Бк/кг, 20.4 Бк/кг и 14.2 Бк/кг соответственно. В связи с этим, очевидно, что в будущем, из-за роста среднегодовых температур ускоряющих таяние покровных ледников Арктики, покровное оледенение, особенно на Новой Земле, будет являться основным источником вторичного радиационного загрязнения арктических экосистем. Причем, таяние льда в Арктике, не только покровного, но и морского, в ближайшие десятилетия может значительно ускориться, поскольку модели CMIP6 прогнозируют, что к концу XXI века средняя годовая температура приземного воздуха в Арктике увеличится на 3.3 – 10.0°C по сравнению с текущим моментом (IPCC, 2023). В связи с тем, что Арктика нагревается быстрее, чем другие регионы планеты, значительные потери морского льда приводят к быстрому закислению морских вод бассейна Северного Ледовитого океана, особенно в западной его части, где темпы закисления в 3-4 раза выше других океанических бассейнов (Qi et al., 2022). Существуют опасения, что повышение температуры и кислотности придонных морских вод может увеличить скорость коррозии защитных оболочек контейнеров, захороненных в морях Арктики (Kwiatkowski et al., 2020; Gwynn et al., 2024).

Некоторую роль в качестве источника вторичного радиационного загрязнения морской среды Арктики могут играть устьевые части рек, которые как особый геохимический барьер на границе раздела «река-море», накапливают значительные объемы радионуклидов, поступивших с водосборных бассейнов (Oughton et al., 1997; Киселев и др., 2001; Zhong et al., 2020). В связи с повышением уровня моря, гидрохимические параметры эстуариев значительно изменятся, а барьерные зоны будут смещаться вглубь суши (Prandle, Lane, 2015), что может стать фактором мобилизации радионуклидов из донных отложений устьевых частей рек. Возможность мобилизации радионуклидов из донных осадков эстуариев из-за

воздействия морских вод показана для ^{137}Cs , ^{90}Sr и изотопов радия (^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Ra) (Webster et al., 1995; Oughton et al., 1997). В открытых частях морей увеличению мобилизации радионуклидов из донных отложений может способствовать изменение характера бентической биотурбации – изменение распределения и видового состава бентосных организмов при повышении температуры и снижении солености придонной воды (Weinert et al., 2022). Возрастанию активностей радионуклидов в морской среде может способствовать также, наблюдаемые в последние 50 лет, увеличение стока арктических рек и ускорение береговой абразии (АМАР, 2021; Gwynn et al., 2024).

Повышение температуры приземного слоя воздуха и уменьшение количества осадков приводит к усилению высыхания и ветровой эрозии почв в аридных и субгумидных районах, провоцируя опустынивание и частое формирование пыльных бурь (Huang et al., 2020), что способствует увеличению содержания в атмосфере как литогенных, так и накопленных в почве техногенных радионуклидов (Chamizo et al., 2010; Xu et al., 2013). Формируемые в засушливых районах атмосферные аэрозоли могут переноситься на значительные расстояния, составляющие иногда тысячи километров (Wei et al., 2023). Нередки и случаи переноса аэрозолей из засушливых районов в Арктику. Так, выпавшие в марте 2008 года в Архангельской области осадки, окрасившие снег в желтый цвет, стали результатом переноса мелкодисперсной пыли из полупустынных и степных районов юга России и Казахстана (Шевченко и др., 2010). В Арктике есть и местные источники аэрозолей, связанные с промышленными и горнодобывающими предприятиями, лесными пожарами (Шевченко, 2006; Голобкова и др., 2020). В последнее время большое внимание привлекает к себе увеличение в атмосфере Арктики биоаэрозолей, состоящих из различных микроорганизмов, бактерий, грибов, спор, пыльцы, растительных остатков, вирусов, которые связаны с таянием покровных ледников, обнажающих площади заселенные микроорганизмами и грибами, с увеличением биомассы зеленой растительности в тундре и деградацией мерзлоты (Pusz, Urbaniak, 2021; Freitas et al., 2023). Таким образом, увеличение концентраций аэрозолей различного происхождения в атмосфере Арктики, которые несут в себе как литогенные, так и техногенные радионуклиды, может привести к негативным радиоэкологическим последствиям для населения и биоты.

Недавние медицинские исследования показали, что рост среднегодовой температуры, влияющий на увеличение концентраций аэрозолей в воздухе, в районах с естественным радиационным фоном может стать дополнительным фактором развития воспалительных легочных заболеваний, обусловленных производством активных форм кислорода, вызванных взаимодействием с ионизирующим излучением атмосферных аэрозолей (Macias-Verde et al., 2021). В свою очередь, было установлено, что воздействие излучения радиоактивных аэрозолей на легочную ткань, ведет к активации инфламмосомы NLRP3, обеспечивающей хроническую воспалительную реакцию, что значительно осложняет течение респираторных заболеваний, таких как SARS-CoV-2 (COVID-19) (Macias-Verde et al., 2021).

Таким образом, глобальное потепление выражается в реакции всех природных систем планеты, что может иметь последствия и для трансформации радиационного фона в Арктике обусловленного ускорением эмиссии радионуклидов в окружающую среду из различных источников – мерзлота, ледники, аэрозоли, донные осадки. Для понимания этих процессов и определения масштабов текущих и будущих радиационных воздействий необходимы комплексные исследования, направленные на оценку влияния изменений климата на распределение и миграцию радионуклидов в различных компонентах экосистем Арктики.

Таким образом, установлено, что **радиоактивные изотопы уранового ряда ^{238}U отражают процессы деградации многолетней мерзлоты и могут быть использованы в качестве трассеров при исследовании состояния криолитозоны и оценки радиационного качества подземных вод (*третье защищаемое положение*).**

ГЛАВА VII

ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ КАК ИНДИКАТОРЫ РУДОВМЕЩАЮЩИХ СТРУКТУР

7.1. Распределение радионуклидов уранового ряда в породах Архангельской алмазоносной провинции

Как было подробно рассмотрено в главе 1, исследование радионуклидов в различных компонентах природной среды в Арктике имеет не только важнейшее геоэкологическое значение, связанное с оценкой источников радиационного загрязнения и формирования радиогенных нагрузок на биоту и человека, но и геохимическое значение, направленное на понимание геологических процессов протекающих в земной коре и индикацию различных геохимических обстановок. Важнейшим направлением приложения радиогеохимических знаний является прогноз и поиски месторождений полезных ископаемых, в первую очередь нерадиоактивных: углеводородов, фосфоритов, бокситов, калийных солей, редкоземельного и тантал-ниобиего оруденения, золотосеребряных и молибденовых месторождений (Арбузов, Рихванов, 2009).

Возможности использования радиогеохимических методов для целей поисков такого широкого спектра нерадиоактивных полезных ископаемых определяются закономерностями распределения естественных радиоактивных элементов в различных геохимических обстановках, обуславливающих формирование различных концентраций радиоактивных элементов и их соотношений, нарушение равновесных соотношений изотопов, что приводит к образованию радиогеохимической зональности и создает методическую основу для применения радиогеохимических методов (Титаева, 2000; Леденгский, 2016). Определенные перспективы радиогеохимические методы имеют для поисков алмазоносных кимберлитов, что было показано на примере кимберлитовых полей Якутской алмазоносной провинции (Конторович, 1997), а также для ряда других алмазных месторождений различных регионов мира (McDowall, Koketso, 1991; Versteeg, Paterson, 1997; Elliot et al., 1998; Mwenifumbo, Kjarsgaard, 1999; Cordani et al., 2010;

Ramadass et al., 2015; Khati, Matabane, 2019; Fadeyi et al., 2021; Silva, 2024). Особую актуальность развитие новых методов поисков алмазоносных кимберлитов имеет для Западного сектора Российской Арктики, поскольку к настоящему времени в применении традиционных методов прогноза и поисков месторождений алмазов на территории Архангельской алмазоносной провинции наметился определенный кризис (Добыча алмазов..., 2023; Перспективные...2023). В настоящее время на территории провинции выявлено более 50 трубок взрыва щелочно-ультраосновных пород, сосредоточенных в пределах нескольких полей (рис. 7.1). Большая часть трубок была открыта еще в 80-е годы прошлого века, а последним значимым открытием было обнаружение в 1996 году алмазоносной трубки им. В. Гриба (месторождение им. В. Гриба) (Добыча алмазов..., 2023). В то же время геологические предпосылки территории предполагают наличие значительных перспектив на открытие новых месторождений алмазов (ВСЕГЕИ, 2017).

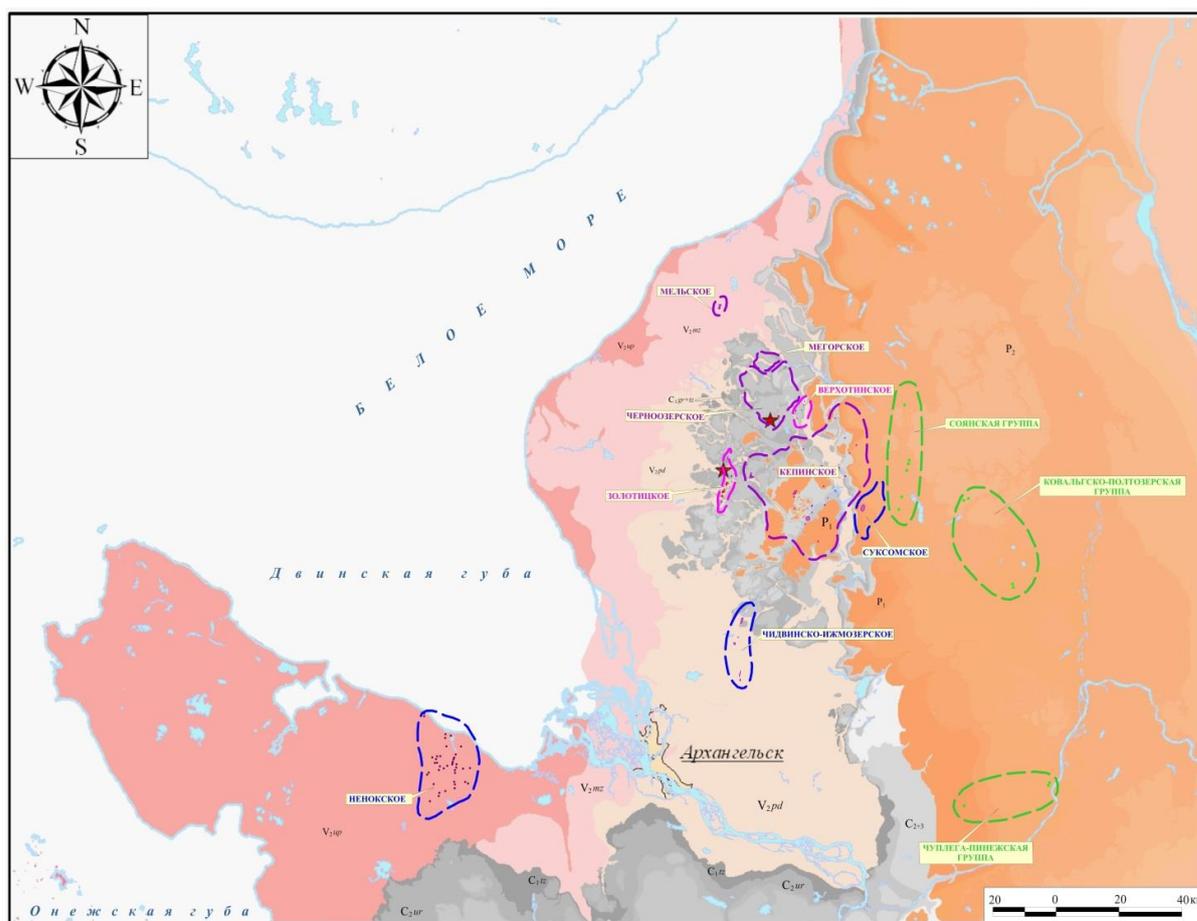


Рис. 7.1. Схема расположения трубок взрыва щелочно-ультраосновного состава Архангельской алмазоносной провинции (по данным Третьяченко, 2008).

В связи с тем, что большая часть Архангельской алмазоносной провинции относится к закрытому геотипу поисковых территорий (Коротков, 2011), то до недавнего времени основным и доминирующим из всех методов геофизики была магниторазведка. Однако в настоящее время практически исчерпан фонд перспективных высокоамплитудных локальных магнитных аномалий для заверки бурением (Стогний, Коротков, 2010). Работа ведется с остаточным фондом перспективных участков на уровне точности выполнения аэромагнитной съемки (Вержак и др., 2008). Методы поисков по индикаторным минералам (шлихо-минералогические методы) также не принесли удовлетворительных результатов, поскольку кимберлиты Архангельской алмазоносной провинции содержат относительно мало индикаторных минералов, в частности пиропов (Соболев, 1991; Богатиков и др., 1999; Кудрявцева и др., 2004). В результате вторичного преобразования кимберлитов (сапонитизации) легкие минералы занимают большую часть общего объема трубок (Соболев, 1991). Кроме того, большинство трубок слабо эродированы и имеют кратер, что затрудняет попадание индикаторных минералов в окружающую среду (Гаранин и др., 2008). Другие геофизические и геохимические методы не дали удовлетворительных результатов (Бабаянц и др., 2006). В связи с этим возникла острая необходимость внедрения новых геофизических методов исследований, комплексная интерпретации геолого-геофизической информации, модернизация и оптимизация существующих методик поиска, увеличение объёмов геологоразведочных работ (Коротков, 2011; ВСЕГЕИ, 2017). Были попытки выделения методом наземной гамма-спектрометрии вторичных радиогеохимических ореолов в качестве поисковых признаков кимберлитов (Киселев и др., 2013). Опытные-методические работы, проведенные на ряде кимберлитовых полей Архангельской алмазоносной провинции показали, что известные трубки выделяются аномалиями гамма-поля (Киселев и др., 2016). Так, трубки Золотицкого кимберлитового поля выделяются ореолами повышенных концентраций тория и калия, в то время как в поле урана трубки проявлены слабо, что позволяет в качестве отличительного критерия радиогеохимических ореолов трубок использовать Th/U отношение (рис. 7.2).

В то же время, несмотря на такие показательные примеры, связанные с формированием радиогеохимических ореолов от уже известных трубок, которые

также контрастно проявлены в других геофизических полях, значительное количество обнаруживаемых ложных гамма-спектрометрических аномалий и мощный чехол перекрывающих отложений крайне осложняют интерпретацию радиогеохимических данных (Киселев и др., 2016; Yakovlev, 2019).

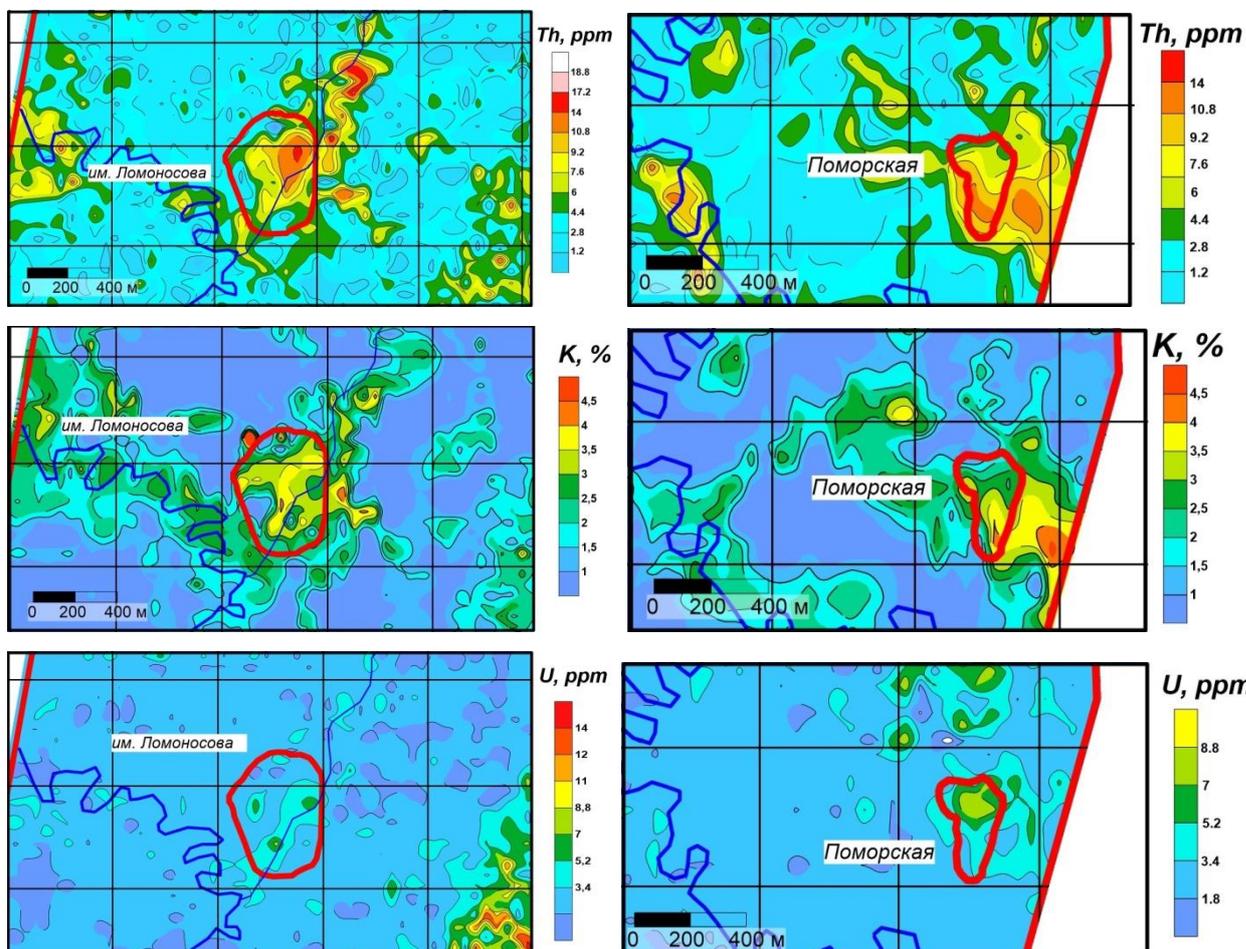


Рис. 7.2. Th-K-U радиогеохимические ореолы трубок Золотицкого кимберлитового поля (по Киселев и др., 2016).

Эти же причины осложняют использование других, более традиционных геофизических методов поисков кимберлитов (Коротков, 2011). В связи с этим в настоящее время, по мнению ряда исследователей, наиболее перспективным представляется использование нетрадиционных методов поисков скрытых рудовмещающих и рудоконтролирующих структур (Андросов и др., 2004; Бушков, 2006; Вержак и др., 2008; Гладков и др., 2008; Васильев, 2010; Коротков, 2011). Выделение и исследование подобных структур традиционными геофизическими методами зачастую не приносит положительного результата в связи с закрытостью территории и слабой проявленностью рудоконтролирующих разломов в

физических полях (Игнатов и др., 2008). Важнейшее значение при этом приобретает выделение признаков разломной тектоники и околорудных изменений горных пород, а также связанных с ними изотопно-геохимических и вещественных изменений непосредственно в разрезах поисковых скважин. (Игнатов и др., 2011). Во вмещающих кимберлиты породах венда Золотицкого поля установлены локальные тектонические элементы, вещественные изменения пород, геохимические аномалии, специфические минеральные ассоциации, вариации стабильных и радиоактивных изотопов, указывающие на околорудное пространство и маркирующие рудоконтролирующие структуры (Игнатов и др., 2009; Игнатов, 2010; Вержак и др., 2008; Зарипов, 2014). Поиск таких признаков кимберлитового магматизма в разрезах поисковых скважин со структурными построениями позволяет выделять перспективные участки на обнаружение кимберлитов (Игнатов и др., 2008, 2012; Новиков и др., 2009; Васильев, 2010). Учитывая негативное влияние геологических факторов на эффективность поисков кимберлитов, перспективным направлением в развитии поисковых методов на территории Архангельской алмазоносной провинции выступает выделение кимберлитоконтролирующих структур и выявление вещественных, тектонических и изотопно-геохимических признаков околотрубочного пространства в разрезах поисковых скважин. В связи с этим, задачей данного исследования выступала необходимость ответа на вопрос, каким образом воздействие кимберлитов на вмещающие породы отражается на изменении активности и соотношения радиоактивных изотопов и как следствие формирование изотопно-радиогеохимических признаков в экзоконтактах кимберлитовых трубок. Выполненные ранее исследования на территории Архангельской алмазоносной провинции показали существование предпосылок изучения изотопно-радиогеохимических признаков рудоконтролирующих структур, которые могут выделяться по изотомам уранового ряда (Утузикова, Киселев, 2011; Киселев и др., 2013).

7.2. Изотопы урана ^{234}U и ^{238}U в породах кимберлитового поля

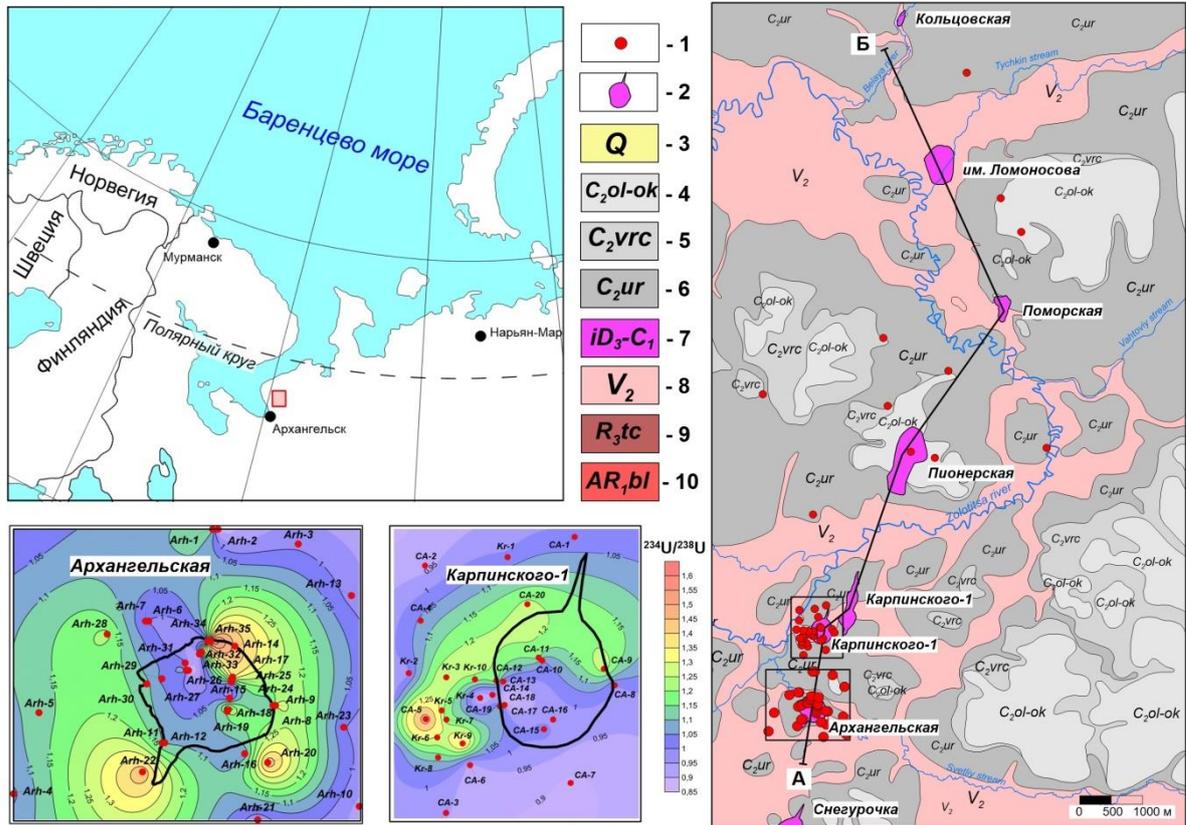
Для всех типов горных пород возрастом более 1 млн лет изотопное отношение

$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ равно 1, поэтому изменение этой величины, связанное с концентрированием или выщелачиванием дочернего изотопа ^{234}U , является индикатором геохимической активности геологической среды (Чалов и др., 1990; Киселев, 1999; Тихонов, 2009). Формирование ореолов неравновесного урана во вмещающих породах и рудах было обнаружено для ряда полиметаллических и ртутно-сурьмяных месторождений Средней Азии (Киселев, 1999). В пределах кимберлитовых полей Якутской алмазонасной провинции также было установлено, что во вмещающих кимберлиты породах наблюдаются избытки ^{234}U , приуроченные к разломам и трещиноватым зонам, связанные с осаждением урана из подземных вод (Зверев и др., 1979; Киселев, 2005).

В рамках данной работы был изучен изотопный состав урана в кернах поисковых и разведочных скважин, а также в пробах из карьеров трубок Карпинского-1 и Архангельская Золотицкого кимберлитового поля, входящих в состав месторождения алмазов им. М.В. Ломоносова (рис. 7.3). Подробное описание геологического строения территории в целом и Золотицкого поля в частности представлено в главах 2 и 4, здесь они кратко показаны в виде схемы и разреза на рис. 7.3, которых в рамках решаемой в данной главе задачи, может быть достаточным для формирования общих представлений о геологическом строении района работ.

Получены данные изотопного состава урана по разрезу разновозрастных отложений Золотицкого поля, представленные кимберлитами верхнего девона-среднего карбона D_3-C_2 , вмещающими кимберлиты песчано-глинистыми отложениями венда V_2 (алевролиты, аргиллиты и песчаники), перекрывающими среднекаменноугольными C_2 (песчаники, известняки и доломиты) и четвертичными породами Q (пески, суглинки, галечник, супеси) (рис. 7.4). В общей сложности проанализировано 140 проб (табл. 7.1).

Так, в перекрывающих отложениях и вмещающих породах, удаленных от трубок взрыва и в которых отсутствуют признаки кимберлитового магматизма, обогащение изотопом ^{234}U не наблюдается, за исключением отдельных случаев, вероятно обусловленных локальными геохимическими обстановками, характерными для конкретного глубинного интервала, либо для специфических обстановок в приповерхностных условиях.



Разрез по линии А-Б

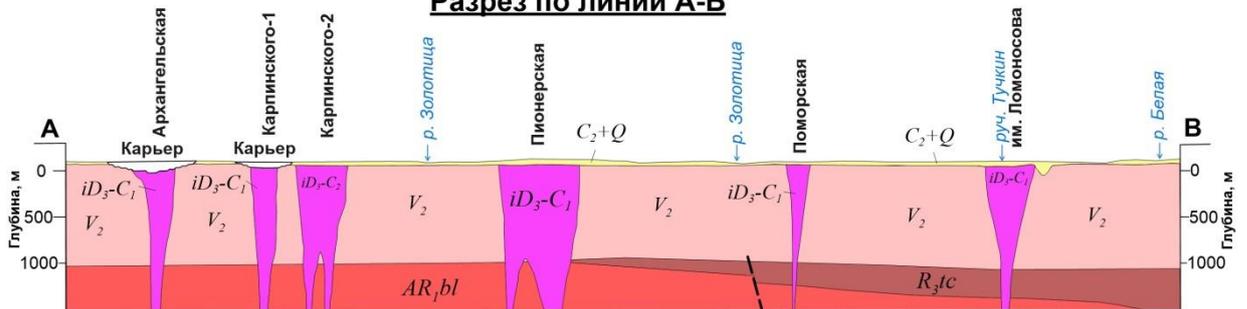


Рис. 7.3. Схема геологического строения Золотицкого кимберлитового поля (по материалам ПАО «Севералмаз») и точки опробования на изотопный состав урана. 1 – точки отбора проб горных пород; 2 – контуры кимберлитовых трубок; 3 – 6 – комплекс перекрывающих пород четвертичного и среднекаменноугольного возраста (на разрезе объединенный комплекс перекрывающих пород C_2+Q): 3 – четвертичные отложения Q (пески, суглинки, галечники, супеси); 4 – 6 – среднекаменноугольные терригенно-карбонатные образования олмуго-окуневской C_{2ol+ok} , воереченской C_{2vrc} и урзугской C_{2ur} свитами (песчаники, известняки и доломиты); 7 – кимберлитовые трубки с возрастом поздний девон-ранний карбон iD_3-C_1 (кратерная часть – осадочно-вулканогенные породы (туфопесчаники, туфы, туффиты), жерловая часть (ксенотуфобрекчии и автолитовые брекчии)); 8 – песчано-глинистые отложения венда V_2 , представленные сверху-вниз породами падунской V_{2pd} , мезенской V_{2mz} и усть-пинежской свит V_{2ur} (песчаники, алевролиты, аргиллиты); 9 – тучкинская свита рифея R_{3tc} (аргиллиты, алевролиты, мергели, аркозы); 10 – беломорская серия архея AR_1bl (гнейсы, гранито-гнейсы, граниты и амфиболиты).

Таблица 7.1. Изотопный состав урана в разновозрастных отложениях Золотицкого кимберлитового поля.

Тип пород	Q	C_2	V_2	D_3-C_1 (Автолитовая брекчия)	D_3-C_1, V_2 (Околотрубочное пространство**)
Количество проб	10	31	54	13	32
$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	<u>*0.94</u> 0.54-1.13	<u>0.92</u> 0.37-1.34	<u>0.94</u> 0.46-1.20	<u>1.00</u> 0.80-1.14	<u>1.24</u> 0.85-3.57
Концентрация U, мг/кг	<u>7.66</u> 0.63-46.13	<u>1.32</u> 0.41-5.94	<u>2.11</u> 0.32-10.73	<u>0.67</u> 0.33-1.07	<u>1.66</u> 0.40-5.93

*В числителе указан диапазон значений, в знаменателе – среднее.

**околотрубочное пространство - отложения верхнего венда и периферийные части кратерной фации трубок.

В целом в перекрывающих кимберлиты четвертичных и каменноугольных отложениях и вмещающих трубки породах венда средние значения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ варьируют в диапазоне 0.92 – 0.94. В кимберлитах жерловой фации, представленных автолитовой брекчией сохраняется равновесный изотопный состав урана $^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 1.00$. В большинстве образцов из околотрубочного пространства, представленных отложениями верхнего венда и периферийными частями кратерных фаций трубок установлены избытки дочернего изотопа ^{234}U составляющие в среднем 1.24, которые в пределе достигают значений $^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 3.57$. Наиболее контрастные аномалии $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ наблюдаются при опробовании в карьерах трубок Архангельская и Карпинского-1.

Формирование высоких значений $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, вероятно, обусловлено геологическим строением околотрубочного пространства, поскольку хорошо согласуется с данными по тектоническим и вещественным изменениям, установленных рядом авторов (Новиков и др., 2009; Васильев, 2010; Игнатов и др., 2015, Зарипов, 2017). Развитие зон трещиноватости, ограничивающих трубки, по всей видимости, приводит к проникновению инфильтрационных вод в водоносные горизонты вендских отложений и изменению гидрохимического режима подземных вод, в результате которого происходит осаждение урана с избытками подвижного изотопа ^{234}U (Kiselev et al., 2018). Подобные процессы накопления радиоактивных элементов могут наблюдаться и в пределах кимберлитоконтролирующих разломов, поскольку нарушение сплошности залегания отложений также может создавать условия проникновения

инфильтрационных вод и смешения их с минерализованными подземными водами, которое приводит к образованию геохимических барьеров. Установление радиогеохимических особенностей кимберлитоконтролирующих разломов требует отдельного внимания, поскольку к настоящему времени таких данных нет, как и нет данных об общей геохимической специализации разломов (Кутинов, Чистова, 2004). В то же время узлы и зоны тектонических нарушений сопровождаются подъемом вод венда, снижение минерализации которых происходит в зоне контакта с пресными водами карбона, что может приводить, в том числе, к формированию радиогеохимических аномалий (Кутинов, Чистова, 2004).

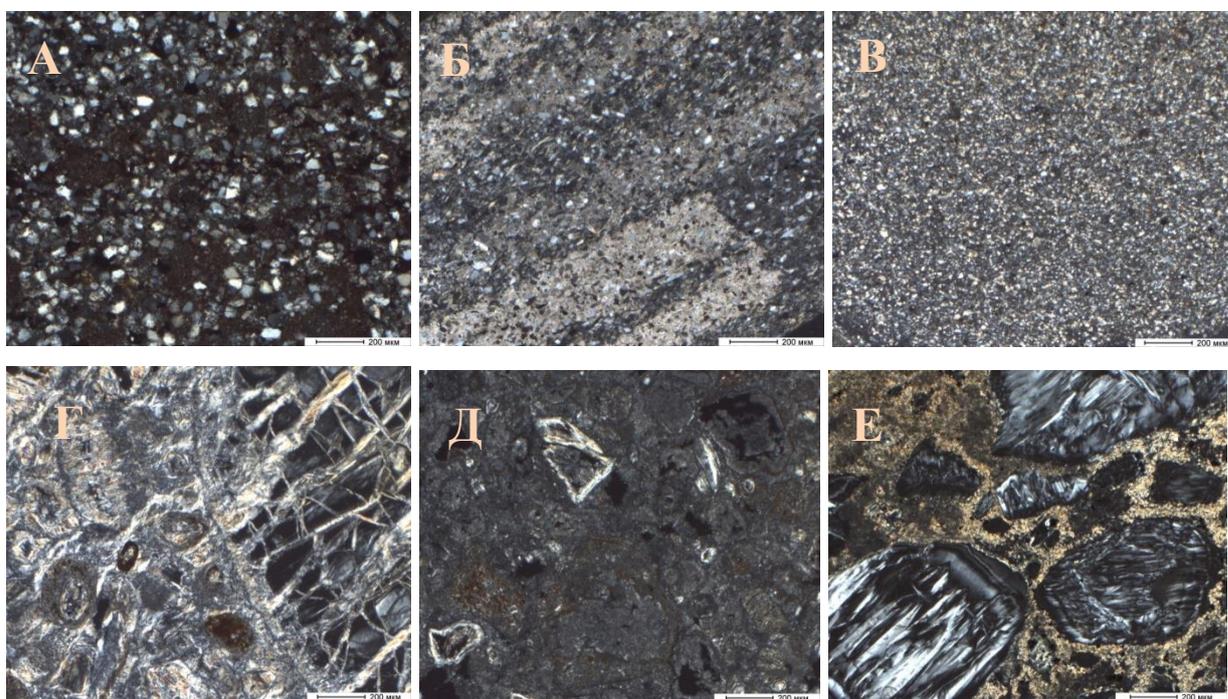


Рис. 7.4. Фотографии шлифов некоторых изученных пород Золотицкого поля: А - песчаник с гидроокислами железа в цементе, Б - алевропесчаник с карбонатным цементом, В – алевролит, Г - серпентинизированный кимберлит, Д – кимберлит, Е - туф кимберлита (микроскоп Axioscope 5, Carl Zeiss, аналитик Алешин А.П.)

Эмпирически установленные в ходе лабораторных исследований данные об избытках в породах дочернего ^{234}U , позволяют предположить, что неравновесный уран может быть связан с проявлениями кимберлитового магматизма на территории Архангельской алмазоносной провинции. Несомненно, для формирования неравновесного урана в породах осадочного чехла должны иметь место специфические геохимические условия, благоприятные для накопления в породах урана с избытком ^{234}U . Такие специфические условия существуют в

околотрубочном пространстве кимберлитов Золотицкого поля. В ядрах поисковых скважин, где отсутствуют какие-либо признаки влияния кимберлитового магматизма, фракционирование изотопов урана проявлено в значительно меньшей степени.

Возможность осаждения из подземных вод урана с избытками подвижного изотопа ^{234}U в зонах трещиноватости околотрубочного пространства подтверждено экспериментальными исследованиями по определению форм нахождения изотопов, выполненными методом селективного растворения с целью определения фаз-носителей урана, оценки его мобильности и степени фракционирования его изотопов в сорбированном и прочносвязанном виде. В результате последовательного выщелачивания вмещающих вендских пород по методике Yanaze (1991) выделены различные урансодержащие минеральные фазы. Установлено, что основная концентрация урана связана с осаждением из подземных вод в форме ферригидрита, аморфных минералов железа и в составе карбонатных минералов в которых уран находится в резко неравновесном состоянии (рис. 7.5). При этом минералого-геохимические исследования методом цифровой радиографии также показали, что уран во вмещающих породах не образует собственных минеральных фаз и находится в изученных породах преимущественно в рассеянном состоянии (Тарасов, 2021).

Таким образом, накопление урана с избытками ^{234}U в околотрубочном пространстве кимберлитов, по всей видимости, связано с осаждением из подземных вод в результате преимущественной сорбции уранил иона (UO_2^+) оксидами железа на отрицательно заряженных поверхностях глинистых минералов (сапонита), которыми обогащены экзоконтакты кимберлитов. Сравнение содержаний урана и тория, измеренных методом рентгенофлуоресцентного анализа (РФА), показало (Тарасов, 2021), что, несмотря на невысокую чувствительность данного метода в области низких концентраций, условно можно выделить две группы урана: первая группа – терригенный уран, генетически связанный с породами, где Th/U отношение составляет ~ 4.3 (Смыслов и др., 1974), и, вторая группа, где у Th и U наблюдается обратная зависимость, что говорит о том, что этот уран, вероятно, является наложенным при гипергенных процессах, формирование которого связано с осаждением из подземных вод.

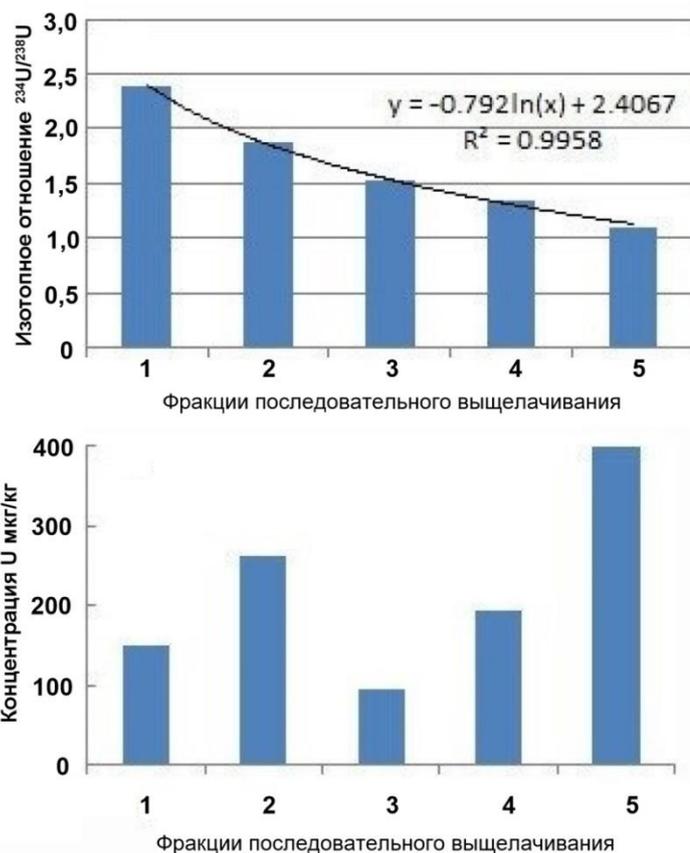


Рис. 7.5. Результаты сравнительного выщелачивания песчано-глинистых пород венда Золотицкого кимберлитового поля (Malov et al., 2021): 1 – раствор Моргана (адсорбированные формы и карбонатные минералы); 2 – раствор Тамма (ферригидрита и аморфные минералы Fe); 3 – раствор CDB (кристаллические минералы железа); 4 – 6М HCl (глинистые и некоторые тугоплавкие минералы); 5 – HClO₄+HF (все остальные стойкие минералы).

Таким образом, концентрирование урана из подземных вод в породах околотрубного пространства в свою очередь обуславливают дальнейшее накопление продуктов распада, что с учетом развития тектонических элементов (трещиноватости) может привести к формированию повышенных активностей радона, который можно зафиксировать с поверхности.

7.3. Распределение объемной активности радона ^{222}Rn в пределах кимберлитовых полей

Радон, являясь газообразным продуктом распада в цепочке урана-238, ввиду своих физических и химических свойств выступает оптимальным индикатором для изучения многих процессов, происходящих в окружающей среде, в том числе и в

геологической (Baskaran, 2016). Связано это с тем, что радон в свободном состоянии за счет эманирования горных пород проявляет способность легко мигрировать в геологической среде в газовой фазе или растворенным в поровых водах, формируя радоновое поле с проявлением эманационных аномалий в приповерхностных горизонтах горных пород, грунтов и почв. Анализ эманационного поля имеет важнейшее значение при геохимических, геофизических и геодинамических исследованиях (Бобров, 2008; Микляев, 2015; Baskaran, 2016; Selvam et al., 2021; Peel et al., 2023), а также при поисках месторождений полезных ископаемых, в том числе нерадиоактивных, таких как кимберлиты (Kiselev et al., 2017). Эманационная съемка традиционно считается методом, позволяющим выявлять разломы, скрытые под наносами, но проницаемые в настоящее время для подземных газов (Neznal et al., 1991, 1996; Семинский, Бобров, 2009). Ввиду достаточно большого времени распада радона, эманационный метод наиболее эффективен при картировании внутренней структуры разломов, определении ширины зон трещиноватости, оценки степени геодинамической активности разломов (Бобров, 2008). Возможность использования эманационной съемки для выделения кимберлитовых тел потенциально обусловлена двумя факторами. Во-первых, кимберлитовые тела контролируются разломами (Милашев, 1984; Кутинов, Чистова, 2004). Во-вторых, в околотрубочном пространстве кимберлитовых тел обычно расположены трещиноватые зоны. Эта трещиноватость образовалась в результате значительного механического воздействия внедряющихся газов и расплавов на вмещающие породы в процессе образования диатрем (Никитин, 1980; Милашев, 1984; Хазанович-Вульф, 2007) (рис. 7.6). Результатом этого является система радиальных и концентрических трещин в околотрубочном пространстве трубок с дроблением и смещением по вертикали блоков вмещающих пород. Наибольшую площадь тектонических нарушений имеют незэродированные или слабоэродированные трубки, а по мере увеличения глубины эрозионного среза трещиноватость вокруг них уменьшается (Хазанович-Вульф, 2007). Развитие разломных зон и повышенной трещиноватости создает условия переноса радона в массиве вмещающих пород. Подобные тектонические признаки в виде разломных нарушений и трещиноватости отчетливо фиксируются на трубках Золотицкого кимберлитового

поля Архангельской алмазонасной провинции, как в карьерах, так и кернах разведочных скважин (Игнатов и др., 2012).

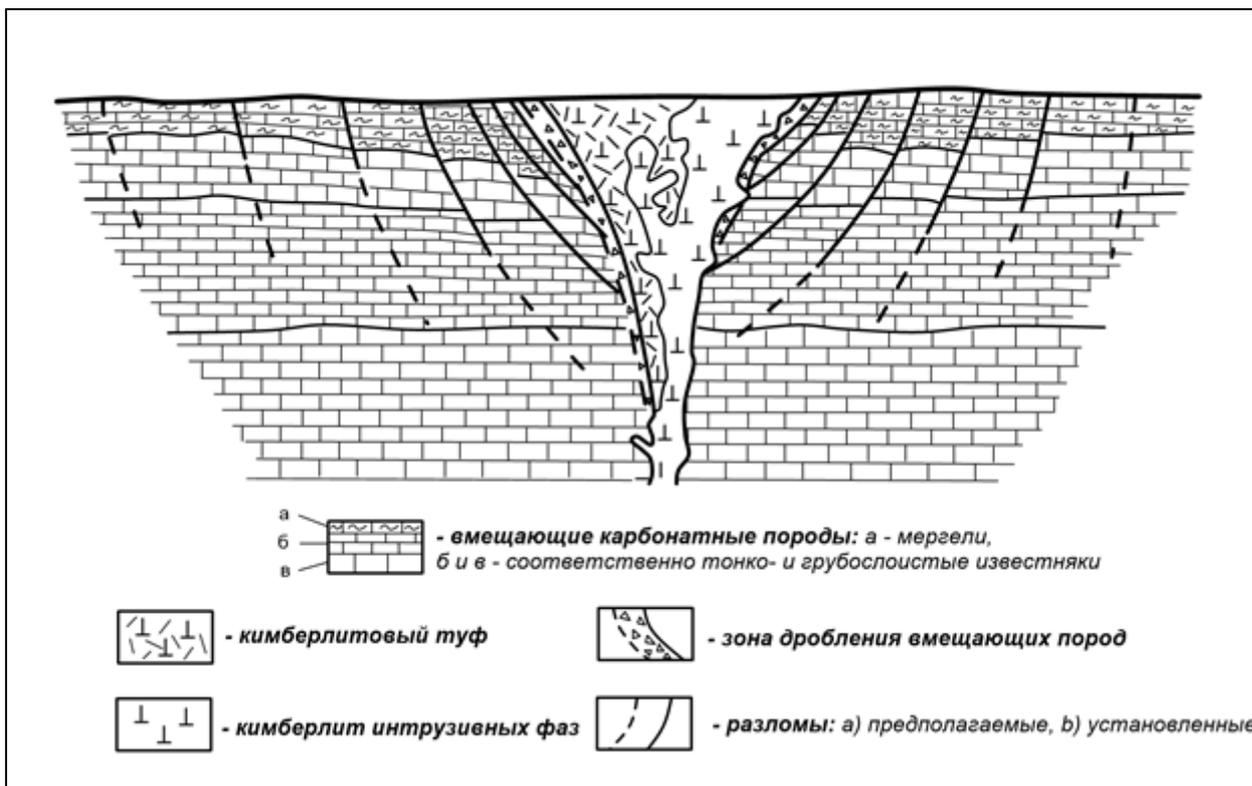


Рис. 7.6. Принципиальная схема околотрубочной структуры по Б.М. Никитину (1980).

В ходе проведенных в рамках данной работы исследований в пределах трубок Золотицкого, Чидвинско-Ижмозерского и Мегорского кимберлитовых полей Архангельской алмазонасной провинции было установлено, что в почвенных горизонтах над трубками часто наблюдается аномальная объемная активность радона, превышающая в несколько раз фоновые значения. Так, для Золотицкого поля фоновая активность радона варьирует в диапазоне 91 – 664 Бк/м³ увеличиваясь над трубками в среднем от 2508 до 11519 Бк/м³ (Яковлев, 2016). Над трубкой Верхнетовская Мегорского поля значения объемной активности радона превышают 6000 Бк/м³ при фоновых активностях до 500 Бк/м³ (рис. 7.7). При этом максимальная активность радона наблюдается в точках, расположенных над границей разделения кратерной и жерловой частей трубки, что вероятно связано с развитием повышенной трещиноватости на границах раздела туфогенно-осадочных и жерловых отложений (Danilov, Yakovlev, 2023).

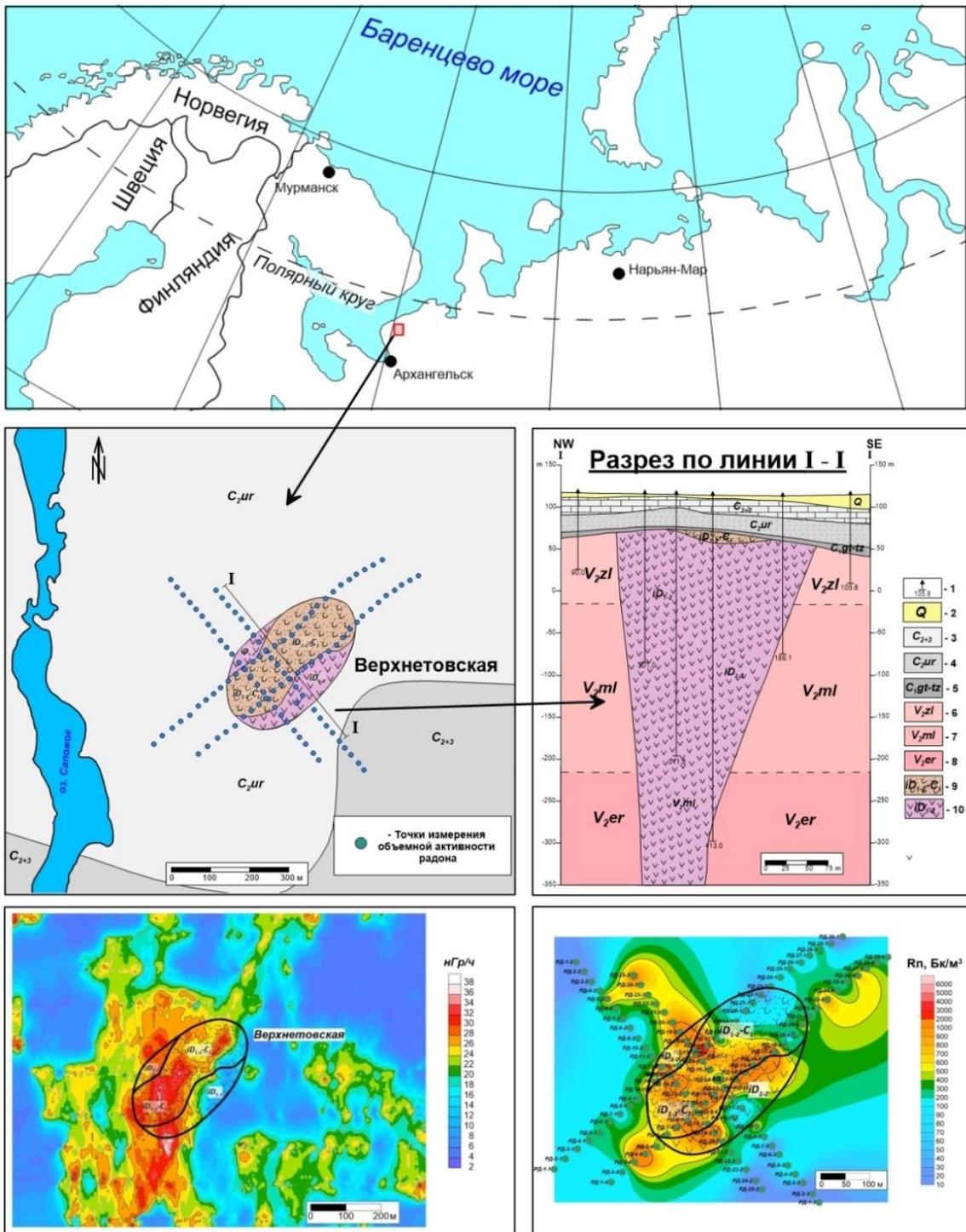


Рис. 7.7. Схема геологического строения трубки Верхнетовская Мегорского поля (по Попов, 1988) и распределение мощности дозы гамма-излучения и объемной активности радона.

В ряде случаев обнаруживается тенденция формирования контрастных радоновых аномалий приуроченных к околотрубочному пространству кимберлитовых тел (Kiselev et al., 2018). Наиболее выражено это проявляется для трубки Чидвинская Чидвинско-Ижмозерского поля (Yakovlev, Puchkov, 2021), что вероятно связано с тем, что среди трубок Архангельской алмазоносной провинции

она имеет наименьшую мощность перекрывающих отложений (рис. 7.8).

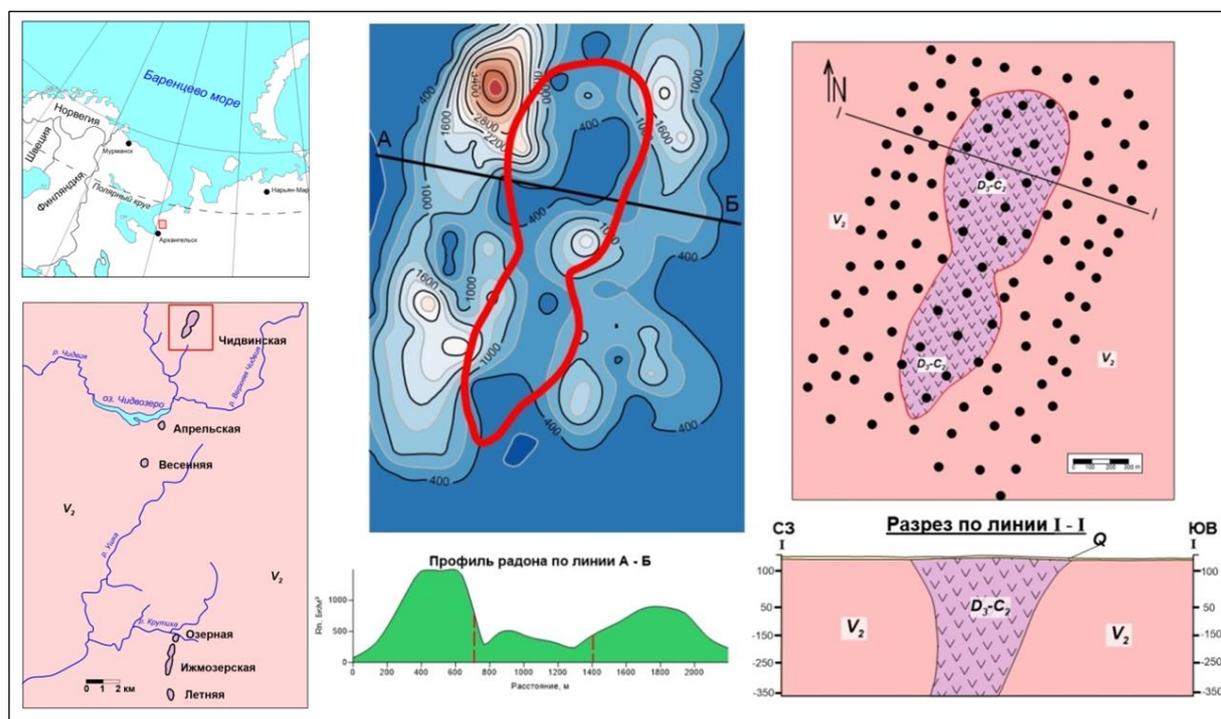


Рис. 7.8. Распределение объемной активности радона в районе трубки Чидвинская Чидвинско-Ижмозерского поля

7.4. Экспериментальные исследования по определению скоростей продуцирования радона в породах кимберлитового поля

Поскольку в околотрубочном пространстве кимберлитов Золотицкого поля обнаруживаются повышенные активности $^{226}\text{Ra}(\text{U})$ (Kiselev et al., 2017), можно предположить, что именно породы экзоконтактов трубок будут продуцировать наибольшее количество радона. Для установления механизмов формирования наблюдаемой активности радона в лабораторных условиях выполнены экспериментальные работы по определению основных радиационно-физических параметров, влияющих на продуцирование радона, в основных типах пород кимберлитового поля – кимберлиты жерловой фации, туфогенно-осадочные породы кратера, вмещающие и перекрывающие отложения на примере трубки Архангельская (табл. 7.2). Методика определения эманационных параметров пород представлена в главе 2. Здесь отметим, что основными полученными параметрами являлись коэффициент эманирования и уровень продуцирования радона.

Таблица 7.2. Результаты определения радиационных параметров в основных типах пород кимберлитового поля (пробы из карьера трубки Архангельская)

Тип пород	Удельная активность ^{226}Ra , Бк/кг	Коэффициент эманации, %	Уровень продуцирования радона, Бк/(м ³ ·ч)
Перекрывающие породы, C_2 и Q (n=5)	*15.88–30.21 22.19	11.09–24.91 17.41	38.88–59.12 52.47
Вмещающие породы, V_2 (n=15)	16.05–63.32 35.52	6.19–29.13 13.94	37.19–132.03 63.88
Туфогенно-осадочные породы кратера, iD_3-C_2 (n=5)	11.45–48.4 28.81	9.82–34.13 22.34	33.97–139.57 75.39
Кимберлиты жерла, iD_3-C_2 (n=5)	12.42–31.46 17.59	1.76–10.67 7.14	9.84–18.96 16.15

*в числителе указан диапазон значений, в знаменателе – среднее.

Результаты экспериментальных исследований показали, что среди изученных типов пород наибольшее количество радона в свободном состоянии продуцируют породы околотрубочного пространства, представленными вмещающими вендскими отложениями 63.88 Бк/(м³·ч), а также туфогенно-осадочные породы кратера трубки 75.39 Бк/(м³·ч), характеризующиеся высокими значениями коэффициента эманации, активности радия и пористости. Кимберлиты жерла, представленные автолитовой брекчией, закономерно продуцируют минимальное количество радона 16.15 Бк/(м³·ч), что более чем в три раза меньше других типов пород.

Исходя из экспериментальных данных основным источником радона, наблюдаемого в почвенном воздухе над кимберлитовыми трубками, являются вмещающие вендские породы околотрубочного пространства, а также туфогенно-осадочные породы кратера (в случае если у трубки сохранилась кратерная часть).

7.5. Моделирование переноса радона в массиве пород кимберлитового поля

Для количественной оценки объемной активности радона, которая может быть зафиксирована в почвенном воздухе при проведении эманационных исследований в районах развития кимберлитового магматизма, было выполнено теоретическое моделирование переноса радона в массиве пород. В качестве модели

переноса радона была выбрана диффузионная, описываемая законами Фика, которая имеет хорошие результаты сходимости с экспериментальными данными и часто используется для описания процесса переноса радона (Minkin, 2003; Маренный и др. 2016; Лившиц и др., 2017; Микляев, Петрова, 2019).

Моделирование проводилось на примере трубки Чидвинская Чидвинско-Ижмозерского поля, которая среди известных трубок Архангельской алмазонасной провинции характеризуется наименьшей мощностью перекрывающих отложений (Kiselev et al., 2017), что дало возможность использовать однослойный однородный профиль для расчета переноса радона. В этом случае уравнение, описывающее распределение объемной активности радона, имеет следующий вид (Маренный, 2016):

$$C(x) = C_{Ra} \cdot K_{эм} \cdot \rho \cdot \left(1 - e^{-\sqrt{\frac{\lambda}{D}}x}\right)$$

где:

$C(x)$ – функция распределения объемной активности свободного радона по вертикальному профилю в массиве породы, Бк/м³;

C_{Ra} – удельная активность ²²⁶Ra в породе, Бк/кг;

$K_{эм}$ – коэффициент эманирования радона в грунте, отн. ед.;

ρ – плотность грунта, кг/м³;

λ – постоянная распада радона, 1/с;

D – объемный коэффициент диффузии радона в породе, м²/с.

Расчет переноса радона проведен для трех профилей, характеризующих непосредственно трубчатое тело, вмещающие породы околотрубчатого пространства и удаленные от трубки (рис. 7.9).

Результаты показали, что при заданных радиационно-физических параметрах, экспериментально установленных для пород, средняя концентрация радона в почвенном воздухе над околотрубчатым пространством составит более 9000 Бк/м³. На удалении от трубки концентрация радона значительно снижается до 2000 Бк/м³. Результаты моделирования переноса радона в целом подтверждают данные полевых измерений и отражают реально наблюдаемое распределение объемной активности радона на трубке Чидвинская (рис. 7.8, 7.9).

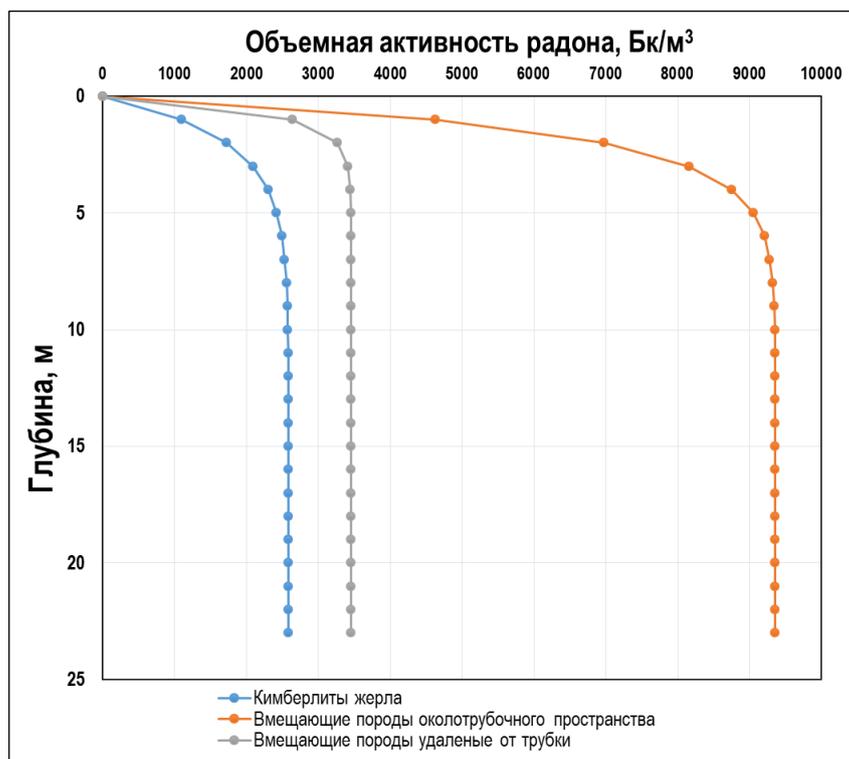


Рис. 7.9. Диффузионная модель распределения концентрации радона в массиве пород трубки Чидвинская

Следует отметить, что расчеты переноса радона проводились с использованием средних значений радиационно-физических параметров пород (Yakovlev, Puchkov, 2021), при максимальных значениях, установленных экспериментально, активность радона в почвенных отложениях может достигать 50-100 кБк·м⁻³. Такие значения могут представлять опасность воздействия радона в плане повышения радиационных рисков для человека, связанных с возможностью накопления радона в жилых и производственных помещениях с превышением норм радиационной безопасности. Более того, случаи превышения объемной активности радона более 200 Бк·м⁻³ отмечены для северной части Архангельской области, в частности для населенных пунктов Архангельской агломерации (Пучков, Киселев, 2011), что актуализирует необходимость установления факторов формирования поля радона и прогноза радиационной обстановки. В связи с этим, изложенный в данной работе подход к оценке уровней продуцирования радона различными типами отложений и переноса радона в массиве пород кимберлитового поля можно использовать для оценки степени радоноопасности территорий и прогнозирования активности радона в подземных водах районов

развития кимберлитового магматизма в Архангельской области. С учетом того, что радон является основным дозообразующим радионуклидом, формирующим более 50 % годовой дозы облучения населения, оценка формирования радонового потенциала территорий с использованием современных подходов является крайне актуальной.

Таким образом, **выявленные закономерности распределения радионуклидов уранового ряда (уран-радий-радон) в осадочном чехле областей развития кимберлитового магматизма являются дополнительными признаками для поисков структур контролирующих трубки взрыва и прогнозирования радоноопасности северных территорий (четвертое защищаемое положение).**

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, комплекс изотопно-радиогеохимических методов позволил уточнить имеющиеся и получить новые данные о закономерностях распределения и миграции радиоактивных элементов в природных и техногенно-измененных ландшафтах Западного сектора Российской Арктики. Совокупность предложенных изотопно-радиогеохимических методов позволила решить проблему корректной оценки геоэкологической обстановки Западного сектора Российской Арктики, учитывающей комплексное воздействие на экосистемы техногенных и климатических факторов. Полученные новые знания определяют целесообразность и эффективность предложенных в работе подходов к использованию изотопно-радиогеохимической информации для количественной оценки радиогенных нагрузок в регионе, имеющей решающее значение для социально-экономического развития Арктики и сохранения её природно-ресурсного потенциала.

Основные выводы исследования, отражающие научную и практическую значимость диссертационной работы, заключаются в следующем.

1. В поверхностном слое донных отложений Баренцева моря в настоящее время наблюдается сравнительно низкий уровень активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs , связанный со значительным снижением эмиссии техногенной радиоактивности за счет глобальных атмосферных выпадений и трансграничного переноса от западноевропейских радиохимических предприятий. В накоплении техногенных радионуклидов в поверхностном слое донных осадков основную роль играет органическое вещество и самые мелкие фракции отложений размером от тонкой глины до крупнозернистого ила, что подтверждает закономерность – осадки с высоким содержанием глинистых минералов и богатые органическим веществом имеют наибольший потенциал для накопления техногенных радионуклидов.

2. Отношение активностей $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в поверхностном слое донных отложений составляет 0.51, что указывает на то, что основным источником техногенных радионуклидов в формирующихся в настоящее время осадках, вероятно, являются глобальные выпадения, для которых характерен диапазон отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 0.4-0.6. В то же время короткоживущие техногенные радионуклиды в

поверхностном слое донных осадков не обнаружены, что указывает на отсутствие значимого влияния местных источников на трансформацию техногенного радиационного фона.

3. Для торфяных отложений, отобранных в различных природно-климатических зонах Западного сектора Российской Арктики (Мурманская и Архангельская области, Ненецкий автономный округ) получены данные о вертикальном распределении техногенных и естественных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{210}Pb . Активности изученных радионуклидов в основном контролируются зольностью, содержанием карбонатов и водорастворимых солей, что подтверждает атмосферный канал поступления указанных радионуклидов. Обнаруживается также закономерная связь радиоактивных изотопов с параметрами рН, что указывает на то, что кислотность является одними из ключевых факторов, определяющих подвижность радионуклидов в торфяных залежах.

4. С использованием данных по распределению ^{210}Pb по модели постоянного потока были определены скорости накопления торфяных отложений. Установлено, что средние скорости накопления торфа значительно снижаются от зоны северной тайги и лесотундры к тундровым ландшафтам, что связано со снижением продуктивности биомассы в холодных климатических условиях субарктики, препятствующих активному формированию торфяных залежей.

5. Установлено, что атмосферный поток ^{210}Pb на поверхность торфяников увеличивается от зоны северной тайги к тундре, нарушая известную ранее закономерность снижения потока ^{210}Pb при движении на север за счет уменьшения активности ^{222}Rn в приземном слое. Установлено, что это явление связано с активным ветровым переносом пыли и частиц минерального грунта с участков с деградировавшим растительным покровом в результате хозяйственной деятельности человека, что подтверждается данными физико-химических исследований торфа и активностью литогенного ^{40}K . Обнаруженные закономерности изменения атмосферного потока ^{210}Pb позволяют использовать этот параметр для выделения участков подверженных антропогенному воздействию и оценки степени нарушенности тундрово-болотных ландшафтов, а

также для количественного расчета поступления загрязняющих веществ в Арктике.

6. Показано, что надежное определение скоростей накопления и возраста торфа по техногенным изотопам, маркирующим радиационные события, может быть затруднено, что связано как с различной степенью подвижности радионуклидов в торфяном массиве, так и с их крайне низкими активностями и методическими сложностями определения (Pu и ^{241}Am). Установлено, что даже ^{210}Pb , считающийся наименее подвижным в болотных водах радионуклидом, в некоторых случаях, проявляет значительную вертикальную миграцию и не может являться надежным инструментом датирования с использованием стандартных методов. В отсутствие надежных количественных параметров миграции ^{210}Pb , в первом приближении можно восстановить начальное распределение ^{210}Pb с использованием модифицированной модели IP-CRS, позволяющей оценить количество вымытого из верхних горизонтов в составе аэрозольных частиц, а также его механическое перемещение за счет био- и криотурбации. Полученные возрастные характеристики с использованием модели IP-CRS не противоречили данным по средней скорости накопления торфа по другим изученным торфяным разрезам, что в целом подтверждает целесообразность использования метода для оценочных хронологических построений.

7. Показано, что основным источником техногенного радиационного загрязнения торфяно-болотных экосистем Западного сектора Российской Арктики являются глобальные выпадения, однако также обнаруживается некоторая доля предположительно чернобыльских выпадений. Основной вклад в дозовые нагрузки от внешнего облучения дает терригенное облучение изотопов, входящих в природные ряды распада. Основным дозообразующим техногенным радионуклидом является ^{137}Cs , вклад которого составляет около 15% от суммарной дозы внешнего облучения.

8. Выявлены закономерности распределения радионуклидов в природно-техногенных образованиях района алмазодобычи в Архангельской области. Установлена приуроченность повышенных содержаний радионуклидов в речных водах и донных отложениях к местам разгрузки минерализованных дренажных вод с болот-полей фильтрации в речную сеть.

9. Показано, что среди естественных радионуклидов основные экологические риски для водной биоты района алмазодобычи связаны с накоплением урана, к повышенным концентрациям которого наиболее чувствительны донные беспозвоночные. Среди тяжелых металлов наибольший вклад в экотоксичность речной экосистемы вносят хром и никель, являющиеся основными сопутствующими элементами кимберлитовых пород. Комплекс экологической оценки районов добычи алмазов позволяет снизить риск загрязнения речных экосистем Арктики, имеющих особый природоохранный статус как нерестилища ценных видов рыб.

10. Показано, что глобальное потепление климата, отражающееся на изменении параметров криолитозоны, может обуславливать трансформацию естественного радиационного фона в районах с фоновым содержанием естественных радиоактивных элементов, выражающуюся в увеличении эманаций ^{222}Rn и продуктов его распада, а также накоплении избытков ^{234}U в природных водах. Полученные данные необходимо учитывать при оценке и прогнозе радоноопасности, радиационных исследованиях питьевых подземных вод и организации мероприятий по снижению облучения населения от естественных источников радиации.

11. Выявлены закономерности распределения радионуклидов уранового ряда в породах кимберлитовых полей Архангельской алмазодобывающей провинции. Установлено, что в породах околотрубного пространства кимберлитов, представленных отложениями венда и периферийными частями кратерных фаций трубок, обнаруживаются избытки дочернего изотопа ^{234}U , накопление которого связано с осаждением из подземных вод, что подтверждается данными минералого-геохимических исследований и сравнительного выщелачивания.

12. Породы околотрубного пространства кимберлитов также продуцируют наибольшее количество радона в свободном состоянии, что может приводить к формированию аномалий объемной активности радона в почвенном воздухе. Моделирование переноса радона в массиве пород в целом подтверждает данные полевых измерений и отражает реально наблюдаемое распределение объемной активности радона в пределах кимберлитовых полей. Обнаруженные закономерности создают предпосылки использования изотопов уранового ряда в

качестве дополнительного признака для поисков структур, контролирующих кимберлитовые тела в Архангельской алмазодобывающей провинции, а также для оценки формирования радиационного качества питьевых подземных вод и прогнозирования радоноопасности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абрамов, А. И. Основы экспериментальных методов ядерной физики: учеб. Пособие для вузов / А. И. Абрамов, Ю. А. Казанский, Е. С. Матусевич. – М.: Атомиздат, 1985. – 559 с.
2. Авария на Чернобыльской АЭС. Том 2 [Электронный ресурс] / Национальный атлас России. – 2021. – Режим доступа : <https://nationalatlas.ru/tom2/435.html>. – Загл. с экрана.
3. Авиационная гамма-спектрометрия и возможности её применения / Ю. А. Израэль [и др.] // Метеорология и гидрология. – 2014. – №8. – С. 5-14.
4. Адушкин, В. В. Основные факторы воздействия открытых горных работ на окружающую среду / В. В. Адушкин // Горный журнал. – 1994. – № 4. – С. 49-55.
5. Айбулатов, Н. А. Экологическое эхо холодной войны в морях Российской Арктики / Н. А. Айбулатов. – М. : ГЕОС, 2000. – 307 с.
6. Акатов, А. А. Радиация в медицине / А. А. Акатов, Ю. С. Коряковский. – Тверь : ИПК Парето-Принт, 2009. – 31 с.
7. Акимов, Ю. К. Фотонные методы регистрации излучений / Ю. К. Акимов. – Дубна: ОИЯИ, 2014. – 323 с.
8. Алексеев, А. И. Очистка карьерных вод ПАО «Севералмаз» от дисперсных частиц глинистого минерала сапонита методом сгущения / А. И. Алексеев, О. С. Зубкова, А. С. Полянский // Изв. СПбГТИ(ТУ). – 2020. – № 55 (81). – С. 22-27.
9. Алексеева, Т.Н. Гранулометрический состав поверхностного слоя донных осадков Баренцева моря / Т. Н. Алексеева, Н. В. Политова, Н. В. Козина // Океанология. –2020. – № 6. – С. 915-929.
10. Анализ полониевой опасности в ядерных энергетических установках со свинцово-висмутовым теплоносителем / Д. В. Панкратов [и др.] // Атомная энергия. – 2004. – № 2. – С. 125-131.
11. Анализ риска по радиационным и химическим факторам для населения в районе расположения объекта ядерного наследия в северо-западном регионе России [Электронный ресурс] / С. М. Киселев [и др.] // Анализ риска

- здоровью. – 2021. – № 1. – С.38-47. – Режим доступа : <https://doi.org/10.21668/health.risk/2021.1.04>, свободный. – Загл. с экрана.
12. Андриюшин, И. А. Укрощение ядра. Страницы истории ядерного оружия и ядерной инфраструктуры СССР / И. А. Андриюшин, А. К. Чернышев, Ю. А. Юдин. – Саров : Типография Красный Октябрь, 2003. – 482 с.
 13. Антипов, С. В. Оценка выхода радионуклидов в окружающую среду в случае возникновения аварии на затонувшей атомной подводной лодке Б-159 / С. В. Антипов, В. П. Биладенко, В. Л. Высоцкий // Атомная энергия. – 2015. – Т. 119, № 4. – С. 222-229.
 14. Антипов, С. В. Оценка выхода радионуклидов в окружающую среду в случае возникновения аварии на затонувшей атомной подводной лодке Б-159 / С. В. Антипов, В. П. Биладенко, В. Л. Высоцкий // Атомная энергия. – 2015. – Т. 119. – № 4. – С. 222-229.
 15. Арбузов, С. И. Геохимия радиоактивных элементов : учебное пособие для вузов / С. И. Арбузов, Л. П. Рихванов. Томск : Изд-во ТПУ, 2009. – 300 с.
 16. Арбузов, С. И. Радиогеохимическая характеристика углей Северной Азии / С. И. Арбузов, А. В. Волостнов, В. С. Машенькин // Энергетик. – 2010. – № 3. – С. 2-8.
 17. Артамонова, С. Ю. Современная радиозэкологическая ситуация на объекте мирного подземного ядерного взрыва «Кратон-3» (1978 г.) в Якутии / С. Ю. Артамонова // Астраханский вестник экологического образования. – 2016. – №3 (37). – С. 14-24.
 18. Архангельская алмазоносная провинция (Геология, петрография, геохимия и минералогия) / О. А. Богатиков [и др.]. – М. : Изд-во МГУ, 1999. – 524 с.
 19. Архипелаг Новая Земля и Карское море: геохимия, гляциология, радиационное состояние / под ред. М. В. Флинта. – М. : АПР, 2018. – 152 с.
 20. Астахов, В. И. Последнее оледенение Арктических равнин России (Строение осадочного комплекса и геохронология) : автореф. дис. ...д-ра геол.-мин. наук : 04.00.01 / В. И. Астахов ; всероссийский научно-исследовательский институт космоэрогеологических методов. – СПб., 1999. – 42 с.
 21. Астахов, В. И. Трансуральская корреляция верхнего плейстоцена Севера / В. И. Астахов, Я. Мангеруд, Й. И. Свенсен // Региональная геология и

- металлогения. – 2007. – № 30–31. – С. 190-206.
22. Атлас Архангельской области ; М. : Главное управление геодезии и картографии, 1976. – 72 с.
23. Атлас Республики Коми ; М. : М-во природных ресурсов Респ. Коми, Коми науч. центр Урал. отд-ния РАН, 2011. – 447 с.
24. Атлас. Радиоактивное загрязнение европейской части России, Белоруссии и Украины / гл. ред. Ю. А. Израэль. – М. : Росгидромет, Роскартография, 1998.
25. Атомное наследие холодной войны на дне Арктики / А. А. Саркисов [и др.]. – М. : ИБРАЭ РАН, 2009. – 82 с.
26. Атомное наследие холодной войны на дне Арктики. Радиоэкологические и технико-экономические проблемы радиационной реабилитации морей / А. А. Саркисов [и др.] – М. : Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2015. – 699 с.
27. Атрощенко, Ф. Г. Эффективность гравитационного способа очистки больших объемов сточных вод от глинистых взвесей (на примере опыта эксплуатации сооружений по очистке карьерных и отвальных вод Ломоносовского ГОКа) / Ф. Г. Атрощенко // Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии / ПГНИУ. – Пермь, 2019. – С. 489-494.
28. Ахметьянов, И. Р. Геохимические методы поисков залежей углеводородов / И. Р. Ахметьянов // Символ науки. – 2015. – №12-2. – С. 30-31.
29. Бабаянц, П. С. Методические рекомендации по аэрогеофизическому сопровождению прогнозных и поисковых работ на твердые полезные ископаемые / П. С. Бабаянц, С. А. Павлов, А. А. Трусков. – М. : Российское геологическое общество (РОСГЕО), 2023. – 59 с.
30. Балонов, М. И. Международная оценка последствий Чернобыльской аварии: Чернобыльский форум ООН (2003-2005) и НКДАР ООН (2005-2008) / М. И. Балонов // Радиационная гигиена. – 2011. – Т. 4, № 2. – С. 31-39.
31. Балонов, М. И. Убереечь неискушенного читателя! Рецензия на книгу А.В. Яблокова, В.Б. Нестеренко и А.В. Нестеренко «Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы» / М. И. Балонов // Радиационная гигиена. – 2012. – Т. 5, № 1. – С. 63-67.

32. Бахур, А. Е. Po-210 и Pb-210 в объектах окружающей среды. Методы определения / А. Е. Бахур, Л. И. Мануилова, Т. М. Овсянникова // АНРИ. – 2009. – № 1(56). – С. 29-40.
33. Бахур, А. Е. Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды / А. Е. Бахур. – М. : ВИМС, 2009. - 45 с.
34. Беднарук, С. Е. Гидрографическое районирование территории Российской Федерации / С. Е. Беднарук. – М. : НИА-Природа, 2008. – 541 с.
35. Бекман, И. Н. Радий / И. Н. Бекман. – М. : Изд-во Московского университета, 2010. – 142 с.
36. Бекман, И. Н. Радиоэкология и экологическая радиохимия / И. Н. Бекман. – М.: Издательство Юрайт, 2019. – 409 с.
37. Белов, С. В. Особенности пространственного развития производственных комплексов минерально-сырьевой базы твердых полезных ископаемых в Российской Арктике / С. В. Белов, В. А. Скрипниченко // Международный научно-исследовательский журнал. – 2022. – № 5(119). – С. 136-141. – Режим доступа : <https://doi.org/10.23670/IRJ.2022.119.5.132>, свободный. – Загл. с экрана.
38. Бетенеков, Н. Д. Основы радиохимии : учеб. пособие / Н. Д. Бетенеков, Т. А. Недобух. Екатеринбург : УГТУ-УПИ, 2009. – 207 с.
39. Бобров, А. А. Исследование объемной активности радона в разломных зонах Приольхонья и южного Приангарья: методика и предварительные результаты / А. А. Бобров // Известия Сибирского отделения Секции наук о Земле РАЕН. Геология, поиски и разведка рудных месторождений. – 2008. – Вып. 6 (32). – С. 124-129.
40. Большианов, Д. Ю. Новые данные о строении рельефа и четвертичных отложений архипелага Новая Земля. Геолого-геофизические характеристики литосферы Арктического региона / Большианов Д. Ю., Анохин В. М., Гусев Е. А. // Труды ВНИИОкеангеология. – 2006. – Том 210. – Вып. 6. – С. 149-161.
41. Боровой, А. А. Выброс радионуклидов из разрушенного блока Чернобыльской АЭС / А. А. Боровой, А. Ю. Гагаринский // Атомная энергия. – 2001. – Т. 90, Вып. 2. – С. 137-145.

42. Булатов, В. И. Россия радиоактивная / В.А. Булатов. – Новосибирск: ЦЭРИС, 1996. – 272 с.
43. Бушков, К. Ю. Структура Накынского кимберлитового поля и признаки скрытых сдвиговых кимберлитоконтролирующих структур : дис. ... канд. геол.-мин. наук. – М.: МГРИ, 2006.
44. Былкин, Б. К. Наведенная активность радиационной защиты в проблеме вывода из эксплуатации ядерных установок / Б. К. Былкин, А. Н. Кожевников, И. А. Енговатов // Ядерная и радиационная безопасность. – 2017. – № 3 (85). – С. 1-14.
45. Бязров, Л. Г. Лишайники – индикаторы радиоактивного загрязнения / Л. Г. Бязров. – М. : Изд-во КМК, 2005. – 480 с.
46. Вакуловский, С. М. Загрязнение Белого моря радиоактивными отходами западноевропейских стран / С. М. Вакуловский, А. И. Никитин, В. Б. Чумичев // Атомная энергия. – 1988. – Т. 65. – Вып. 1. – С. 66-67.
47. Вакуловский, С. М. О загрязнении арктических морей радиоактивными отходами западноевропейских радиохимических заводов / С. М. Вакуловский, А. И. Никитин, В. Б. Чумичев // Атомная энергия. – 1985. – Т. 58. – Вып. 6. – С. 445-449.
48. Василенко, И. Я. Медицинские проблемы техногенного загрязнения окружающей среды / И. Я. Василенко, О. И. Василенко // Гигиена и санитария. – 2006. – №1. – С. 22-25.
49. Васильев, А. А. Динамика морских берегов в криолитозоне западного сектора Российской Арктики (на примере Карского моря) : автореф. дис. ...д-ра геол.-мин. наук : 25.00.36 / А. А. Васильев ; Тюмень, 2004. – 49 с.
50. Васильев, И. Д. Геологические структуры в околотрубочном пространстве трубки Архангельская и их использование для поисков коренных месторождений алмазов в Зимнебережном районе : автореф. дис. канд. геол.-мин. наук : 25.00.11 / Иван Дмитриевич ; МГРИ-РГГРУ. – М., 2010. – 32 с.
51. Васильев, И. Д. Основы радиометрии / И. Д. Васильев, К. В. Новиков. – М.: изд-во РГГРУ, 2009. – 37 с.
52. Васильчук, Ю. К. Циклокриостратиграфия едомных толщ. Часть 1 / Ю. К. Васильчук // Арктика и Антарктика. – 2017. – № 1. – С. 62-83.

53. Величкин, В. И. Радиоэкологическая обстановка и радиогеохимическое районирование северо-западных территорий России / В. И. Величкин [и др.] // Доклады Академии наук. – 2013. – Т. 453. – № 3. – С. 314-318.
54. Вержак, В. В. Геологическое строение, вещественный состав, условия образования и методика разведки месторождения алмазов им. М.В. Ломоносова : дис. ... канд. геол.-мин. наук : 25.00.11 / Владимир Васильевич Вержак ; МГУ. – М., 2001. – 321 с.
55. Вержак, В. В. Опыт поисков месторождений алмазов в Архангельской алмазоносной провинции и на сопредельных территориях севера Восточно-Европейской платформы / В. В. Вержак, Г. В. Минченко, В. А. Ларченко // Проблемы прогнозирования и поисков месторождений алмазов на закрытых территориях. Материалы конференции, посвященной 40-летию ЯНИГП ЦНИГРИ АК «АЛРОСА» / ЯНЦ СО РАН. – Якутск, - 2008. – С. 308-314.
56. Вержак, Д. В. Алмазные месторождения Архангельской области и экологические проблемы их освоения / Д. В. Вержак, К. В. Гаранин // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4. Геология. – 2005. – № 6. – С. 18-27.
57. Виноград, Н. А. Особенности формирования подземных вод основных эксплуатируемых водоносных горизонтов Санкт-Петербурга и окрестностей по данным о химическом и изотопном составе / Н. А. Виноград, И. В. Токарев, Т. А. Строганова // Вестник СПбГУ. Науки о Земле. – 2019. – Т. 64. – Вып. 4. – С. 575-597.
58. Вклад техногенных и природных источников ионизирующего излучения в структуру заболеваемости населения Мурманской области / Н. К. Белишева [и др.] // Вестник Кольского научного центра РАН. – 2013. – №4 (15). – С. 9-26.
59. Водообмен в краевых частях Балтийского щита и прилегающих артезианских бассейнах по изотопным и химическим данным (научные и прикладные аспекты). Карельский перешеек / Г. Ю. Воронюк [и др.] // Труды Карельского научного центра. Серия: Лимнология. – 2016. – № 9. – С. 46-56.
60. Вомперский, С. Е. Экологизация лесного и сельского хозяйства в связи с задачами устойчивого развития / С. Е. Вомперский // Лесное хозяйство. – 1999. – № 3. – С. 2-4.

61. Воробьев, В. П. Аэрогамма-спектрометрический метод поисков рудных месторождений / В. П. Воробьев, А. В. Ефимов, М. И. Альтшулер. – Л. : Недра, 1977. – 2016 с.
62. Выделение редкометалльных, золоторудных и урановых рудоносных зон по результатам комплексной аэрогеофизической съемки на Чаантальской площади / Ф. Д. Лазарев [и др.] // РГиМ. – 2022. – №92. – С. 64-76.
63. Гарагуля, Л. С. Роль геокриологических процессов в формировании и динамике экосистем криолитозоны / Л. С. Гарагуля, Г. И. Гордеева, Е. Н. Оспенников // Криосфера Земли. – 2012. – Т. XVI, № 4. – С. 31-41.
64. Гаранин, К. В. Петрохимия и минералогия щелочно-ультраосновных магматитов на территории Архангельской алмазоносной провинции и модели их формирования / К. В. Гаранин, В. К. Гаранин, Г. П. Кудрявцева // Вестник Пермского университета. Геология. – 2008. – №10. – С. 32-49.
65. Геоиндикаторы изменений окружающей среды районов разработки месторождений твердых полезных ископаемых и методы их оценки / В. И. Осипов // Георесурсы, геоэнергетика, геополитика. – 2012. – №2 (6). – С. 1-19.
66. Геологическая карта России и прилегающих акваторий [Карта]: М 1:2,500,000 / под ред. О. В. Петрова / ФГБУ ВСЕГЕИ, ФГУП ВНИИОКЕАНГЕОЛОГИЯ, 2016.
67. Геологическое строение архипелага Новая Земля (запад Российской Арктики) и особенности тектоники Евразийской Арктики / Е. А. Кораго [и др.] // Геотектоника. – 2022. – № 2. – С. 21-57.
68. Геохимические особенности арктотундровых ландшафтов восточного побережья Новой Земли / А. А. Усачева [и др.] // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2016. – №5. – С. 87-95.
69. Геохимия донных осадков малого озера (водосбор Онежского озера, Архангельская область) / Д. П. Стародымова [и др.] // Успехи современного естествознания. – 2016. – № 9. – С. 172-177.
70. Геоэкологическая оценка современного состояния разновозрастных хвостохранилищ рудника Карнасурт / А. А. Горячев [и др.] // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – Апатиты, 2020. – № 17. – С. 128-132.

71. Геоэкологические проблемы разведки и эксплуатации месторождений полезных ископаемых : учебное пособие / А. В. Труфанов. – Ростов-на-Дону : Издательство Южного федерального университета, 2017. – 136 с.
72. Гирин, В. П. Радий. Главное открытие уходящего века [Электронный ресурс] // Портал «Наш Урал». – 2023. – Режим доступа : <https://nashural.ru/interesnoe/radij/>. – Загл. с экрана.
73. Голубов, Б. Н. Подземный ядерный взрыв «Глобус-1» и дальняя миграция его радионуклидов к подземным источникам питьевого водоснабжения Кинешемского района Ивановской области [Электронный ресурс] / Б. Н. Голубов, Ю. А. Сапожников // Электронное научное издание Альманах Пространство и Время. – 2016. – Т. 13. – Ввп. 1. – С. 1-22.
74. Горошко, М. В. Уран-редкометалльное оруденение в массивах ультраосновных щелочных пород юго-Востока Сибирской платформы / М. В. Горошко, В. А. Гурьянов // Тихоокеанская геология. – 2004. – Том 23. – № 2. – с. 76-91.
75. Горячев, А. А. Методика геоэкологического мониторинга хранилища отходов обогащения редкометалльных руд Карнасуртского месторождения (ООО «Ловозерский ГОК», Кольский полуостров) / А. А. Горячев, В. В. Лащук, Е. В. Мартынов // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – Апатиты, 2019. – №. 16. – С. 101-106.
76. Горячие точки Севера России. ЮНЕП. – М. : 2008. – 157 с.
77. Горячкин, С. В. Почвенный покров Севера (структура, генезис, экология, эволюция) / С. В. Горячкин. – М. : ГЕОС, 2010. – 414 с.
78. ГОСТ 11305-2013 Торф и продукты его переработки. Методы определения влаги. – Москва: Изд-во стандартов, 2013. – 7 с.
79. ГОСТ 11306-2013. Торф и продукты его переработки. Методы определения зольности. – Москва: Изд-во стандартов, 2013. – 8 с.
80. ГОСТ 11623-89 Торф и продукты его переработки для сельского хозяйства. Методы определения обменной и активной кислотности. – Москва: Изд-во стандартов, 1989. – 8 с.
81. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. – Москва: Изд-во стандартов, 1991. – 16 с.

82. ГОСТ 26423-85. Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки. – Москва: Изд-во стандартов, 1985. – 18 с.
83. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2015 году». – М. : Минприроды России; НИИ-Природа. – 2016. – 639 с.
84. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2021 году. – Мурманск : Министерство природных ресурсов, экологии и рыбного хозяйства Мурманской области, 2022. – 196 с.
85. Губайдуллин, М. Г. Геоэкологические условия освоения минерально-сырьевых ресурсов Европейского Севера России / М. Г. Губайдуллин. – Архангельск : ПГУ им. М. В. Ломоносова, 2002. – 310 с.
86. Гусев, Е. А. Голоценовые морские террасы южных островов Земли Франца Иосифа / Е. А. Гусев [и др.] // Проблемы Арктики и Антарктики. – 2013. – № 3 (97). – С. 103-108.
87. Гусев, Е. В. Методы полевой геофизики / Е. В. Гусев. – Томск : ТПУ, 2012. – 216 с.
88. Давыдова, Н. Н. Большеземельская тундра / Н. Н. Давыдова, И. В. Делюсин, Д. А. Субетто // История озер Восточно-Европейской равнины. – СПб. : Наука, 1992. – С. 35-45.
89. Двоскин, Б. Е. Геолого-поисковые радиометрические работы на фосфатные породы в секторе Ранчо-Чири месторождения Навай (Венесуэла) / Б. Е. Двоскин [и др.] // Горный журнал. – 2014. – № 2. – С. 67-70.
90. Деградация мерзлоты: результаты многолетнего геокриологического мониторинга в западном секторе российской Арктики [Электронный ресурс] / А. А. Васильев [и др.] // Криосфера Земли. – 2020. – Т. 24, № 2. – С. 15-30. – Режим доступа : [https://doi.org/10.21782/KZ1560-7496-2020-2\(15-30\)](https://doi.org/10.21782/KZ1560-7496-2020-2(15-30)), свободный. – Загл. с экрана.
91. Дженюк, С.Л. Климатообразующие факторы и климатические особенности Земли Франца-Иосифа / С. Л. Дженюк // Труды Кольского научного центра РАН. – 2014. – №4 (23). – С. 61-69.

92. Динамика искусственных радионуклидов в экосистемах морей Северного Ледовитого океана на рубеже XX-XXI веков. Часть 1. Морская вода и биота / Г. Г. Матишов [и др.] // Наука Юга России. – 2019. – Т. 15, № 3. – С. 12-23. Режим доступа : <https://doi.org/10.7868/S25000640190302>. – EDN LUFDD. – Загл. с экрана.
93. Договор о запрещении испытаний ядерного оружия в атмосфере, космическом пространстве и под водой № 6964. – Организация Объединенных наций. Серия договоров. – 1963. – С. 44-46.
94. Доклад министра природных ресурсов России С. Донского на заседании Совета Федерации 23 января 2012 г. о подготовке программы ликвидации накопленных в России отходов, связанных с экономической деятельностью. – 2012.
95. Дутова, Е. М. Радиогидрогеология и гидрогеохимия / Е. М. Дутова. – Томск : Изд-во ТПУ, 2008. – 120 с.
96. Дымов, В. А. Новые данные по палеогеографии голоцена архипелага Земля Франца Иосифа (о-в Карла Александра) / В. А. Дымов, В. В. Шарин // Арктика и Антарктика. – 2005. – Вып. 4 (38). – С. 53-56.
97. Евсеев, А. В. «Горячие точки» Российской Арктики / А. В. Евсеев, Т. М. Красовская // Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 5. География. – 2010. – № 5. – С. 48-52.
98. Евсеев, А. В. Импактные районы Российской Арктики: перспективы развития / А. В. Евсеев, Т. М. Красовская, О. Ю. Черешня // Геоинформационное и картографическое обеспечение экологических, экономических и социальных аспектов устойчивого развития территорий. – 2021. – № 27(1). – С. 229-237
99. Евсеев, А. В. Современное состояние экосистем Кольского полуострова / А. В. Евсеев, А. Д. Телелекова // Арктика XXI век. Естественные науки. – 2014. – №1 (1). – С. 33-37.
100. Ермолов, В. А. Эколого-токсикологическая оценка апатитового концентрата и радиоэкологический мониторинг геологической среды ковдорского ГОКа / В. А. Ермолов, Т. В. Тищенко // ГИАБ. – 2014. – №5. – С. 377-385.
101. Естественная и техногенная радиоактивность донных отложений озер северо-запада России (на примере республики Карелия и Архангельской

- области) / Г. П. Киселев [и др.] // Успехи современного естествознания. – 2017. – № 12. – С. 152-157.
102. Живая природа Ненецкого автономного округа / В. В. Ануфриев [и др.]. – Нарьян-Мар : ГУП НАО Ненецкий информационно-аналитический центр, 2004. – 192 с.
103. Жмодик, С. М. Геохимия радиоактивных элементов в процессе выветривания карбонатитов, кислых и щелочных пород / С. М. Жмодик. – Новосибирск: Наука, 1984. – 165 с.
104. Закон Российской Федерации "О радиационной безопасности населения" от 05.12.1995 № 3-ФЗ // Российская газета. – 1996.
105. Закономерности формирования радонового поля в геологической среде / А. М. Маренный [и др.]; М. : Перо, 2016. – 394 с.
106. Зарипов, Н. Р. Осветление красноцветных пород Зимнебережного алмазоносного района Архангельской провинции и Накынского алмазоносного поля Якутской провинции, его связь с кимберлитоконтролирующими структурами : автореф. дис. ...к. геол.-мин. наук : 25.00.11 / Н. Р. Зарипов ; МГРИ-РГГРУ. – М., 2017. – 23 с.
107. Зарипов, Н. Р. Первые данные по радиационным дефектам в осадочных породах Зимнебережного района Архангельской области / Н. Р. Зарипов // Материалы Второй всероссийской молодежной научно-практической конференции «Науки о Земле. Современное состояние» / НГУ. – Новосибирск, 2014. – С. 33-34.
108. Зверев, В. Л. Изотопы урана в кимберлитовом магматизме Восточной Сибири / В. Л. Зверев, А. И. Кравцов, И.П. Илупин // Докл. АН СССР. – 1979. – Т.245, №4. – С. 946-950.
109. Зеленцова, С. А. Мирные ядерные взрывы в Архангельской области и отношение населения к их последствиям / С. А. Зеленцова [и др.] // Радиационная гигиена. – 2012. – Т. 5, № 2. – С. 14-19.
110. Ибрагимов, Ш. З. Ядерная геофизика: пособие для самостоятельного изучения лекционного курса слушателей курсов повышения квалификации специальности «Геофизика» / Ш. З. Ибрагимов. – Казань : Казанский государственный университет, 2008. – 90 с.

111. Иванов, Г. И. Методология и результаты экогеохимических исследований Баренцева моря / Г. И. Иванов. – СПб. : ВНИИОкеанология, 2002. – 153 с.
112. Игловский, С. А. Техногенные изменения мерзлотных условий Двинско-Мезенской равнины и полуострова Канин / С. А. Игловский // Arctic Environmental Research. – 2007. – № 2. – С. 13-19.
113. Игловский, С.А. Антропогенная трансформация мерзлотных условий Европейского Севера России и ее последствия / С. А. Игловский // Арктика и Север. – 2013. – № 10. – С. 107-124.
114. Игнатов, П. А. Методы обнаружения скрытых рудоконтролирующих структур в осадочных толщах на примерах месторождений урана и алмазов / П. А. Игнатов // Фундаментальные проблемы геологии месторождений полезных ископаемых и металлогении: XXI Междунар. научн. конф., посвящ. 100-летию академика В. И. Смирнова / МГУ. – М. : МАКС Пресс, 2010. – С. 169-186.
115. Игнатов, П. А. Палеотектонические структуры Зимнебережного алмазоносного района Архангельской области / П. А. Игнатов // Бюлл. МОИП. Отд. геол. – 2008. – № 3. – С. 13-20.
116. Изменение интенсивности химической денудации на водосборе реки Печоры в условиях нестационарного климата и хозяйственной деятельности / А. О. Даниленко [и др.] // Вода и экология: проблемы и решения. – 2020. – №4 (84). – С. 38-46.
117. Изменение радиационного состояния донных отложений Енисейского залива / А. Ю. Мирошников [и др.] // Докл. РАН. – 2018. – Т. 483, № 6. – С. 673-676.
118. Израэль, Ю. А. Радиоактивное загрязнение морей и океанов / Ю. А. Израэль, А. В. Цыбань, С. М. Вакуловский // Метеорология и гидрология. – 1994. – № 10. – С. 15-23.
119. Израэль, Ю. А. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред / Ю. А. Израэль. – Л. : «Гидрометеиздат», 1990. – 296 с.
120. Ильин, Г. В. Радиоэкологическое состояние морской и наземной среды в районе губы Андреева / Г. В. Ильин, И. С. Усягина, Н. Е. Касаткина // Атомная энергия. – 2015. – Т. 118, № 3. – С. 168-173.

121. Инишева, Л. И. Концепция охраны и рационального использования торфяных болот России / Л. И. Инишева. – Томск : ЦНТИ, 2005. – 75 с.
122. Интерпретация аэрогеофизических данных при поисках месторождений твердых полезных ископаемых / П. С. Бабаянц [и др.] // Разведка и охрана недр. – 2006. – № 5. – С. 18-26.
123. Исаченко, А. Г. Физико-географическая характеристика региона / А. Г. Исаченко // Состояние окружающей среды Северо-Западного и Северного регионов России / Под ред. А. К. Фролова. – СПб. : Наука, 1995. – С. 7-30
124. Испытания ядерного оружия и ядерные взрывы в мирных целях СССР. 1949-1990 гг. / И. А. Андрюшин [и др.]. – Саров : РФЯЦ-ФНИИЭФ, 1996. – 66 с.
125. Исследование фракционирования изотопов урана (^{234}U , ^{238}U) в процессе образования кристаллов льда / Е. Ю. Яковлев [и др.] // Вестник Северного (Арктического) федерального университета. Серия: Естественные науки. – 2016. – № 3. – С. 15-23.
126. Истомин, А. В. Устойчивое развитие Арктической зоны как условие эффективного функционирования Российской экономики / А. В. Истомин, К. В. Павлов, В. С. Селин // Национальные интересы: приоритеты и безопасность. – 2008. – №7. – С. 4-13.
127. Истратова, К. Добыча алмазов в России: запасы и перспективы [Электронный ресурс] / К. Истратова // Добывающая промышленность. 2023. – №1. – Режим доступа : <https://dprom.online/mtindustry/dobycha-almazov-v-rossii-zapasy-i-perspektivy/>. – Загл. с экрана.
128. К оценке воздействия аварийных выбросов АЭС “Фукусима-1” на моря западной Арктики (на примере Баренцева моря) / Г. Г. Матишов [и др.] // Доклады академии наук. – 2012. – Т. 446, № 4. – С. 448-452.
129. Калашникова, В. И. Детекторы элементарных частиц: учеб. пособие / В. И. Калашникова, М. С. Козодаев. – М. : Наука, 1966. – 408 с.
130. Калюжин, С. М. Атлантический лосось Белого моря: проблемы воспроизводства и эксплуатации / С. М. Калюжин. – Петрозаводск: ПетроПресс, 2003. – 264 с.
131. Канюкова, В. П. Анализ экологического состояния Архангельской области / В. П. Канюкова // Форум молодых ученых. – 2019. – №2(30). – С. 762-764.

132. Карелия: энциклопедия: в 3 т. / под ред. А. Ф. Титова. – Т. 3. – Петрозаводск : ИД «ПетроПресс», 2011. – С. 203-384.
133. Карпенко, Ф. С. Влияние сапонита на устойчивость гидротехнических сооружений хвостохранилищ на месторождении им. М.В. Ломоносова Архангельской области / Ф. С. Карпенко // Геоэкология. – 2008. – № 3. – С. 269-271.
134. Карта четвертичных образований территории Российской Федерации. Масштаб: 1:2500000 / под ред. О.В. Петрова [и др.]. – М. : ВСЕГЕИ. ВНИИ Океангеология. – 2014.
135. Карякин, Ю. В. Статистическая модель рельефа Земли Франца-Иосифа / Ю. В. Карякин, Н. Н. Кашкаров // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: Геология. – 2011. – №1. – С. 240-243.
136. Касаткин, В. В. Этапы перевода объекта использования ядерного заряда в мирных целях «Глобус-1» в пункт консервации особых радиоактивных отходов / В. В. Касаткин // Атомная энергия. – 2014. – Т.116, № 3. – С. 157-161.
137. Катастрофа на Кумжинском газоконденсатном месторождении: причины, результаты, пути устранения последствий / В. И. Богоявленский [и др.] // Арктика: экология и экономика. – 2017. – №1 (25). – С. 32-46.
138. Катков, М. Государство поддержит «Печору СПГ» [Электронный ресурс] / М. Катков, А. Волобуев // Ведомости. – 2021. – 19 апреля, 2021. – Режим доступа : <https://www.vedomosti.ru/business/articles/2021/04/19/866705-gosudarstvo-podderzhit>, свободный. – Загл. с экрана.
139. Киселев, Г. П. Изотопный состав урана в природных водах Беломорского водосборного бассейна / Г. П. Киселев, С. Б. Зыков // XI Международный экологический симпозиум «Урал атомный, Урал промышленный» : труды Симпозиума на русском и английском языках. – Екатеринбург, 2005. – С. 57-58.
140. Киселев, Г. П. Неравновесный уран в околотрубном пространстве кимберлитовых тел Золотицкого поля Архангельской алмазоносной провинции / Г. П. Киселев, Е. Ю. Яковлев, С. В. Дружинин // Успехи современного естествознания. – 2016. – № 9. – С. 117-125.

141. Киселев, Г. П. Отчет по теме «О научно-исследовательской работе геологического подряда на выполнение опытно-методических и научно-исследовательских работ по прогнозно-поисковой оценке участков, перспективных на выделение кимберлитовых тел методом гамма-спектрометрической съемки с использованием высокоточного гамма-спектрометра на эталонных объектах» / Г. П. Киселев, С. В. Дружинин, И. М. Киселева. – Архангельск : ИЭПС УрО РАН, 2013. – 70 с.
142. Киселев, Г. П. Отчет по теме «Проведение наземной гамма-спектрометрической и радоновой съемок в пределах лицензионной площади месторождения алмазов им. М.В. Ломоносова» / Г. П. Киселев, С. В. Дружинин, Е. Ю. Яковлев. – Архангельск : ИЭПС УрО РАН, 2016. – 156 с.
143. Киселев, Г. П. Прогноз месторождений полезных ископаемых и загрязнения геологической среды уран-изотопными методами : дис. ... д-р геол.-мин. наук : 25.00.11, 25.00.36 / Георгий Петрович Киселев ; МГРИ. – М., 2005. – 197 с.
144. Киселев, Г. П. Прогноз месторождений полезных ископаемых и загрязнения геологической среды уран-изотопными методами : автореф. дис. ... д-ра. геол.-мин. наук : 25.00.11, 25.00.36 / Георгий Петрович Киселев ; ИЭПС УрО РАН. – Архангельск, 2005. – 50 с.
145. Киселев, Г. П. Четные изотопы урана в геосфере / Г. П. Киселев. – Екатеринбург : УрО РАН, 1999. – 220 с.
146. Кичигин, А. И. «Водный промысел»: история производства радия в Республике Коми (1931–1956) [Электронный ресурс] / А. И. Кичигин, А. И. Таскаев // Вопросы истории естествознания и техники. – 2004. – № 4. – Режим доступа : <http://vivovoco.astronet.ru/VV/JOURNAL/VIET/NORD/RADIUM.HTM>, свободный. – Загл. с экрана.
147. Клайнкнехт, К. Детекторы корпускулярных излучений; пер. с нем. / К. Клайнкнехт. М.: Мир, 1990. – 224 с.
148. Классификация и диагностика почв России / Л. Л. Шишов [и др.]. – Смоленск : Ойкумена, 2004. – 342 с.
149. Кобылянский, В. В. Подводные захоронения радиоактивных отходов в Арктике. Какова реальная угроза? / В. В. Кобылянский, А. Ю. Казеннов, О. Е.

- Кикнадзе // Научное и техническое обеспечение исследований и освоения шельфа Северного Ледовитого океана. – 2012. – С. 27-45.
150. Кольская АЭС. Отчет об экологической безопасности за 2020 год. – Полярные зори : Росэнергоатом, 2021. – 44 с.
151. Контакты кимберлитовой трубки Архангельская и деформации вмещающих и перекрывающих пород / П. А. Игнатов [и др.] // Геология и разведка. – 2009. – № 5. – С. 28-34.
152. Контарович, Р. С. Аэрогеофизика на пороге XXI века / Р. С. Контарович // Минеральные ресурсы России. Экономика и управление. – 1997. – Отд. вып. – С. 3-5.
153. Концентрация искусственных радионуклидов в биоте арктического шельфа в современных условиях (2013–2018 гг.) / Г. Г. Матишов [и др.] // Доклады Российской академии наук. – 2020. – Т. 494, № 1. – С. 71-75.
154. Копейкин В.А. Поведение тория в латеритном процессе / В. А. Копейкин // Атомная энергия. – 1984. – №4. – С. 221-223.
155. Коробейников, А. Ф. Геология. Прогнозирование и поиск месторождений полезных ископаемых / А. Ф. Коробейников. – Томск : Томский политехнический университет, 2012. – 225 с.
156. Коротков, Ю. В. К вопросу о выделении и отслеживании разрывных нарушений по характерным изменениям проводимости в толщах осадочных отложений / Ю. В. Коротков // Геофизические исследования. – 2011. – Т. 12, № 4. – С. 81-92.
157. Котова, Е. И. Воздействие разработки месторождения алмазов им. М. В. Ломоносова на экосистему реки Золотицы / Е. И. Котова, О. П. Нецветаева, О. С. Решетняк // Арктика: экология и экономика. – 2022. – Т. 12, № 2. – С. 191-199.
158. Кочетков, А. Н. Система функционирования ядерного полигона Новая земля / А. Н. Кочетков, Р. А. Кочетов, С. В. Стягов // Пожарная безопасность: проблемы и перспективы. – 2018. – №9. – С. 456-458.
159. Кошкина, В. В. О морских перевозках радиоактивных отходов, образующихся при нефтегазодобыче на шельфе / В. В. Кошкина, В. И. Ярош // Сборник научных трудов / АО «ЦНИИМФ. – СПб., 2016. – С. 63-75.

160. Крапивнер, Р. Б. Быстрое погружение Баренцевского шельфа за последние 15–16 тысяч лет / Р. Б. Крапивнер // Геотектоника. – 2006. – № 3. – С. 39-51.
161. Кренделев, Ф. П. Применение гамма-спектрометрических методов для оконтуривания рудных зон в Забайкалье / Ф. П. Кренделев, А. Г. Миронов, А. М. Гофман // Геология и геофизика. – 1976. – Вып. 8, Т. 17. – С. 67-75.
162. Кренделев, Ф. П. Применение гамма-спектрометрических методов для оконтуривания рудных зон в Забайкалье / Ф. П. Кренделев, А. Г. Миронов, А. М. Гофман // Геология и геофизика. – Вып. 8, Т. 17. – 1976. – С. 67-75.
163. Криолитозона Северо-Западного Арктического шельфа России / М. А. Холмянский [и др.] // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2018. – № 1. – С. 3-12.
164. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Р. М. Алексахин [и др.] ; под ред. Л. А. Ильина, В. А. Губанова. – М., 2001. – 752 с.
165. Крышев, И. И. Атомная энергетика и биосфера / И. И. Крышев, Е. П. Рязанцев // Проблемы экологии. – 1991. – №2. – С.39-52.
166. Кудельский, А. В. Постчернобыльская гидросфера Беларуси в районах радиоактивных выпадений (ретроспективный обзор) / А. В. Кудельский, Дж.Т. Смит, В. И. Пашкевич // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2012. – № 4. – С. 293-309.
167. Кулиев, А. Н. Растительность / А. Н. Кулиев // Новая Земля. – М. : Европейские издания – Paulsen, 2009. – С. – 334-349.
168. Куликов, К. Н. Замена реакторного отсека на атомном ледоколе «Ленин» / К. Н. Куликов, С. А. Петров // Вестник МАНЭБ. – 2019. – Т. 24, № 3. – С. 4-15.
169. Кутинов, Ю. Г. Иерархический ряд проявлений щелочно-ультраосновного магматизма Архангельской алмазонасной провинции. Их отражение в геолого-геофизических материалах / Ю. Г. Кутинов, З. Б. Чистова. Архангельск : ОАО «ИПП «Правда Севера», 2004. – 283 с.
170. Лавров, А. С. Неоплейстоцен северо-востока Русской равнины / А. С. Лавров, Л. М. Потапенко. – М. : Аэрогеология, 2005. – 222 с.
171. Лавров, А. С. Четвертичные отложения бассейнов Средней Печоры и Вычегды и условия их образования : дис. ... канд. геол.-мин. наук : 04.00.00 / А. С. Лавров ; М., 1968. – 404 л.

172. Лаптев, Г. В. Перспективы радиометрического датирования как базового инструмента морской литодинамики / Г. В. Лаптев, О. В. Войцехович // Материалы Международной конференции в честь 100-летия со дня рождения профессора В.В. Лонгинова «Литодинамика донной контактной зоны океана». – М. : ГЕОС, 2009. – 168 с.
173. Лаптева, Е.М. Почвы и почвенные ресурсы Республики Коми: этапы исследований, итоги и перспективы / Е. М. Лаптева, В. А. Безносиков, Е. В. Шамрикова // Известия Коми НЦ УрО РАН. – 2016. – №3 (27). – С. 23-33.
174. Ларина, Г. В. Содержание химических элементов в болотных экосистемах Северного Алтая / Г. В. Ларина, Л. И. Инишева, Е. В. Порохина // Известия Иркутского государственного университета. Серия: Науки о Земле. – 2017. – Т. 21. – С. 80-95.
175. Лебедев, В. А., Проблемы обеспечения радиационной безопасности в нефтедобывающей промышленности России / В. А. Лебедев, В. С. Карабута // Молодой ученый. – 2016. – № 1(105). – С. 257261.
176. Леденгский, Р. А. Применение гамма-спектрометрии для идентификации слабомагнитных алмазонасных кимберлитов / Р. А. Леденгский // Ресурсоэффективным технологиям – энергию и энтузиазм молодых : сборник научных трудов VII Всероссийской конференции / ТПУ. – Томск, 2016. – С. 256-258.
177. Леонов, С. Н. Потенциал восточной Арктики как катализатор развития Дальнего Востока России / С.Н. Леонов, С.Н. Заостровских // Арктика: экология и экономика. – 2019. – №4(36). – С. 4-15.
178. Лившиц, М. И. Математическая модель формирования радоновой обстановки в здании / М. И. Лившиц, Л. А. Гулабянц, А. Калайдо // АНРИ - Аппаратура и новости радиационных измерений. – 2017. – № 1. – С. 41-49.
179. Линге, И. И. Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Государственной корпорации по атомной энергии «Росатом» / И. И. Линге, И. И. Крышева. – ИБРАЭ РАН, ГК «Росатом» – М., 2021. – 555 с.
180. Лисаченко, Э. П. Выброс природных радионуклидов в окружающую среду в результате деятельности предприятий неядерных отраслей / Э. П. Лисаченко,

- И. П. Стамат, А. Л. Зельдин // Радиационная гигиена. – 2012. – Т. 5, № 4. – С. 50-56.
181. Лисаченко, Э. П. Природные радионуклиды в производственных отходах предприятий неурановых отраслей промышленности / Э. П. Лисаченко, И. П. Стамат // Радиационная гигиена. – 2009. – Т. 2, № 2. – С. 64-71.
182. Лисаченко, Э. П. Радиационно-гигиеническое обследование промышленных объектов неядерных технологий / Э. П. Лисаченко // Радиационная гигиена: сб. науч. трудов. – СПб. : ФГУН НИИРГ им. проф. П.В. Рамзаева, 2006. – С. 242-251.
183. Лисицын, А. П. Маргинальный фильтр океанов / А. П. Лисицын // Океанология. – 1994. – № 5. – С. 735-747.
184. Лобковский, Л. И. Подводная лодка К-27 – эхо прошлого / Л. И. Лобковский, Н. Н. Дмитриевский, Р. А. Ананьев // Арктика: экология и экономика. – 2014. – №2(14). – С. 36-39.
185. Лукашенко, С. Н. Плутоний в окружающей среде: источники, механизмы распространения, концентрации / С. Н. Лукашенко, М. А. Эдомская // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2021. – Т. 61, № 4. – С. 394-424.
186. Лукин, Ю. Ф. Многоликая Арктика в потоке времени и смыслов / Ю. Ф. Лукин. – Архангельск : САФУ, 2019. – 241 с.
187. Лукин, Ю. Ф. Российская Арктика в изменяющемся мире / Ю. Ф. Лукин. – Архангельск : ИПЦ САФУ, 2013. – 482 с.
188. Лукин, Ю. Ф. Российская Арктика или Арктическая зона / Ю. Ф. Лукин // АиС. – 2016. – №23. – С. 171-185.
189. Лукин, Ю.Ф. «Горячие точки» Российской Арктики / Ю. Ф. Лукин // Арктика и Север. – 2013. – № 11. – С. 4-38.
190. Лурье, А. А. Современное состояние содержания ^{137}Cs в компонентах лесных биоценозов Архангельской области / А. А. Лурье, М. С. Кубасова // АНРИ. – 2015. – № 1. – С. 41-47.
191. Лучшие зарубежные практики вывода из эксплуатации ядерных установок и реабилитации загрязненных территорий / Н. С. Цебаковская [и др.]. – М. : Госкорпорация «Росатом. 2017. – 187 с.

192. Любова, С. В. Почвы арктических островов Архангельской области и их химические свойства / С. В. Любова // Экология родного края: проблемы и пути их решения : материалы XVI Всероссийской научно-практической с международным участием конференции, Киров, 27–28 апреля 2021 года. Том Книга 1. – Киров: Вятский государственный университет, 2021. – С. 379-383.
193. М-02-0203-09 Методика измерения массовой доли натрия, кремния, кальция, титана, ванадия, хрома, бария, марганца, железа, никеля, меди, цинка, стронция, свинца, циркония, молибдена, алюминия, магния в порошкообразных пробах почв и донные отложения рентгеноспектральным методом с использованием энергодисперсионных рентгенофлуоресцентных спектрометров типа EDX фирмы Shimadzu, 2009. – 33 с.
194. М-02-1109-15 Определение As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn (кислоторастворимые формы) в почвах и донных отложениях атомно-абсорбционным методом, 2015. – 35 с.
195. Магомедова, А. Ш. Объемная активность радона трубок взрыва и магнитных аномалий Среднего Тимана / А. Ш. Магомедова, В. В. Удоратин // Материалы XVII Уральской молодежной научной школы по геофизике. – Екатеринбург : ИГФ УрО РАН, 2016. – С. 110-112.
196. Магомедова, А. Ш. Отражение разломных зон и трубок взрыва Среднего Тимана в геофизических полях / А. Ш. Магомедова, В. В. Удоратин, Ю. Е. Езимова // Вестник Института геологии Коми НЦ УрО РАН, 2015. – №10. – С. 28-34.
197. Макаревич, Т. А. Радиоэкология: пособие / Т. А. Макаревич. – Минск: БГУ, 2013. – 136 с.
198. Малов, А. И. Определить возраст подземных вод – сохранить пресноводный ресурс [Электронный ресурс] // Научная Россия. – 2020. – Режим доступа : <https://scientificrussia.ru/articles/opredelit-voznrast-podzemnyh-vod-sohranit-presnovodnyj-resurs>. – Загл. с экрана.
199. Малов, А. И. Уран в подземных водах Мезенской синеклизы : научное издание / А. И. Малов, Г. П. Киселев ; отв. ред. В. Ф. Юдахин. – Екатеринбург : РАН, УрО, АНЦ, Ин-т экол. проблем Севера, 2008. – 241 с.

200. Малыгин, П. В. Исследование структуры, состава и свойств торфа / П. В. Малыгин, В. К. Любов // Вестник Череповецкого государственного университета. – 2014. – №5. – 12-18.
201. Манахов, Д. В. Практикум по радиоэкологии : учебно-методическое пособие для студентов факультета почвоведения МГУ / Д. В. Манахов, Д. Н. Липатов, А. И. Щеглов. – М. : МАКС Пресс, 2019. – 92 с.
202. Маркова, О. И. Отражение темы техногенного воздействия на природную среду Воркутинского района Республики Коми в экологическом атласе России / О. И. Маркова // Геоинформационное и картографическое обеспечение экологических, экономических и социальных аспектов устойчивого развития территорий. – 2015. – № 1 (21). – С. 222-235
203. Масленников, Б. И. Физико-химические основы ионного обмена и сорбции катионов на торфе и гуминовых кислотах : автореферат дис. ... доктора технических наук : 05.15.05 / Б. И. Масленников ; Тверь, 1994. – 40 с.
204. Матишов, Г. Г. Современные тенденции в исследовании Северного Ледовитого океана (климат, промысловая океанология, радиоактивность) / Г. Г. Матишов // Вестник Российского фонда фундаментальных исследований. – 2020. – № 3-4 (107-108). – С. 15-20.
205. Матишов, Г. Г. Техногенная радиоактивность вод центрального полярного бассейна и смежных акваторий Арктики / Г. Г. Матишов, Н. Е. Касаткина, И. С. Усягина // Доклады Академии наук. – 2019. – Т. 485, №1. – С. 93-98.
206. Матишов, Д. Г. Новые данные о радиоактивном загрязнении Черной Губы (Новая Земля) / Д. Г. Матишов, Г. Г. Матишов // Доклады Академии наук. – 2002. – Т. 383, № 5. – С. 14.
207. Матишов, Д. Г. Радиационная экологическая океанология / Д. Г. Матишов, Г. Г. Матишов. – Апатиты : Изд-во КНЦ РАН, 2001. – 417 с.
208. Матусевич, Е. С. Основы экспериментальных методов ядерной физики / Е. С. Матусевич [и др.]. – М. : Энергоатомиздат, 1985. – 487 с.
209. Мелентьев, Г. Б. Естественная радиоактивность редкометалльно специализированного минерального сырья и урбанизированных территорий Карело-Кольского региона как фактор их радиоэкологической оценки / Г. Б.

- Мелентьев // Труды Карельского научного центра РАН. – 2021. – № 2. – С. 27-43.
210. Мельник, Н. А. Изучение основных источников облучения на предприятии по добыче редкометалльных руд / Н. А. Мельник, П. В. Икконен // Известия Самарского научного центра РАН. – 2012. – № 5-3. – С. 802-804.
211. Мельник, Н. А. Радиационный мониторинг естественных радионуклидов в северных широтах / Н. А. Мельник // Север – 2003 : Проблемы и решение / КНЦ РАН. – Апатиты, 2004. – С. 77-89.
212. Месторождения стратегических металлов Арктической зоны / Н. С. Бортников [и др.] // Геология рудных месторождений. – 2015. – Т. 57, № 6. – С. 479.
213. Методика измерений суммарной удельной активности альфа–излучающих радионуклидов в сыпучих материалах с применением альфа–бета–радиометра LB–770, 2003. – 17 с.
214. Методика измерений удельной активности изотопов плутония в пробах почв, грунтов, донных отложений и горных пород альфа–спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой. – М. : ВИМС, 2013. – 15 с.
215. Методика измерений удельной активности полония-210 (^{210}Po) и свинца-210 (^{210}Pb) в пробах почв, грунтов, донных отложений, горных пород и строительных материалов на их основе альфа-бета-радиометрическим методом с радиохимической подготовкой / А.Е. Бахур [и др.]. – М. : ФГУП "ВИМС", 2013. – 17 с.
216. Методика измерений удельной активности радионуклидов в счётных образцах на гамма–спектрометрах с использованием ПО «Spectra Line». – М. : ООО «ЛСРМ», 2022. – 25 с.
217. Методика измерений удельной активности стронция–90 в пробах почв, грунтов, донных отложений и горных пород бета–радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. – М. : ФГУП «ВИМС», 2013. – 19 с.
218. Методические рекомендации по проведению комплексных аэрогеофизических съемок / Ю. В. Асламов [и др.]. – СПб. : Картографическая фабрика ФГБУ ВСЕГЕИ, 2021. – 42 с.

219. Миграционная подвижность плутония и америция в почвах в зависимости от добавок природных и модифицированных органических соединений / Т. А. Горяченкова [и др.] // Радиохимия. – 2013. – Том 55. – С. 553-560.
220. Микляев, П. С. Научные основы оценки потенциальной радоноопасности платформенных территорий : дис. ... д-ра. геол.-мин. наук : 25.00.36 / Петр Сергеевич Микляев ; ИГЭ РАН. М., 2015. – 307 с.
221. Микляев, П. С. О коэффициенте диффузии радона в пористой среде / П. С. Микляев, Т. Б. Петрова // Журнал «АНРИ». – 2019. – № 4. – С. 12-17.
222. Микрористаллы алмаза из кимберлитов месторождений Архангельской алмазоносной провинции / Г. П. Кудрявцева [и др.] // Известия ВУЗов. Сер. Геология и разведка. – 2004. – № 3. – С. 32-38.
223. Милашев, В. А. Трубки взрыва / В. А. Милашев. – Л. : Недра, 1984. – 268 с.
224. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний / под ред. В. А. Логачева. – М. : ИздАТ. 2001. – 519 с.
225. Миронов, Ю. Б. Металлогения тория Российской Федерации / Ю. Б. Миронов, А. М. Карпунин, В. З. Фукс // Региональная геология и металлогения. – 2020. – № 84. – С. 106-116.
226. Мирошников, А. Ю. Закономерности распределения радиоцезия в донных отложениях Карского моря / А. Ю. Мирошников // Геоэкология. – 2012. – № 6. – С. 516-526.
227. Мирошников, А. Ю. Покровный ледник Северного острова (арх. Новая Земля) – новый источник радиоактивности в Арктике / А. Ю. Мирошников // Беломорская студенческая научная сессия. Тезисы докладов / СПбГУ. – СПб., 2019. – 85 с.
228. Михайлов, В. Н. Арктический ядерный полигон / В. Н. Михайлов. – М. : Изво «Картуш», 2006. – 464 с.
229. Михайлов, В. Н. Ядерные испытания в Арктике. Том II / В. Н. Михайлов. – Москва : Институт стратегической стабильности, 2004. – 395 с.
230. Михайлов, В. Н. Ядерные испытания СССР. Использование ядерных взрывов в решения народохозяйственных задач и научных исследований / В. Н. Михайлов. – Саров : РФЯЦ-ФНИИЭФ, 2000. – 200 с.

231. Многолетняя динамика радиоактивного загрязнения Баренцево-Карского региона (1960-2013 гг.) / Г. Г. Матишов [и др.] // Доклады Академии наук. – 2014. – Т. 458. № 4. – С. 473.
232. Муратов, О. Э. Проблемы обращения с промышленными отходами, содержащими природные радионуклиды / О. Э. Муратов // Утилизация отходов производства и потребления: инновационные подходы и технологии : материалы II Всероссийской научно-практической конференции / Вятский государственный университет. – Киров, 2020. – С. 51-56.
233. Мурманское управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://www.kolgimet.ru/>. – Загл. с экрана.
234. Мусатов, Е. Е. Неотектоника арктических континентальных окраин / Е. Е. Мусатов // Физика Земли. – 1996. – № 12. – С. 72-78.
235. Мясникова, Н. А. Гранулометрический состав донных отложений озера Торосъярви (бассейн Белого моря) [Электронный ресурс] / Н. А. Мясникова, М. С. Потахин // Вестник ВГУ. Серия: География. Геоэкология. – 2021. – № 1. – С. 45-56. – Режим доступа : <https://doi.org/10.17308/geo.2021.1/3255>. – Загл. с экрана.
236. Назаров, Е. И. Тритий и углерод-14 в выбросах реакторных установок / Е. И. Назаров, М. Д. Пышкина // Биосферная совместимость атомной энергетики – 2022 : тезисы докладов V Всероссийской научной конференции / ИПЭ УрО РАН. – Екатеринбург, 2022. – С. 1020-1021.
237. Назарова, Л. Е. Климат республики Карелия (Россия): температура воздуха, изменчивость и изменения / Л. Е. Назарова // Геополитика и экогеодинамика регионов. – 2014. – №1. – С. 746-749.
238. Накопление ^{137}Cs лишайниками рода *Cladonia* в зоне влияния Кольской атомной электростанции / М. Б. Попова [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2022. – Т. 62, № 5. – С. 543-554.
239. Национальный атлас почв Российской Федерации / под ред. С.А. Шобы. [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <https://soil-db.ru/soilatlas>. – Загл. с экрана.

240. Недобух, Т. А. Основы радиохимии и дозиметрии : учеб.-метод. пособие / Т. А. Недобух, А. В. Воронина, А. С. Кутергин. – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2015. – 136 с.
241. Неравновесный уран в горных породах Мезенской синеклизы / Г. П. Киселев [и др.] // Материалы IV международной молодежной научной конференции «ЭКОЛОГИЯ-2011» / ФГБУН Ин-т экол. проблем Севера УрО РАН. – Архангельск, 2011. – С. 29-30.
242. Низкие берега Западно-Арктических морей: происхождение, возраст и современная динамика / Ф. А. Романенко [и др.] // Вопросы географии. – 2015. – № 140. – С. 275-306.
243. Никитин, А. И. Натурные исследования последствий сброса и захоронения радиоактивных отходов в моря Северного и Дальневосточного регионов Российской Федерации : дис. ... д-ра. геогр. наук : 25.00.36 / Александр Иванович Никитин ; Ин-т глоб. климата и экологии РАН и РОСГИДРОМЕТ. – Обнинск, 2009. – 204 с.
244. Никитин, Б. М. Деформации вмещающих пород при формировании кимберлитовых трубок / Б. М. Никитин // Изв. АН СССР. Сер. Геол. – 1980. – №11. – С. 41-49.
245. Никонова, А. Н. Воздействие разработки кумжинскогогазоконденсатного месторождения на компоненты экосистем дельты Печоры (Ненецкий автономный округ) / А. Н. Никонова // Геополитика и экогеодинамика регионов. – 2014. – №2. – С. 668-674.
246. Новая Земля / Анохин В.М. [и др.] ; М. : Европейские издания, 2009. – 410 с.
247. Новейшие движения земной коры Карельского берега Белого моря / А. В. Баранская [и др.] // Арктика и Антарктика. – 2019. – № 2. – С. 16-33.
248. Новиков, К. В. Применение ГИС-технологий для анализа тектонических и других нарушений осадочных пород, вмещающих кимберлиты / К. В. Новиков, П. А. Игнатов // Доклады 6-й Международной школы молодых ученых / ИПКОН РАН. – М., 2009.
249. Нозик, М. Л. Научно-методические основы обеспечения радиоэкологической безопасности на предприятиях нефтегазового комплекса :

- дис. ... канд. геол.-мин. наук : 25.00.36 / Нозик Михаил Леонидович ; Всерос. науч.-исслед. ин-т минерал. сырья им. Н.М. Федоровского. – М., 2010. – 165 с.
250. О буферной способности болотных экосистем по отношению к сапонит-содержащим отходам / Т. И. Пономарева [и др.] // Материалы конференции «Х Галкинские Чтения» / Ботанический институт им. В. Л. Комарова РАН. – СПб., 2019. – С. 159-161.
251. О влиянии подземных ядерных взрывов "Кратон-3" и "Кристалл" на радиационно-гигиеническую обстановку в близлежащих населенных пунктах / В. П. Рамзаев [и др.] // Радиационная гигиена. – 2008. – Т. 1, № 2. – С. 14-19.
252. О влиянии хранилища радиоактивных отходов в губе Андреева на загрязнение экосистемы Баренцева моря / Г. Г. Матишов [и др.] // Доклады академии наук. – 2017. – Т. 472, № 5. – С. 590-595.
253. О структурном контроле размещения кимберлитовых тел на примере Архангельской кимберлитовой провинции / Андросов Е.А. [и др.] // Эффективность прогнозирования и поисков месторождений алмазов: прошлое, настоящее и будущее (алмазы-50) / ВСЕГЕИ. – СПб., 2004. – С. 9-18.
254. О фоновом состоянии макрозообентоса р. Зимняя Золотица на участке выше зоны воздействия алмазоразработок (по результатам исследований 2019 г.) / А. Г. Завиша [и др.] // Глобальные проблемы Арктики и Антарктики : Сборник научных материалов Всероссийской конференции с международным участием, посвященной 90-летию со дня рождения акад. Н. П. Лавёрова / Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики имени академика Н. П. Лаверова Российской академии наук. – Архангельск, 2020. – С. 444-448.
255. Об изменении подходов при введении ограничений на передвижение наземной техники в арктической зоне Красноярского края в бесснежный период / Р. А. Шарафутдинов [и др.] // Проблемы региональной экологии. – 2022. – № 6. – С. 119-126.
256. Оберман, Н. Г. Мерзлые породы и криогенные процессы в Восточно-Европейской Субарктике / Н. Г. Оберман // Почвоведение. – 1998. – № 5. – С. 540-550.

257. Оберман, Н. Г. Прогнозирование деградации многолетнемерзлых пород на примере Европейского Северо-востока страны / Н. Г. Оберман, А. М. Лыгин // Разведка и охрана недр. – 2009. – № 7. – С. 15-20.
258. Обоснование механизма доминирующего государственного участия в освоении ресурсов высоколиквидных полезных ископаемых Арктики / Н. П. Похиленко [и др.] // Арктика: экология и экономика. – 2017. – № 1(25). – С. 8-18. – Режим доступа : <https://doi.org/10.25283/2223-4594-2017-1-8-18>. – Загл. с экрана.
259. Объекты инфраструктуры атомного флота как источник радиоактивного загрязнения Баренцева моря (на примере хранилища отходов в Губе Андреева)/ Г. В. Ильин [и др.] // Атомная энергия. – 2017. – №2. – С. 131-137.
260. Овсейчук, В. А. Радиоактивность углей и продуктов их сжигания [Электронный ресурс] / В. А. Овсейчук, Д. А. Крылов, Г. П. Сидорова // ПроАтом. – 2013. – Режим доступа : <https://www.proatom.ru/modules.php?file=article&name=News&sid=4326>, свободный. – Загл. с экрана.
261. Овсяный, Е. И. Исследование органического углерода и карбонатности в донных осадках шельфа южного побережья Крыма / Е. И. Овсяный, К. И. Гуров // Морской гидрофизический журнал. – 2016. – № 1 (187). – С. 62-72.
262. Огородников, Б. И. Ядерный архипелаг / Б. И. Огородников. – М. : ИздАт, 1995. – 256 с.
263. Определение скорости отступления термоэрозионных берегов по размерам термотеррас / Арэ Ф. Э. [и др.] // Криосфера Земли. – 2004. – Т. VIII. – № 3. – С. 52-56.
264. Опыт работы по обследованию подземных ядерных взрывов и отвалов урансодержащих руд на территории Якутии / И. С. Бурцев [и др.] // Радиационная безопасность Республики Саха (Якутия): Материалы II научно-практической конференции. – Якутск, 2004. – С. 56-67.
265. Осадчая, Г. Г. Мерзлотно-ландшафтная дифференциация большеземельской тундры: современное состояние и использование при освоении : автореф. дис. ... д-ра геогр. наук : 25.00.31 / Галина Георгиевна Осадчая ; МГУ. – М., 2016. – 50 с.

266. Особенности криолитозоны полярного Урала / И. В. Абатурова [и др.] // Инженерная и рудная геофизика 2022. Сборник материалов 18-ой конференции. – М., 2022. – С. 214-221.
267. Осовецкий, Б. М. Тантал-ниобиевая и редкоземельная минерализация в мезозой-кайнозойских отложениях бассейна верхней Камы и перспективы расширения и освоения минерально-сырьевой базы региона / Б. М. Осовецкий // Вестник Пермского федерального исследовательского центра. – 2013. – С. 96-108.
268. Отходы алмазодобывающей промышленности – минеральный состав и способы утилизации / Т. В. Посухова [и др.] // Вестн. Моск. ун-та. Серия. 4. Геология. – 2013. – № 2. – С. 38-48.
269. Отчет о результатах разведки кимберлитовых трубок месторождения им. Ломоносова в 1983-1987 гг. / В. В. Вержак [и др.]. – Архангельск : Архангельский ТГФ, 1987. – 252 с.
270. Отчет по экологической безопасности ФГУП «Атомфлот» за 2021 год ; Мурманск : Атомфлот, 2021. – 76 с.
271. Отчет по экологической безопасности ФГУП «Атомфлот» за 2022 год. – Мурманск : Росэнергоатом, 2022. – 76 с.
272. Оценка влияния радиоактивных отходов атомного флота на радиационную обстановку в территориальных водах России / Кваша Н. И. [и др.] // Рос. хим. журн. – 2001. – Т. 45, № 5-6. – С. 142-148.
273. Оценка химической и радиологической безопасности дикорастущих грибов и ягод, произрастающих на территории Архангельской области / Т. Н. Унгурияну [и др.] // Оригинальное исследование. – 2023. – Т. 30, № 1. – С. 17-27.
274. Палеогеология Северной Эстонии и ее влияние на изменение ресурсов и качества пресных подземных вод в крупных прибрежных водоемах / М. Ежова [и др.] // Геология. – 1996. - № 19. – С. 37-40.
275. Параскив, А. А. Содержание радионуклидов цезия в воде и донных отложениях Баренцева моря. Система Баренцева моря / А. А. Параскив, Н. Ю. Мирзоева, О. Н. Мирошниченко. – М. : ГЕОС, 2021. – С. 548-553.

276. Первые данные о составе пыли, окрасившей снег на Европейском Севере России в желтый цвет (март 2008 г.) / В. П. Шевченко // Доклады РАН. – 2010. – Т. 431, № 5. – С. 675-679.
277. Переверзев, В. Н. Почвы и почвенный покров Кольского полуострова: история и современное состояние исследований / В. Н. Переверзев // Вестник Кольского научного центра РАН. – 2011. – № 1. – С. 39-43.
278. Перовщиков, Р. Д. Естественные радионуклиды (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th) в депонирующих средах (территории верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей) / Р. Д. Перовщиков // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2022. – Т. 333, № 3. – С. 29-38.
279. Петин, А. Н. Геоэкологические проблемы добычи общераспространенных полезных ископаемых в белгородской области / А. Н. Петин, Т. Н. Фурманова, М. А. Петина // Горный журнал. – 2015. – №8. – С. 61-63.
280. Петров, В. А. Ресурсный потенциал Арктической зоны России / В. А. Петров, А. В. Волков // Научные труды Вольного экономического общества России. – 2021. – Т. 228, № 2. – С. 181-195.
281. Полупроводниковые детекторы в экспериментальной физике / Ю.К. Акимов [и др.]. – М. : Энергоатомиздат, 1989. – 342 с.
282. Поляков, В. А. Изучение изменений гидрохимии и ресурсов подземных вод прибрежных водозаборов в Эстонии по изотопным данным / В. А. Поляков // Тезисы Всесоюзной конференции по гидрогеологии. – Звенигород, 1991. – С. 60-62.
283. Попов, А. И. Палеогеография плейстоцена Большеземельской тундры / А. И. Попов // Вестник МГУ им. М.В. Ломоносова. Серия «География». – 1961. – № 6. – С. 41-47.
284. Попов, А. И. Покровные суглинки и полигональный рельеф Большеземельской тундры / А. И. Попов // Вопросы географического мерзлотоведения и перигляциальной морфологии / МГУ им. М.В. Ломоносова. – М., 1962. – С. 109-130.

285. Попова, О. Н. Климатогеофизическая характеристика Кольского Заполярья / О. Н. Попова, Ю. Ф. Щербина // Экология человека. – 2012. № 5. – С. 3-7.
286. Портнов, А. М. Радиогеохимические поиски руды / А. М. Портнов // Природа. – 1984. – № 5. – С. 99-103.
287. Поступление микроэлементов из атмосферы, зарегистрированное в природном архиве (на примере Иласского верхового болота, водосбор Белого моря) / В. П. Шевченко [и др.] // Доклады академии наук. Геохимия. – 2015. – Т. 465, № 5. – С. 587-592.
288. Почвенно-географическая база данных России [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <https://soil-db.ru/map?lat=66.4873&lng=52.998&zoom=5>. – Загл. с экрана.
289. Почвы заповедников и национальных парков Российской Федерации. – М. : Фонд «Инфосфера» - НИА-Природа, 2012. – 476 с.
290. Прейс, Ю. И. Накопление радиоактивных элементов (U, Th) в многослойной залежи олиготрофного болота (Южная тайга Западной Сибири) / Ю. И. Прейс, Л. П. Рихванов, А. Е. Мальцев // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : Материалы VI Международной конференции / Национальный исследовательский Томский политехнический университет. – Томск, 2021. – С. 491-495.
291. Прейс, Ю. И. Опыт датирования торфа по корневой шейке сосны (Западная Сибирь) / Ю. И. Прейс // География и природные ресурсы. – 2012. – № 2. – С. 140-146.
292. Прибрежные морские импактные районы Российской Арктики. – М. : ЮНЕП, 2008.
293. Применение гамма-спектрометрии с германиевым детектором для целей поисковой нефтяной и рудной геологии / И. Р. Макарова [и др.] // Известия Российской академии наук. Серия физическая. – 2022. – Т. 86, № 8. – С. 1178-1183. – Режим доступа : <https://doi.org/10.31857/S0367676522080129>. – Загл. с экрана.
294. Применение цифровых моделей рельефа (ЦМР) для выделения тектонических структур древних платформ (на примере северо-запада

- Русской плиты) / Ю. Г. Кутинов [и др.]. Пенза : Научно-издательский центр «Социосфера», 2020. – 378 с.
295. Природная радиоактивность территории Европейского Севера и ее антропогенные изменения / Г. П. Киселёв [и др.] // Геоэкология. Инженер. Геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2005. – № 3. – С. 205-218.
296. Природная среда неоплейстоцена и голоцена на Европейском Северо-Востоке России / Л. Н. Андреечева [и др.]. – М. : ГЕОС, 2015. – 224 с.
297. Проблемы радиационной реабилитации арктических морей, способы и пути их решения / А. А. Саркисов [и др.] // Арктика: экология и экономика. – 2011. – №1(1). – С. 70-81.
298. Процессы седиментации на гляциальных шельфах / под ред. Г. Г. Матишова. – Апатиты : КНЦ РАН, 2000. – 473 с.
299. Пучков, А. В. Особенности накопления и миграции техногенных радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в тундровых ландшафтах Российской Арктики (на примере бассейна реки Несь, Канинская тундра) [Электронный ресурс] / А. В. Пучков, Е. Ю. Яковлев // Вестник геонаук. – 2023. – №1 (337). – С. 42-51. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1134/S0026364819050076>, свободный. – Загл. с экрана.
300. Пучков, А. В. Оценка количественных показателей объемной активности радона-222 на территории Архангельской промышленной агломерации / А. В. Пучков, Г. П. Киселев // Экология человека. – 2011. – № 9. – С. 19-23.
301. Пучков, А. В. Проблемы регистрации радионуклидов при выбросе газа системы газа высокого давления в атмосферный воздух и обращения с газообразными радиоактивными отходами / А. В. Пучков, Д. В. Поникаровских, А. В. Олюков // Труды Крыловского государственного научного центра. – 2019. – № S2. – С. 225-232.
302. Пучков, А. В. Радиоактивность нефтешлама: первые результаты исследований территории Большеземельской тундры [Электронный ресурс] / А. В. Пучков, Е. Ю. Яковлев, А. С. Дружинина, С. В. Дружинин // Успехи современного естествознания. – 2022. – № 10. – С. 75-80. – Режим доступа : <https://natural-sciences.ru/article/view?id=37911>, свободный. – Загл. с экрана.

303. Пучков, А. В. Радионуклиды в экосистемах тундры: источники, уровни загрязнения, антропогенные механизмы трансформации радиационного фона (на примере ключевых участков Ненецкого автономного округа) : дис. ... канд. геол. -мин. наук : 1.6.21 / Андрей Викторович Пучков ; МГРИ. – М., 2023. – 120 с.
304. Пыркова, А. А. Поступление инертных радиоактивных газов в атмосферу при нормальной эксплуатации АЭС / А. А. Пыркова, А. А. Екидин, К. Л. Антонов // Физика. Технологии. Инновации : сборник материалов VI Международной молодежной научной конференции, посвященной 70-летию основания Физико-технологического института / УрФУ. – Екатеринбург, 2019. – С. 279-287.
305. Радиационно-геохимическая устойчивость донных осадков в эстуариях Оби и Енисея и на прилегающем мелководье Карского моря / А. Ю. Мирошников [и др.] // Океанология. – 2020. – №6. – С. 930-944.
306. Радиационно-гигиеническая характеристика охранных зон мирных ядерных взрывов в Архангельской области / Е. В. Храмцов [и др.] // Радиационная гигиена. – 2021. – № 14(1). – С. 111-123.
307. Радиационный фактор на Крайнем Севере России / Г. И. Мирецкий [и др.]. – СПб. : С.-Петерб. гос. мед. акад., 1999. – 205 с.
308. Радиоактивное загрязнение среды и биоты на Новой Земле вследствие испытаний ядерного оружия / Г. Г. Матишов [и др.] // Доклады Академии наук. – 1994. – № 337(6). – С. 824-826.
309. Радиоактивное загрязнение цезием-137 территории России на рубеже веков / Ю. А. Израэль [и др.] // Метеорология и гидрология. – 2000. – № 4. – С. 20-31.
310. Радиоактивность донных отложений дельты Северной Двины / Г. П. Киселев [и др.] // Поморье в Баренц регионе : экономика, экология, культура : материалы международной конференции / Институт экологических проблем Севера Уральского отделения РАН. – Архангельск, 2000. – С. 106-108.
311. Радиоактивность нефтешлама: первые результаты исследований территории Большеземельской тундры / А. В. Пучков [и др.] // Успехи современного естествознания. – 2022. – № 10. – С. 75-80.

312. Радиоактивность эпицентральных зон промышленных ядерных взрывов в Архангельской области / Г. П. Киселёв [и др.] // Вестник Северного (Арктического) федерального университета. Серия: Естественные науки. – 2014. – №4. – С. 21-31.
313. Радиоактивные индикаторы в химии. Основы метода : учеб. пособие для ун-тов / В. Б. Лукьянов [и др.]. – М. : Высш. шк., 1985. – 287 с.
314. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии / Л. П. Рихванов [и др.]. – Томск : ТПУ, 2009. – 430 с.
315. Радиогеохимические исследования особенностей распределения радионуклидов в местах захоронений твердых радиоактивных отходов вблизи архипелага Новая Земля / О. В. Степанец [и др.] // Геохимия. – 2006. – № 12. – С. 1315-1324.
316. Радиологические исследования в крупнейших горнодобывающих центрах Армении / Г. А. Демирчян [и др.] // Геохимия. – 2022. – № 67(1). – С. 84-98.
317. Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Государственной корпорации по атомной энергии «Росатом» / под общ. ред. И. И. Линге и И. И. Крышева. – М. : ИБРАЭ РАН, 2021. – 555 с.
318. Радиоэкологические исследования на севере архипелага Новая Земля / А. Ю. Мирошников [и др.] // Океанология. – 2017. – Т. 57, № 1. – С. 227-237.
319. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС для пресноводных экосистем / В. Д. Романенко [и др.] // Известия Самарского научного центра РАН. – 2006. – №1. – С. 40-57.
320. Радиоэкологические последствия эксплуатации и утилизации объектов атомного флота в Дальневосточном регионе / С. В. Антипов [и др.] ; под ред. акад. РАН А. А. Саркисова. – М. : Ин т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2010. – 388 с.
321. Радиоэкологическое состояние окружающей среды в прибрежье Мурмана / Д. В. Моисеев [и др.]. – Мурманск : ММБИ РАН, Акваплан-нива, 2021. – 70 с.
322. Районирование территории России по степени радоноопасности / В. А. Максимовский [и др.] // Журнал «АНРИ». – 1996. – № 3. – С. 66-73.

323. Рамзаев, В. П. Загрязнение тритием поверхностных и подземных вод в месте проведения мирных подземных ядерных взрывов серии «Днепр» / В. П. Рамзаев [и др.] // Радиационная гигиена. – 2022. – Т. 15, № 1. – С. 6-26.
324. Рамзаев, В. П. Мирные ядерные взрывы: проблемы и пути обеспечения радиационной безопасности / В. П. Рамзаев Е. В. Храмцов // Радиационная гигиена. – 2009. – Т.2, №2. – С. 27-33.
325. Регистрация ионизирующих излучений : учебное пособие / И. Р. Гулаков [и др.]. – Минск : Вышэйшая школа, 2021. – 287 с.
326. Результаты исследований свойств и состава хвостов обогащения лопаритовых руд / Е. А. Красавцева [и др.] // Физико-технические проблемы разработки полезных ископаемых. – 2021. – №3. – С. 190-198.
327. Результаты применения изотопных методов при картировании листа Q-39 (Нарьян-Мар) / И. В. Токарев [и др.] // Разведка и охрана недр. – 2022. – № 9. – С. 25-30.
328. Рекомендации по межгосударственной стандартизации "Использование понятий "погрешность измерений" и "неопределенность измерений". Общие принципы" от 30.09.2019 № РМГ 91-2019 [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293725/4293725378.pdf>. – Загл. с экрана.
329. Реконструкция кинематики разломов на закрытых территориях по данным анализа микронарушений в керне / П. А. Игнатов [и др.] // Геология и разведка. Известия вузов. – 2011. – №3. – С. 55-60.
330. Республика Коми. Энциклопедия в 3-х томах. – Сыктывкар : Коми книжное издательство, 1997, 1998, 1999.
331. Решение Рабочего совещания «Научно-методические и технологические проблемы прогнозирования и поиска слабо контрастных кимберлитовых трубок на территории Восточно-Европейской и Восточно-Сибирской алмазоносных провинций». – СПб. : ВСЕГЕИ, 2017. - 7 с.
332. Рихванов, Л. П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии / Л. П. Рихванов. – Томск : Томский политехнический университет, 2009. – 430 с.

333. Рихванов, Л. П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований (на примере Алтае-Саянской складчатой области) / Л. П. Рихванов. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2002. – 550 с.
334. Рихванов, Л. П. Радиогеохимические методы поисков месторождений нефти и газа / Л. П. Рихванов, И. С. Соболев, Н. Г. Лященко // Прикладная геохимия: сб. статей / Изд-во ИМГРЭ. – М., 2002. – Т. 3. – С. 383-394.
335. Роль источников радиационного загрязнения в динамике ^{134}Cs в атомную эпоху / Г. Г. Матишов [и др.] // Наука Юга России. – 2021. – Т. 17, №2. – С. 11-23.
336. Романович, И. К. К обоснованию изменений в нормировании содержания радона в воздухе помещений / И. К. Романович, Т. А. Кормановская, Д. В. Кононенко // ЗНиСО. – 2019. – №6 (315). – С. 42-48.
337. Руководство по эксплуатации. Комплекс измерительный для мониторинга радона, торона и их дочерних продуктов. БВЕК 590000.001 РЭ. М. : ПК НТМ–Защита, 2014. – 84 с.
338. Саблуков, С. М. Некоторые особенности внутреннего строения кимберлитовых трубок / С. М. Саблуков // Труды ЦНИГРИ. – 1987. - № 218. – С. 37-41.
339. Саватюгин, Л. М. Архипелаг Земля Франца-Иосифа: история, имена и названия / Л. М. Саватюгин, М. В. Дорожкина. – СПб. : ААНИИ, 2012. – 484 с.
340. Савицкий, И. М. Экологическая обстановка в Западной Сибири в связи с испытанием ядерного оружия на Новоземельском полигоне / И. М. Савицкий // Гуманитарные науки в Сибири. – 2015. – Т. 22, № 1. – С. 78-83.
341. Сазыкина, Т. Г. Моделирование радиологических процессов в окружающей среде / Т. Г. Сазыкина, А.И. Крышев, И. И. Крышев. – М. : ООО «Маска», 2022. – 638 с.
342. Самсонов, Н. Ю. Горнорудные проекты восточной части Арктики, Дальнего Востока и Забайкалья: есть ли пути решения старых проблем? / Н. Ю. Самсонов, Я. В. Крюков, В. А. Яценко // Арктика: экология и экономика. – 2016. – № 4 (24). – С. 16-21.
343. СанПиН 2.6.1.2523 - 09. Нормы радиационной безопасности НРБ –99/2009.

344. Сапожников, Ю. А. Радиоактивность окружающей среды / Ю. А. Сапожников, Р. А. Алиев, С. Н. Калмыков. – М. : Бинوم. Лаборатория знаний, 2006. – 286 с.
345. Сариев, А. Х. Восстановление почвенно-растительного покрова нарушенных тундровых земель / А. Х. Сариев, Н. Н. Чербакова, Н. Ю. Терентьева // Вестник КрасГАУ. – 2021. – № 7. – С. 73-81.
346. Саркисов, А. А. К вопросу о ликвидации радиоактивных загрязнений в Арктическом регионе / А. А. Саркисов // Вестник Российской академии наук. – 2019. – Т. 89, №2. – С. 107-124.
347. Саркисов, А. А. Приоритетные проекты программы реабилитации арктических морей от затопленных и затонувших ядерных и радиационно-опасных объектов и необходимость международного сотрудничества / А. А. Саркисов, С. В. Антипов, В. Л. Высоцкий // Арктика: экология и экономика. – 2012. – № 4(8). – С. 4-15.
348. Саркисов, А. А. Приоритетные проекты программы реабилитации морей от затопленных и затонувших ядерных и радиационно опасных объектов и необходимость международного сотрудничества / А. А. Саркисов, С. В. Антипов, В. Л. Высоцкий // Арктика: экология и экономика. – 2012. – № 4 (8). – С. 4-15.
349. Сафронов, В. Г. Радий как источник радиоактивного загрязнения / В. Г. Сафронов, А. В. Жевлаков // Известия высших учебных заведений. Геология и разведка. – 2007. – № 1. – С. 71-73.
350. Светов, А. П. Рифейский вулканоплатонизм Фенноскандинавского щита / А. П. Светов, Л. П. Свириденко. – Петрозаводск, 1995.
351. Свиточ, А. А. Морской плейстоцен побережий России / А. А. Свиточ. – М. : ГЕОС, 2003. – 362 с.
352. Связь радионуклидов с компонентами фульвокислот, выделенных из почв / И. Е. Казинская [и др.] // Радиохимия. – 2012. – Том. 54. – С. 82-85.
353. Семенов, И. Н. Физико-географическая характеристика архипелага Новая Земля (литературный обзор) [Электронный ресурс] / И. Н. Семенов. – 2020. – Режим доступа : <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15583.20642>. Загл. с экрана.

354. Семенова, А. В. Климат и экологический мониторинг на Кольском полуострове. – Мурманск : Книжное изд-во, 2000. – 96 с.
355. Семинский, К. Ж. Радоновая активность разнотипных разломов земной коры (на примере Западного Прибайкалья и Южного Приангарья) / К. Ж. Семинский, А. А. Бобров // Геология и геофизика. – 2009. – Т. 50, № 8. – С. 881-896.
356. Сидоров, И. Г. Использование ^{137}Cs и ^{210}Pb в качестве трассеров осадконакопления в глубоководной зоне Черного моря / И. Г. Сидоров, В. Ю. Проскурнин // Экобиологические проблемы Азово-Черноморского региона и комплексное управление биологическими ресурсами : Сборник материалов V научно-практической молодежной конференции / ФГБНУ “Институт природно-технических систем”. – Севастополь. – 2018. – С. 209-211.
357. Сидорова, Г. П. Экологическое воздействие угольных ТЭС на окружающую среду / Г. П. Сидорова, Д. А. Крылов, А. А. Якимов // Вестник ЗабГУ. – 2015. – №9 (124). – С. 28-38.
358. Система Баренцева моря / под ред. А. П. Лисицына. – М. : ГЕОС, 2021. – 672 с.
359. Складчатые и разрывные деформации во вмещающих и перекрывающих толщах в карьере кимберлитовой трубки Архангельская / П. А. Игнатов [и др.] // Руды и металлы. – 2012. – № 1. – С. 42-48.
360. Смыслов, А. А. Уран и торий в земной коре / А. А. Смыслов. – Л. : Недра, 1974. – 231 с.
361. Соболев, В. К. Проблемы поисков алмазов по индикаторным минералам на территории Архангельской области. Геология и полезные ископаемые Севера Европейской части СССР / В. К. Соболев. – Архангельск : Изд-во "Архангельскгеология", 1991. – 314 с.
362. Соболев, И. С. Использование элементов многомерной статистики для обработки данных наземной гамма-спектрометрии при поисках гидротермальных месторождений золота / И. С. Соболев, А. Н. Орехов, Н. П. Соболева // Известия ТПУ. – 2018. – № 7. – С. 104-115.

363. Соболев, И. С. Методы радиогеохимии при наземных поисках месторождений нефти и газа / И. С. Соболев // Известия ТПУ. – 2007. – № 1. – С. 90-96.
364. Соболев, И. С. Опыт наземных углеводородных геохимических, гамма-спектрометрических и магнитных исследований на месторождении нефти в баженовской свите / И. С. Соболев, А. Н. Орехов, Н. П. Бредихин // Известия ТПУ. – 2016. – № 9. – С. 78-87.
365. Современная радиоэкологическая обстановка в местах проведения мирных ядерных взрывов на территории Российской Федерации / под ред. В.А. Логачева. – М. : ИздАТ, 2005. – 256 с.
366. Содержание и формы нахождения радионуклидов в воде и донных отложениях моря Лаптевых / Т. А. Горяченкова [и др.] // Геохимия. – 2023. – № 68 (3). – С. 306-314.
367. Содержание изотопов урана в подземных источниках водоснабжения населения Ленинградской области и Санкт-Петербурга [Электронный ресурс] / М. В. Кадука [и др.] // Радиационная гигиена. – 2018. – Т. 11, № 3. – С. 74-82. – Режим доступа : <https://doi.org/10.21514/1998-426X-2018-11-3-74-82>. – Загл. с экрана.
368. Соколов, Ю. И. Арктика: к проблеме накопленного экологического ущерба / Ю. И. Соколов // Арктика: экология и экономика. – 2013. – № 2 (10). – С. 18-27.
369. Солдатова, О. А. Оценка влияния сброса дренажных вод с разработки алмазного места рождения им. М.В. Ломоносова на р. Золотица / О. А. Солдатова. – СПб. : РГГМУ. – 50 с.
370. Солонин, В. И. Ядерные реакторные установки : учеб. пособие / В. И. Солонин. – М. : Изд-во МГТУ им. Н. Э. Баумана, 2010. – 87.
371. Спиров, Р. К. Накопление и миграция радионуклидов атмосферных выпадений в торфяно-болотных экосистемах Европейской субарктики России и Белорусского Полесья / Р. К. Спиров, Е. В. Мищенко, Е. В. Жуковская // Отчет по результатам выполнения проекта БРФФИ-РФФИ / ИРБ НАН Беларуси. – Гомель, 2020.

372. Стамат, И. П. Радиационная безопасность населения России при облучении природными источниками ионизирующего излучения: современное состояние, направления развития и оптимизации / И. П. Стамат, Т. А. Кормановская, Г. А. Горский // Радиационная гигиена. – 2014. – № 7(1). – С. 54-62.
373. Стогний, В. В. Поиск кимберлитовых тел методом переходных процессов / В. В. Стогний, Ю. В. Коротков. – Новосибирск : Издательство «Малотиражная типография 2D», 2010. – 121 с.
374. Стратиграфия и основные этапы геологического развития архипелага Новая Земля в кайнозое / А. С. Красножен [и др.] // Кайнозой шельфа и островов Советской Арктики. – Л. : Севморгеология, 1986. – С. 23-26.
375. Стрoение северного сектора Баренцево-Карского региона для прогноза его нефтегазоносности / А. А. Суслoва [и др.] // Георесурсы. – 2023. – № 25(2). – С. 47–63. – Режим доступа : <https://doi.org/10.18599/grs.2023.2.4>. – Загл. с экрана.
376. Студёнов, И. И. Оценка общего допустимого улова семги – атлантического лосося (*Salmo salar linnaeus*, 1758) в крупных речных системах с применением принципов предосторожного подхода / И. И. Студёнов // Лососевидные рыбы Восточной Фенноскандии. Петрозаводск. – 2005. – С. 167-177.
377. Стукин, Е. Д. Формирование радиоактивного загрязнения окружающей среды и особенности его радионуклидного состава после ядерных взрывов и аварии на Чернобыльской АЭС / Е. Д. Стукин : автореф. дис. ...канд. физ.-мат. наук : 25.00.30 / Е. Д. Стукин. – М., 2001. – 20 с.
378. Сыч, Ю. Г. Радиоэкологическая обстановка на архипелаге Новая Земля / Ю. Г. Сыч, Л. В. Дубинко // Арктика: экология и экономика. – 2012. – №1(5). – С. 48-59.
379. Тарасов, М. С. Формы нахождения урана в околотрубочном пространстве кимберлитов Архангельской алмазоносной провинции как новый поисково-оценочный признак на алмазы / М. С. Тарасов. – М. : МГРИ, 2021. – 144 с.
380. Таскаев, А. И. Водный промысел: производство радия в РеспублИках Коми : Докл. на заседании президиума Коми науч. центра УрО Рос. акад. наук / А. И.

- Таскаев, А. И. Кичигин. – Сыктывкар : Изд-во Коми науч. центра УрО РАН, 2002. – 30 с.
381. ТАСС, 2014. Уровень радиации у затонувшей в Баренцевом море АПЛ К-159 не превышает естественного фона [Электронный ресурс] / ТАСС. – Режим доступа : <https://tass.ru/spb-news/1428361>. – Загл. с экрана.
382. Тектоника Белого моря и прилегающих территорий (Объяснительная записка к «Карте тектоники Белого моря и прилегающих территорий» масштаба 1:1500000) / А. С. Балугев [и др.] – М. : ГЕОС, 2012.
383. Тектоническая карта Белого моря и прилегающих территорий / Отв. Ред. А. С. Балугев. – М. : ГИН РАН, 2010.
384. Тектоническая карта на территорию России [Электронный ресурс] – Режим доступа : http://www.vsegei.ru/ru/info/gis_cis/tectonic.php. – Загл. с экрана.
385. Тектонофизические исследования при алмазопоисковых работах / С. А. Борняков [и др.] – М. : Научный мир, 2008. – 175 с.
386. Терещенко, Н. Н. Особенности формирования скоростей осадконакопления и абсолютных масс донных осадков в западной части Черного моря [Электронный ресурс] / Н. Н. Терещенко, А. В. Пархоменко // Океанология. – 2021. – Т. 61, № 4. – С. 572-584. – Режим доступа : <https://doi.org/10.31857/S0030157421040146>. – Загл. с экрана.
387. Техногенные радионуклиды в морях омывающих Россию / Ю. В. Сивинцев [и др.]. – М. : ИздАТ, 2005. – 624 с.
388. Техногенные радионуклиды в прибрежной зоне Кольского полуострова / Г. В. Ильин [и др.] // Изучение водных и наземных экосистем: история и современность : Тезисы докладов II Международной научно-практической конференции, Севастополь, 05–09 сентября 2022 года. – Севастополь: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр "Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН", 2022. – С. 220-221.
389. Типы осветленных красноцветных кимберлитовмещающих пород вендакембрия Зимнебережного района Архангельской области / П. А. Игнатов [и др.] // Геология и разведка. Известия вузов. – 2015. – №2. – С. 15-21.

390. Титаева, Н. А. Геохимия природных радиоактивных рядов распада / Н. А. Титаева. – М. : ГЕОС, 2005. – 226 с.
391. Титаева, Н. А. Ядерная геохимия : Учебник / Н. А. Титаева. – М. : Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.
392. Тихонов, А. И. Неравновесный уран в условиях активного водообмена и его использование в геологии и гидрогеологии / А. И. Тихонов. – Чебоксары : Изд-во Л. А. Наумова, 2009. – 458 с.
393. Тихонов, М. Н. Дозообразующие радионуклиды / М. Н. Тихонов, М. И. Рылов // ПроАтом. – 2011. – №6. – С. 1-15.
394. Токарев, И. В. Использование изотопных данных ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$, $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) при изучении процессов деградации вечной мерзлоты в результате многолетних колебаний климата / И. В. Токарев // Журнал Горного института. – 2008. – №176. – С. 191-195.
395. Токарев, И. В. Реконструкция условий формирования Северо-Двинского месторождения йодных вод по изотопным данным / И. В. Токарев // Вестник СПбГУ. Геология и география. – 2012. – № 4. – С. 34-45.
396. Торфяные ресурсы Северо-Западного федерального округа России и перспективы их освоения / А. В. Михайлов [и др.] // Записки Горного института. – 2013. – № 200. – С. 226-230.
397. Трегубов, О. Д. Об устойчивости тундр к техногенному воздействию и глобальным изменениям среды / О. Д. Трегубов // Вестник ДВО РАН. – 2010. – № 4. – С. 79-89.
398. Третьяченко, В. В. Минерагеническое районирование кимберлитовой области Юго-Восточного Беломорья / В. В. Третьяченко : автореф. дис. ...канд. геол.-мин. наук. – М., 2008. – 30 с.
399. Указ Президента РФ от 26 октября 2020 г. № 645 "О Стратегии развития Арктической зоны Российской Федерации и обеспечения национальной безопасности на период до 2035 года".
400. Указ Президента РФ от 5 марта 2020 г. № 164 "Об Основах государственной политики Российской Федерации в Арктике на период до 2035 года".

401. Усягина, И. С. Распределение и пути миграций искусственных радионуклидов в экосистеме Баренцева моря : дис. ...канд. геогр. наук : 25.00.28 / Усягина Ирина Сергеевна ; ММБИ РАН. – Мурманск, 2012. – 209 с.
402. Усягина, И. С. Тенденции перераспределения техногенной радиоактивности в Баренцевом море в конце XX - начале XXI в / И. С. Усягина [и др.] // Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность - 2018 : сборник статей по материалам международной научно-практической конференции, Севастополь, 24–27 сентября 2018 года. – Севастополь : Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования "Севастопольский государственный университет", 2018. – С. 1191-1196.
403. Усягина, И. С. Техногенные радионуклиды в морской среде и элементах наземной экосистемы архипелага Земля Франца-Иосифа / И. С. Усягина, Н. Е. Касаткина, Г. В. Ильин // Тр. Кольского науч. центра РАН. Сер. Океанология. – 2014. – Вып. 2. – № 4(23). – С. 102-112.
404. Федорец, Н. Г. Воздействие эмиссий Костомукшского горно-обогатительного комбината на лесные подстилки сосняков в северотаежной подзоне Карелии / Н. Г. Федорец, А. Н. Солодовников // Труды Карельского научного центра РАН. – 2013. – № 6. – С. 143-152.
405. Федорец, Н. Г. Лесные почвы Карелии и оценка их продуктивности / Н. Г. Федорец, Р. М. Морозова, А. Н. Солодовников // Труды КарНЦ РАН. – 2003. – № 5. – С. 108-120.
406. Фесенко, С. В. Концентрация тория в природных средах: обзор мировых данных / С. В. Фесенко, Е. С. Емлютина // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2020. – Т. 60, № 6. – С. 635-648.
407. Физика и химия торфа / И. И. Лиштван, [и др.]. – М. : Недра, 1989. – 304 с.
408. Финэкспертиза. Названы самые курящие регионы России [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <https://finexpertiza.ru/press-service/researches/2023/sam-kury-region-ros/>. – Загл. с экрана.
409. Формы нахождения урана в углях и торфах Северной Азии / С. И. Арбузов [и др.] // Известия Томского политехнического университета. – 2011. – Т. 319, № 1. – С. 109-115.

410. Хазанович-Вульф, К. К. Диатремовые шлейфы астроблем или "болидная модель" образования кимберлитовых трубок / К. К. Хазанович-Вульф. – Петрозаводск : Из-во "Геомастер", 2007. – 272с.
411. Характеристика радиационного фона арктической территории в районе расположения горно-обогатительного комплекса / А. Н. Никанов [и др.] // Экология человека. – 2019. – Т. 26, №5. – С. 11-14.
412. Характеристика растений-гидрофитов и показателей воды в водотоках Приморского заказника в районе добычи алмазов (Архангельская область) / С. Б. Селянина [и др.] // Труды Кольского науч. центра РАН. – 2020. – Т. 11, № 2-8 (8). – С. 47-58.
413. Харьков, А. Д. Коренные месторождения алмазов и мира / А. Д. Харьков, Н. Н. Зинчук, А. И. Крючков. – М. : Недра, 1998. – 555 с.
414. Хвостова, М. С. Влияние радиационно-опасных объектов военно-морского и гражданского флотов на радиационно-экологическую обстановку Северо-Запада Российской Федерации / М. С. Хвостова // Двойные технологии. – 2015. – № 4 (73). – С. 24-29.
415. Хвостова, М. С. Вопросы радиоэкологии Арктического региона России / М. С. Хвостова // Российская Арктика. – 2019. – № 4. – С. 58-70.
416. Химический состав атмосферного аэрозоля в арктическом районе по маршрутам морских экспедиций 2018-2019 гг. / Л. П. Голобокова [и др.] // Оптика атмосферы и океана. – 2020. – Т. 33, № 6. – С. 421-429.
417. Хмелевской, В. К. Основы геофизических методов: учебник для вузов / В. К. Хмелевской, В. И. Костицын. – Пермь : Перм. ун-т, 2010. – 400 с.
418. Храмцов, Е. В. Радиационная обстановка на территории проведения мирного ядерного взрыва «Глобус-1» до выполнения реабилитационных работ / Е. В. Храмцов // Радиационная гигиена. – 2019. – № 12(2). – С. 81-88.
419. Цапалов, А. А. Принцип обнаружения участков с активной геодинамикой на основе анализа отношения активностей $Pb-210/Ra-226$ в пробах грунта [Электронный ресурс] / А. А. Цапалов, П. С. Микляев, Т. Б. Петрова // АНРИ. – 2013. – № 1(72). – Режим доступа : URL: <https://www.elibrary.ru/item.asp?id=18818385>. – Загл. с экрана.

420. Цейтин, К. Ф. Радиационная безопасность нефтегазового комплекса [Электронный ресурс] / К. Ф. Цейтин, А. А. Садомцев // Природные ресурсы. – 2018. – Режим доступа : <http://www.priroda.ru/reviews/detail.php?ID=12065>. – Загл. с экрана.
421. Чалов, П. И. Изотопное фракционирование природного урана / П. И. Чалов. – Фрунзе : Илим, 1975. – 236 с.
422. Чалов, П. И. О пространственной корреляции аномального избытка ^{234}U в подземных водах и ртутно-сурьмяного оруденения телетермального типа / П. И. Чалов, Г. П. Киселев, А. И. Тихонов // Докл. АН СССР. – 1990. – № 3. – С.580-583.
423. Чердинцев, В. В. Уран-234 / В. В. Чердинцев. – М. : Атомиздат, 1969. – 308 с.
424. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Ю. А. Израэль [и др.]. – М. : Гидрометеиздат, 1990. – 223 с.
425. Чуракова, Е. Ю. Конспект флоры сосудистых растений архипелага Земля Франца-Иосифа / Е. Ю. Чуракова, О. В. Сидорова // Вестник Северного (Арктического) федерального университета. Серия: Естественные науки. – 2014. – № 2. – С. 94-101.
426. Шац, М. М. Геоэкологические последствия при освоении минеральных ресурсов криолитозоны / М. М. Шац, Ю. Б. Скачков // Науки о Земле: Глобальное недропользование. – 2021. – №6. – С. 16-21.
427. Шашуков, Е. А. В лучах российского радия [Электронный ресурс] / Е. А. Шашуков // Атомная стратегия. – 2005. – № 18. – Режим доступа : <http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=161>, свободный. – Загл. с экрана.
428. Шварев, С. В. Экзогенные процессы Кольского полуострова в свете блокового строения и активной тектоники / С. В. Шварев // Материалы XXXIV Пленума Геоморф. комиссии РАН. – Волгоград, 2014. – С. 1-5.
429. Шевелева, А. В. Проблемы экологической безопасности при разработке месторождения алмазов имени Ломоносова / А. В. Шевелева, Ю. Г. Шварцман // Вестник Северного (Арктического) федерального университета. Сер. Естеств. науки. – 2012. – № 2. – С. 40-46.

430. Шевченко, В. П. Влияние аэрозолей на среду и морское осадконакопление в Арктике / В. П. Шевченко. – М. : Наука, 2006. – 226 с.
431. Широбоков, В. Н. Некоторые особенности глубинного строения Зимнебережного алмазоносного района / В. Н. Широбоков // Разведка и охрана недр. – 1997. – № 5. – С. 21-25.
432. Шкиль, И. Э. Изменение гидрогеоэкологических условий при осушении карьеров Южной группы трубок месторождения им. М. В. Ломоносова / И. Э. Шкиль, А. И. Поршнева, А. И. Малов // Проблемы недропользования. – 2016. – №3 (10). – С. 105-113.
433. Шубик, В. М. Ядерные испытания и здоровье / В. М. Шубик // Радиационная гигиена. – 2010. – № 3(2). – С. 5-15.
434. Экологическая гидрогеология: Учебник для вузов / А. П. Белоусова [и др.]. – М. : ИКЦ «Академкнига», 2006. – 397 с.
435. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. Доклад экспертной группы "Экология" Чернобыльского форума. – Вена : МАГАТЭ, 2008. – 199 с.
436. Экстракция битумов из верхового торфа / С. Б. Селянина [и др.] // Вестник Северного (Арктического) федерального университета. Серия Химия. – 2013. – № 1. – С. 43-50.
437. Эпштейн, О. Г. Позднеледниковые гляциоморские и голоценовые морские отложения в восточной части Баренцева моря: строение, состав, мощность, условия образования [Электронный ресурс] / О. Г. Эпштейн, А. Г. Длугач, А. В. Старовойтов // Вестник МГУ им. М. В. Ломоносова. Серия 4. Геология. – 2022. - № 3. – С. 83-88. – Режим доступа : <https://doi.org/10.33623/0579-9406-2022-3-83-88>. – Загл. с экрана.
438. Юдин, С. С. Радиоэкологическая обстановка в нефтепромысловых районах / С. С. Юдин // Вестник РУДН. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2004. – №1. – С. 158-165.
439. Яблоков, А. В. Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы / А. В. Яблоков, В. Б. Нестеренко, А. В. Нестеренко. – СПб. : Наука, 2007. – 376 с.

440. Ядерные взрывы в СССР. Выпуск 1. Северный испытательный полигон. М., 1992. – 194 с.
441. Ядерные испытания СССР / под ред. В. Н. Михайлова. – М. : ИздАТ, 1997. – 304 с.
442. Ядерные испытания СССР. Нозоземельский полигон: обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний / под ред. В. А. Логачева. – М. : ИздАТ, 2000. – 487 с.
443. Яковлев, Е. Ю. Диагностика деградации мерзлоты на базе изотопных трассеров ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $\delta^{18}\text{O}+\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}+^{14}\text{C}$). Отчет по результатам реализации проекта РНФ / Яковлев, Е. Ю. [и др.], 2023.
444. Яковлев, Е. Ю. Использование изотопно-радиогеохимических методов для поисков коренных месторождений алмазов на территории архангельской алмазоносной провинции : автореф. дис. ...к. геол.-мин. наук : 25.00.11 / Е. Ю. Яковлев ; ИЭПС УрО РАН. – Архангельск, 2016. – 21 с.
445. Яковлев, Е. Ю. Неравновесный уран в кимберлитах и вмещающих породах трубки Пионерская месторождения им. М.В. Ломоносова / Е. Ю. Яковлев, Г. П. Киселев, С. В. Дружинин // Вестник Северного (Арктического) федерального университета. Серия: Естественные науки. – 2016. – №1. – С. 19-28.
446. Ямалетдинов, А. И. Нефтегазодобывающая промышленность как источник повышенной радиации / А. И. Ямалетдинов // Обращение с отходами: современное состояние и перспективы : Сборник статей II Международной научно-практической конференции / Уфимский государственный нефтяной технический университет. – Уфа, 2020. – С. 319-324.
447. ^{210}Pb dating of sediments from Havana Bay / A. Gelen [et al.] // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2003. – Vol. 256, № 3. – P. 561-564.
448. ^{222}Rn , ^{210}Pb and ^{210}Po in coastal zone groundwater: activities, geochemical behaviors, consideration of seawater intrusion effect, and the potential radiation human-health risk / Q. Zhong [et al.] // Applied Radiation and Isotopes. – 2020. – Vol. 166 (8):109386.

449. ^{234}U - ^{238}U - ^{230}Th - ^{232}Th systematics in saline groundwaters from central Missouri Earth Planet / J. L. Banner [et al.] // Science Letters. – 1990. – Vol. 101. – P. 296-312.
450. ^{90}Sr in seawater of the East China Sea: Inventory, new potential source, and environmental implications / F. Zhang [et al.] // Science of The Total Environment. – 2021. - Vol. 764. – № article 144266.
451. A Case History: Kimberlite Diamond Exploration in Rondonia State, Western Brazil / R. Cordani [et al.] // Reconsult Geofísica. – 2010. – P. 1-4.
452. A critical review on the occurrence and distribution of the uranium- and thorium-decay nuclides and their effect on the quality of groundwater [Electronic resource] / A. Vengosh [et al.] // Science of the Total Environment. – 2022. – Vol. 808, 151914. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151914>. – Загл. с экрана.
453. A report on radioactivity measurements of fish samples from the west coast of Canada / J. Chen [et al.] // Radiation Protection Dosimetry. – 2015. – Vol. 163. – P. 261-266.
454. Aarkrog, A. A Retrospect of Anthropogenic Radioactivity in the Global Marine environment / A. Aarkrog // Radiation Protection Dosimetry. – 1998. – Vol. 75, Issue 1-4. – P. 23-31.
455. Accelerated lagged compound floods and droughts in northwest North America under 1.5 °C – 4 °C global warming levels [Electronic resource] / R. Rezvani [et al.] // Journal of Hydrology. – 2023. – Vol. 624, 129906. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129906>. – Загл. с экрана.
456. ACIA, 2004. Impacts of a Warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment. ACIA Overview report. – Cambridge : Cambridge University Press, 2004. –140 p.
457. Ademola, A. K. Determination of natural radioactivity and hazard in soil samples in and around gold mining area in Itaganmodi, south-western, Nigeria [Electronic resource] / A. K. Ademola, A. K. Bello, A. C. Adejumbi // Journal of Radiation Research and Applied Sciences. – 2014. – Vol. 7, № 3. – P. 249-255. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2014.06.001>. – Загл. с экрана.
458. Ademola, A. K. Gamma radioactivity levels and their corresponding external exposure of soil samples from tantalite mining areas in Oke-Ogun, South-Western

- Nigeria [Electronic resource] / A. K. Ademola, R. I. Obed // Radioprotection. – 2012. – Vol. 47, № 2. – P. 243-252. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1051/radiopro/2012003>. – Загл. с экрана.
459. Adolfo, S. Inference of minerals at Redondão kimberlite crater, Parnaíba Basin, Brazil, based on interpretation of airborne gamma-ray spectrometry and ASTER data [Electronic resource] / S. Adolfo // Journal of the Geological Survey of Brazil. – 2024. – Vol. 7. – P. 19-33. – Режим доступа : <https://doi.org/10.29396/jgsb.2024.v7.n1.2>. – Загл. с экрана.
460. AMAP Assessment 2015: Radioactivity in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme. – Oslo : AMAP, 2016. – 89 p.
461. AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme. – Oslo : AMAP, 1998. – 859 p.
462. AMAP, 2021. AMAP Arctic Climate Change Update 2021: Key Trends and Impacts. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). – Tromsø : AMAP, 2022. – 148 p.
463. Annual Report for 2013 / IAEA. – Assessment of Occupational Exposure Due to Intakes of Radionuclides. Safety Standards Series. – Vienna: International Atomic Energy Agency, 2013. – 117 p.
464. Anthropogenic aerosols weaken land–atmosphere coupling over North China [Electronic resource] / J. Wei [et al.] // Geophysical Research Letters. – 2023. – Vol. 50, e2023GL105685. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1029/2023GL105685>. – Загл. с экрана.
465. Appleby, P. G. Three decades of dating recent sediments by fallout radionuclides: a review / P. G. Appleby [et al.] // The Holocene. – 2008. – Vol. 18, № 1. – P. 83-93.
466. Arctic Report Card 2019: Arctic ecosystems and communities are increasingly at risk due to continued warming and declining sea ice [Electronic resource] / Mudryk, L. [et al.] // J. Richter-Menge. – 2019. – Режим доступа : <https://doi.org/10.25923/bw4d-my28>. – Загл. с экрана.
467. Arndt, M. F. A Study of the factors affecting the gross alpha measurement, and a radiochemical analysis of some groundwater samples from the state of Wisconsin

- exhibiting an elevated gross alpha activity. Wisconsin ground-water management practice monitoring project / M.F. Arndt, L. West. – DNR-176, 2004. – 57 p.
468. Assessment of environmental radiological impact in former metallic mines in Extremadura (Spain): A case study [Electronic resource] / J. L. Figueredo [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2024. – Vol. 275. – P. 107412. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2024.107412>. – Загл. с экрана.
469. Assessment of hydrochemistry and heavy metals pollution in the groundwater of Ardestan mineral exploration area, Iran [Electronic resource] / S. Ahmadi [et al.] // Environmental Earth Sciences. – 2018. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7393-7>. – Загл. с экрана.
470. Assessment of natural radionuclides and heavy metals contamination to the environment: Case study of Malaysian unregulated tin-tailing processing industry [Electronic resource] / M. A. Rahmat [et al.] // Nuclear Engineering and Technology. – 2022. – Vol. 54. – Issue 6. – P. 2230-2243. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.net.2021.12.013>. – Загл. с экрана.
471. Assessment of radioactivity contents in bedrock groundwater samples from the northern region of Saudi Arabia [Electronic resource] / F. I. Almasoud [et al.] // Chemosphere. – 2020. – Vol. 242, 125181. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125181>. – Загл. с экрана.
472. Astakhov, V. I. Late glacial events in the central Russian Arctic / V. I. Astakhov // Quaternary International. – 1997. – Vol. 41, № 42. – P. 17-25.
473. Atmospheric fallout radionuclides in peatland from Southern Poland [Electronic resource] / T. Mroz [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2017. – Vol. 175-176. – P. 25-33. – Режим доступа : <https://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.04.012>. – Загл. с экрана.
474. Atmospheric fallout radionuclides in peatland from Southern Poland / Mroz T. [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2017. – Vol. 175-176. – P. 25-33.
475. Bahari, I. Radioactivity and radiological risk associated with effluent sediment containing technologically enhanced naturally occurring radioactive materials in amang (tin tailings) processing industry [Electronic resource] / I. Bahari, N. Mohsen, P. Abdullah // Journal of Environmental Radioactivity. – 2007. – Vol. 95,

- № 2-3. – P. 161-170. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2007.02.009>. – Загл. с экрана.
476. Baskaran, M. Radon: A Tracer for Geological, Geophysical and Geochemical Studies / M. Baskaran. Berlin : Springer, 2016 – 260 p.
477. Benthic ecosystem functioning under climate change: modelling the bioturbation potential for benthic key species in the southern North Sea / M. Weinert, [et al.] // PeerJ. – 2022. – Vol. 10, e14105.
478. Berthiaume, A. Radionuclide contamination in Canada: A scoping review [Electronic resource] / A. Berthiaume // Heliyon. – 2023. – Vol. 9, Issue 6, № e16602. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16602>. – Загл. с экрана.
479. Beryllium-7 as a natural tracer for short-term downwash in peat / S. V. Hansson [et al.] // Biogeochemistry. – 2014. – Vol. 119. – P. 329-339.
480. Bonotto, D. (1999) Applicability of the uranium-isotopic model as a prospecting technique in guarany aquifer / D. Bonotto // Ninth Annual VM Goldschmidt Conference Abstract № 7021, LPI Contribution № 971/ Lunar and Planetary Institute. – south America, 1999.
481. Carbon dynamics shift in changing cryosphere and hydrosphere of the Third Pole [Electronic resource] / T. Gao [et al.] // Earth-Science Reviews. – 2024. – Vol. 250, 104717. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2024.104717>. – Загл. с экрана.
482. Chambers, D. B. Radiological protection in North American naturally occurring radioactive material industries / D. B. Chambers // ICRP 2013 Proceedings. – 2013. – P. 202-213.
483. Chamizo, E. Measurement of plutonium isotopes, ^{239}Pu and ^{240}Pu , in air-filter samples from Seville (2001–2002) / E. Chamizo [et al.] // Atmos. Environ. – 2010. – Vol. 44. – P. 1851-1858.
484. Chen, J. A Report of Pollutant Releases of Potential Radiological Concern from Major NORM Industries in Canada / J. Chen // Radiation Environment and Medicine. – 2023. – Vol. 12, № 2. – P. 111-120.

485. Christensen, J. High-resolution regional climate model validation and permafrost simulation for the East European Russian Arctic / J. Christensen, P. Kuhry // Journal of Geophysical Research. – 2000. – Vol. 105. – P. 29647-29658.
486. Çimen, O. Assessment of pollution potential of the Hasangazi chromite pit (Tunceli, Turkey): implications for the natural environment [Electronic resource] / O. Çimen, A. Ö. Önal, E. A. Akyol // Environmental Earth Sciences. – 2018. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7391-9>. – Загл. с экрана.
487. Clulow, F. V. Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and -232) and thorium and uranium in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada [Electronic resource] / F. V. Clulow, N. K. Dave, T. P. Lim // Environmental Pollution. – 1998. – Vol. 99, № 2. – P. 199-213. – Режим доступа : [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00187-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00187-5). – Загл. с экрана.
488. Coastal warming under climate change: Global, faster and heterogeneous [Electronic resource] / R. Varela [et al.] // Science of The Total Environment. – 2023. – Vol. 886, 164029. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164029>. – Загл. с экрана.
489. Combined sequential procedure for determination of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{63}Ni , ^{90}Sr , $^{230,232}\text{Th}$, $^{234,238}\text{U}$, ^{237}Np , $^{238,239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am applied for a study on contamination of soils near Zarnowiec Lake (Northern Poland) [Electronic resource] / J. W. Mietelski [et al.] // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2016. – Vol. 310, № 2. – P. 661-670. – Режим доступа : <https://dx.doi.org/10.1007/s10967-016-4835-0>. – Загл. с экрана.
490. Comparing classical and Bayesian ^{210}Pb dating models in human-impacted aquatic environments / M. A. Aquino-López [et al.] // Quaternary Geochronology. – 2020. – Vol. 60. – № article 101106.
491. Concentrations of ^{239}Pu and ^{240}Pu and their isotopic ratios determined by ICP-MS in soils from the Chernobyl 30-km zone / Y. Muramatsu [et al.] // Environmental Science & Technology. – 2000. – Vol. 34. – P. 2913-2917.
492. Continuous impact of mining activities on soil heavy metals levels and human health [Electronic resource] / G. Tepanosyan [et al.] // Science of the Total Environment. – 2018. – Vol. 639. – P. 900-909. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.211>. – Загл. с экрана.

493. Contrasting male and female trends in tobacco-attributed mortality in China: evidence from successive nationwide prospective cohort studies [Electronic resource] / Z. Chen [et al.] // *Lancet*. – 2015. – Vol. 386, Issue 10002. – P. 1447-1456. – Режим доступа : [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(15\)00340-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(15)00340-2). – Загл. с экрана.
494. Controlled variation of redox conditions in a floodplain soil: Impact on metal mobilization and biomethylation of arsenic and antimony / T. Frohne [et al.] // *Geoderma*. – 2011. – Vol. 160. – P. 414-424.
495. Cooper, M. Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in Australian Industries - Review of Current Inventories and Future Generation / M. Cooper, 2003. – 16 p.
496. Deep structure of the Verkhnetovskaya kimberlite pipe in the Arkhangelsk diamondiferous province according to passive seismic and radiological methods [Electronic resource] / K. B. Danilov [et al.] // *Geophysical Prospecting*. – 2023. – Vol. 71. – P. 1873-1885. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1111/1365-2478.13254>. – Загл. с экрана.
497. DeLaune, R. D. Radionuclide concentrations in Louisiana soils and sediments / R. D. DeLaune, G. L. Jones, C. J. Smith // *Health Physics*. – 1986. – Vol. 51, № 2. – P. 239-244.
498. Deposition of atmospheric ^{210}Pb and total beta activity in Finland / J. Paatero [et al.] // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2015. – Vol. 303. – P. 2413–2420.
499. Determination of ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu and ^{242}Pu at femtogram and attogram levels e evidence for the migration of fallout plutonium in an ombrotrophic peat bog profile [Electronic resource] / Quinto, F. [et al.] // *Environmental Science : Processes & Impacts*. – 2013. – Issue 4. – P. 839-847. – Режим доступа : <https://dx.doi.org/10.1039/c3em30910j>. – Загл. с экрана.
500. Determination of ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu and ^{242}Pu at femtogram and attogram levels e evidence for the migration of fallout plutonium in an ombrotrophic peat bog profile / F. Quinto [et al.] // *Environmental Science: Processes & Impacts*. – 2013. – Vol. 15. – P. 839-847.

501. Determination of radionuclide concentration and radiological hazard in soil and water near the uranium tailings reservoir in China [Electronic resource] / Y. Liu [et al.] // *Environmental Pollutants and Bioavailability*. – 2021. – Vol. 33, № 1. – P. 174-183. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1080/26395940.2021.1951123>. – Загл. с экрана.
502. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters [Electronic resource] / D. D. Macdonald [et al.] // *Ecotoxicology*. – 1996. – Vol. 5(4). – P. 253-278. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/bf00118995>. – Загл. с экрана.
503. Disequilibrium Uranium ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) in Natural Aqueous Objects and Climatic Variations: World Ocean [Electronic resource] / I. V. Tokarev [et al.] // *Geochemistry International*. – 2021. – Vol. 59(9). – P. 857-864. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1134/S001670292109007X>. – Загл. с экрана.
504. Distribution characteristics of ^{137}Cs , Pu isotopes and ^{241}Am in soil in Korea / S. H. Lee [et al.] // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2013. – Vol. 81. – P. 315-320.
505. Distribution of anthropogenic and naturally occurring radionuclides in soils and lakes of Central Spitsbergen (Arctic) / E. Lokas [et al.] // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2017. – Vol. 311. – P. 707-717.
506. Distribution of Np and Pu in Swedish lichen samples (*Cladonia stellaris*) contaminated by atmospheric fallout / P. Lindahl [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2004. – Vol. 73. – P. 73-85.
507. Distribution of Radioactive Isotopes in Rock and Ore of Arkhangelskaya Pipe from the Arkhangelsk Diamond Province / G. P. Kiselev [et al.] // *Geology of Ore Deposits*. – 2017. – Vol. 59 (5). – P. 391-406.
508. Distribution pattern of radionuclides in the soil of mainland China / L. S. Cao [et al.] // *Journal of East China Institute of Technology*. – 2012. – Vol. 35. – P. 167-172.
509. Dowdall, M. Elevated levels of radium-226 and radium-228 in marine sediments of the Norwegian Trench ("Norskerenna") and Skagerak / M. Dowdall, A. Lepland // *Marine Pollution Bulletin*. – 2012. – № 64. – P. 2069-2076.
510. Effect of radioactive emissions due to uranium mining and processing operations at the Priargunsky mining and chemical works on the populace and biota

- [Electronic resource] / I. I. Kryshev [et al.] // Atomic Energy. – 2013. – Vol. 113. – P. 214-218. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/s10512-012-9619-1>. – Загл. с экрана.
511. Elliot, B. E. Borehole Geophysical Signatures of Kimberlites In Canada / B. E. Elliot, P. G. Killeen, C. J. Mwenifumbo // Petrophysics. – 1998. – V. 39, Issue 02.
512. Enrichment and depletion of major and trace elements, and radionuclides in ombrotrophic raw peat and corresponding humic acids / C. Zaccone [et al.] // Geoderma. – 2007. – Vol. 141, № 3–4. – P. 235-246.
513. Environmental Activities in Uranium Mining and Milling. – Paris : OECD, 1999. – 177 p.
514. Environmental impact assessment of radionuclide and metal contamination at the former U sites Taboshar and Digmai, Tajikistan [Electronic resource] / L. Skipperud [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 123. – P. 50-62. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.05.007>. – Загл. с экрана.
515. Environmental Modeling for the Hanford Environmental Dose Reconstruction Project / B. A. Napier [et al.] // Assessing the Radiological Impact of Past Nuclear Activities and Events / IAEA-TECDOC-755. – Vienna, 1994. – P. 63-77.
516. Estimation of the Arctic aerosol contributions from local and longrange transport using relationships between ^{210}Pb and ^{212}Pb atmospheric activity concentrations observed by Canadian monitoring stations / W. Zhang [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2015. – Vol. 141. – P. 123-129.
517. Estimation of the radon production rate in granite rocks and evaluation of the implications for geogenic radon potential maps: A case study in Central Portugal / A. Pereira [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2017. – Vol. 166. – P. 270-277.
518. Exploring the reliability of ^{222}Rn as a tracer of groundwater age in alluvial aquifers: Insights from the explicit simulation of variable ^{222}Rn production / M. Peel [et al.] // Water Research. – 2023. – Vol. 235, 119880. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119880>. – Загл. с экрана.
519. Fadeyi, S. Aeromagnetic and Radiometric (Thorium) Data Interpretation for Kimberlite pipes occurrence in Malumfashi North-Central Nigeria / S. Fadeyi, C.

- Amos-Uhegbu, A. Adigun // *Communication in Physical Sciences*. – 2021. – Vol. 7(4). – P. 348-362.
520. Fianco, C. B. Phosphorite prospection using ground gamma spectrometry in Northeast Goiás state, Brazil / C. B. Fianco, R. M. Vidotti, A. C. B. Pires // *Revista Brasileira de Geofísica*. – 2014. – Vol. 32, № 4. – P. 721-733.
521. Fingerprint of the geographic and climate evolution of the Baltic-White Sea region in the Late Pleistocene-Holocene in groundwater stable isotopes (2H, 18O) [Electronic resource] / I. V. Tokarev [et al.] // *Quaternary International*. – 2019. – Vol. 524. – P. 76-85. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2019.03.022>. – Загл. с экрана.
522. Fractionation of ¹³⁷Cs and Pu in natural peatland / J. Mihalik [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2014. – Vol. 134. – P. 14-20.
523. Fracturing-induced release of radiogenic ⁴He and ²³⁴U into groundwater during the last deglaciation: An alternative source to crustal helium fluxes in periglacial aquifers [Electronic resource] / P. Méjean [et al.] // *Water Resources Research*. – 2017. – Vol. 53. – P. 5677-5689. – Режим доступа : <https://doi:10.1002/2016WR020014>. – Загл. с экрана.
524. Gallardo, A. H. The aftermath of the Fukushima nuclear accident: Measures to contain groundwater contamination / A. H. Gallardo, A. Marui // *Science of The Total Environment*. – 2016. – Vol. 547. – P. 261-268.
525. Gambrell, R. P. Trace and toxic metals in wetlands – A review / R. P. Gambrell [et al.] // *Journal of Environmental Quality*. – 1994. – Vol. 23. – P. 883-891.
526. Gao, S. Analysis of groundwater flow through low-latitude alpine permafrost by model simulation: a case study in the headwater area of Yellow River on the Qinghai-Tibet Plateau, China [Electronic resource] / S. Gao, H. Jin, Q. Wu // *Hydrogeology Journal*. – 2023. – Vol. 31. – P. 789-811. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/s10040-023-02597-7>. – Загл. с экрана.
527. Geochemistry of Cd in the secondary environment near abandoned metalliferous mines, Wales / R. Fuge [et al.] // *Applied Geochemistry*. – 1993. – Vol. 2. – P. 29-35.
528. Giri, S. Evaluation of radionuclides in groundwater around proposed uranium mining sites in Bagjata and Banduhurang, Jharkhand (India) [Electronic resource] /

- S. Giri, G. Singh, V. N. Jha // Radioprotection. – 2011. – Vol. 46, № 1. – P. 39-57.
– Режим доступа : <https://doi.org/10.1051/radiopro/2010056>. – Загл. с экрана.
529. Global desertification vulnerability to climate change and human activities / J. Huang [et al.] // Land Degrad. – 2020. – Vol. 31. – P. 1380–1391.
530. Glover, P. W. J. Increased radon exposure from thawing of permafrost due to climate change [Electronic resource] / P. W. J. Glover, M. Blouin // Earth's Future. – 2022. – Vol. 10, e2021EF002598. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1029/2021EF002598>. – Загл. с экрана.
531. Goulet, R. R. Uranium - Fish Physiology / R. R. Goulet, C. Fortin, D. J. Spry // Academic Press. – Vol. 31, Part B. – 2011. – P. 391-428.
532. Ground water quality evaluation near mining area and development of heavy metal pollution index [Electronic resource] / B. Prasad [et al.] // Applied Water Science. – 2014. – Vol. 4. – P. 11-17. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/s13201-013-0126-x>. – Загл. с экрана.
533. Groundwater age and mixing process for evaluation of radionuclide impact on water resources following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident / K. Sakakibara [et al.] // Journal of Contaminant Hydrology. – 2019. – Vol. 2, № 23. – P. 1-9.
534. Gwynn, J. P. The effect of climate change on sources of radionuclides to the marine environment [Electronic resource] / J. P. Gwynn, V. Hatje, N. Casacuberta // Communication Earth & Environment. – 2024. – Vol. 5, 135. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01241-w>. – Загл. с экрана.
535. Handbook of the Toxicology of Metals [Electronic resource] / G. F. Nordberg [et al.]. – Amsterdam : Elsevier, 2007. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369413-3.X5052-6> 2007. – Загл с экрана.
536. Heavy metal in surface sediments of the Liaodong Bay, Bohai Sea: distribution, contamination, and sources / B. Hu [et al.] // Environmental Monitoring and Assessment. – 2013. – Vol. 185. – P. 5071-5083.
537. Heavy metals in river surface sediments affected with multiple pollution sources, South China: Distribution, enrichment and source apportionment [Electronic resource] / J. Liao [et al.] // Journal of Geochemical Exploration. – 2017. – Vol.

- 176 (2017). – P. 9-19. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.08.013>. – Загл. с экрана.
538. Heeb, C. M. Iodine-131 Releases from the Hanford Site, 1944 through 1947 / C. M. Heeb. - Washington : Rishland, 1992.
539. Hendon, D. High-resolution peatland water-table changes for the past 200 years: the influence of climate and implications for management / D. Hendon, D. J. Charman // *The Holocene*. – 2004. – Vol. 14. – P. 125-134.
540. High-Resolution Age-Depth Model of a Peat Bog in Poland as an Important Basis for Paleoenvironmental Studies / B. Fiałkiewicz-Kozieł [et al.] // *Radiocarbon*. – 2014. – Vol. 56, № 1. – P. 109-125.
541. Husson, O. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy / O. Husson // *Plant and Soil*. – 2013. – Vol. 362. – P. 389-417.
542. IAEA Safety Glossary. International Atomic Energy Agency, 2018 Edition. – Vienna : IAEA, 2022. – 278 p.
543. IAEA. Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data. – Vienna : IAEA, 2003. – 179 p.
544. Ice free conditions in Novaya Zemlya 35 000–30 000 cal. years B.P. as indicated by radiocarbon ages and amino acid racemization evidence from marine mollusks / J. Mangerud [et al.] // *Polar Research*. – 2008. – Vol. 27. – P. 187-208.
545. Impact of population aging on future temperature-related mortality at different global warming levels / K. Chen [et al.] // *Nature Communications*. – 2024. – Vol. 15, 1796. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1038/s41467-024-45901-z>. – Загл. с экрана.
546. Impacts of degrading permafrost on streamflow in the source area of Yellow River on the Qinghai-Tibet plateau, China [Electronic resource] / Q. Ma [et al.] // *Advances in Climate Change Research*. – 2020. – Vol. 10(4). – P. 225-239. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.accre.2020.02.001>. – Загл. с экрана.
547. Improving the ²¹⁰Pb-chronology of Pb deposition in peat cores from Chao de Lamoso (NW Spain) / C. Olid [et al.] // *Science of The Total Environment*. – 2013. – Vol. 443. – P. 597-607.

548. In Conditions of Permafrost Thawing: Simulation Experiment [Electronic resource] / A. V. Puchkov [et al.] // Geography, Environment, Sustainability. – 2022. – Vol. 15(3). – P. 5-18. – Режим доступа : <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2022-023>. – Загл. с экрана.
549. In Situ Determination of Radioactivity Levels and Radiological Doses in and around the Gold Mine Tailing Dams, Gauteng Province, South Africa [Electronic resource] / P. M. Moshupya [et al.] // Minerals. – 2022. – Vol. 12, 1295. – Режим доступа : <https://doi.org/10.3390/min12101295>. – Загл. с экрана.
550. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments [Electronic resource] / E. R. Long [et al.] // Environmental Management. – 1995. – Vol. 19(1). – P. 81-97. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/bf02472006>. – Загл. с экрана.
551. Incorporation of radiometric tracers in peat and implications for estimating accumulation rates / S. V. Hansson [et al.] // Science of The Total Environment. – 2014. – Vol. 493. – P. 170-177.
552. Independent environmental monitoring program: Cigar Lake operation [Electronic resource] / CNSC. – 2021. – Режим доступа : <http://nuclearsafety.gc.ca/eng/resources/maps-of-nuclear-facilities/iemp/cigar-lake.cfm>. – Загл. с экрана.
553. Independent time markers validate ^{210}Pb chronologies for two shallow Argentine lakes in Southern Pampas / F. E. Cordoba [et al.] // Quaternary International. – 2017. – Vol. 438. – P. 175-186.
554. Innocent, A. J. Evaluation of naturally occurring radionuclide materials in soil samples collected from some mining sites in Zamfara State, Nigeria. British [Electronic resource] / A. J. Innocent, M. Y. Onimisi, S. A. Jonah // Journal of Applied Science & Technology. – 2013. – Vol. 3, № 4. – P. 684-692. – Режим доступа : <https://doi.org/10.9734/BJAST/2013/3244>. – Загл. с экрана.
555. Integrating climate change induced flood risk into future population projections / E. G. Shu [et al.] // Nature Communications. – 2023. – Vol. 14, 7870. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1038/s41467-023-43493-8>. – Загл. с экрана.
556. IPCC, 2023. Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. – Geneva : IPCC, 2023. – 81 p.

557. Is it possible to estimate atmospheric deposition of heavy metals by analysis of terrestrial mosses? / J. R. Aboal [et al.] // *Science of The Total Environment*. – 2010. – Vol. 408. – P. 6291-6297.
558. Isotope hydrology of the Chalk River Laboratories site, Ontario, Canada [Electronic resource] / Z. Peterman [et al.] // *Applied Geochemistry*. – 2016. – Vol. 66. – P. 149-161. – Режим доступа _____ : <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.12.004>. – Загл. с экрана.
559. Isotopes of uranium in the waters of mine tailings Kadzhi-Sai / I. Matveyeva [et al.] // *Chemical Bulletin of Kazakh National University*. – 2015. – Vol. 80(4). – P. 60-67.
560. Joosten, H. Peatlands, climate change mitigation and biodiversity conservation / H. Joosten. – Denmark: Nordic Council of Ministers, 2015. – 16 p.
561. Karam, P. A. Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) and Technologically Enhanced NORM (TENORM) / P. A. Karam, B. J. Vetter. – Wisconsin : Medical Physics Publishing Madison, 2019. – 550 p.
562. Keith, S. Toxicological Profile for Uranium / S. Keith, O. Faroon, N. Roney. – Washington : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2013.
563. Kelley, M. Global distribution of Pu isotopes and ^{237}Np / M. Kelley, L. A. Bond, T. M. Beasley // *Science of The Total Environment*. – 1999. – Vol. 237 (238). – P. 483-500.
564. Kershaw, P. The transfer of reprocessing wastes from north-west Europe to the Arctic / P. Kershaw, A. Baxter // *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. – 1995. – Vol. 42, Iss. 6. – P. 1413-1448.
565. Khati, T. Kimberlite-Country Rock Contact Delineation at Finsch Diamond Mine / T. Khati, M. Matabane // *The Southern African Institute of Mining and Metallurgy*. – 2019. – Vol. 7.
566. Kimball, D. The Nuclear Testing Tally / D. Kimball. – Washington : DC : The Arms Control Association, 2023.
567. Kirchner, G. Core history and nuclide inventory of Chernobyl core at the time of accident / G. Kirchner, C. Noack // *Nuclear Safety Journal*. – 1990. – Vol. 29, № 1. – P. 1-5.

568. Klaminder, J. The origin of lead in the organic horizon of tundra soils: Atmospheric deposition, plant translocation from the mineral soil or soil mineral mixing? / J. Klaminder, J. G. Farmer, A. B. MacKenzie // *Science of The Total Environment*. – 2011. – Vol. 409, № 20. – P. 4344-4350.
569. Klas, R. Cs-137 in a raised bog in central Sweden [Electronic resource] / R. Klas, V. Mykhailo, K. J. Johanson // *Journal of environmental radioactivity*. – 2009. – Vol. 100. – P. 534-9. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.03.005>. – Загл. с экрана.
570. Kotlyakov, V. Permafrost. Land Resources of Russia [Electronic resource] / V. Kotlyakov, T. Khromova / DATA BASIN. – 2012. – Режим доступа : <https://databasin.org/datasets/adc2b171a9b04143bf990f8c76140f5e/>. – Загл. с экрана.
571. Kresting, A. B. Plutonium transport in the environment / A. B. Kresting // *Inorganic Chemistry*. – 2013. – Vol. 52, № 7. – P. 3533-3546.
572. Late Pleistocene glacial and lake history of Northwestern Russia / E. Larsen [et al.] // *Boreas*. – 2006. – Vol. 35, № 3. – P. 394-424.
573. Late quaternary ice sheet history of Northern Eurasia / J. I. Svendsen [et al.] // *Quaternary Science Reviews*. – 2004. – Vol. 23, № 11–13. – P. 1229-1271.
574. Late Quaternary stratigraphy of western Yamal Peninsula, Russia: new constraints on the configuration of the Eurasian ice sheet / S. L. Forman [et al.] // *Geology*. – 1999. – № 27. – P. 807-810.
575. Lateglacial and early-Holocene environments of Novaya Zemlya and the Kara Sea Region of the Russian Arctic / L. Serebryanny [et al.] // *The Holocene*. – 1998. – Vol. 8, № 3. – P. 323-330.
576. Live Chart of Nuclides. Nuclear Data Services IAEA [Electronic resource] – Vienna, Austria: IAEA, 2023 -. – Режим доступа : <https://www-nds.iaea.org/>, свободный. – Загл. с экрана.
577. Livett, E. A. Geochemical monitoring of atmospheric heavy metal pollution: theory and applications / E. A. Livett // *Advances in Ecological Research*. – 1988. – Vol. 18. – P. 65-177.

578. Local variations of the volume activity of radon over kimberlite pipes of the Arkhangelsk diamondiferous province / G. P. Kiselev [et al.] // *Environmental Earth Sciences*. – 2018. – Vol. – № 77. – P. 568.
579. Long, E. R. Calculation and uses of mean sediment quality guideline quotients: a critical review [Electronic resource] / E. R. Long, C. G. Ingersoll, D. D. MacDonald // *Environmental Science & Technology*. – 2006. – Vol. 40(6). – P. 1726-1736. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1021/es058012d>. – Загл. с экрана.
580. Long, E. R. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines [Electronic resource] / E. R. Long, L. J. Field, D. D. MacDonald // *Environmental Toxicology and Chemistry*. – 1998. – Vol. 17(4). – P. 714–727. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1002/etc.5620170428>. – Загл. с экрана.
581. Long, E. R. Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems / E. R. Long, D. D. MacDonald // *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. – 1998. – Vol. 4(5). – P. 1019–1039.
582. Long-range tropospheric transport of uranium and plutonium weapons fallout from Semipalatinsk nuclear test site to Norway [Electronic resource] / C. C. Wendel [et al.] // *Environment International*. – 2013. – Vol. 59. – P. 92-102. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.05.017>. – Загл. с экрана.
583. Lubis, A. A. Constant rate of supply (CRS) model for determining the sediment accumulation rates in the coastal area using ^{210}Pb / A. A. Lubis // *Journal of Coastal Development*. – 2006. – Vol. 10, № 1. – P. 9-18.
584. MacDonald, D. D. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems [Electronic resource] / D. D. MacDonald, C. G. Ingersoll, T. A. Berger // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2000. – Vol. 39(1). – P. 20-31. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/s002440010075>. – Загл. с экрана.
585. Macdonald, RW. The Influence of Global Change on Contaminant Pathways to, within, and from the Arctic / RW. Macdonald [et al.] // *Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP)*. – Oslo, 2003.
586. Macias-Verde, D. Same pollution sources for climate change might be hyperactivating the NLRP3 inflammasome and exacerbating neuroinflammation

- and SARS mortality [Electronic resource] / D. Macias-Verde, P. C. Lara, J. Burgos-Burgos // *Medical Hypotheses*. – 2021. – Vol. 146, 110396. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.mehy.2020.110396>. – Загл. с экрана.
587. MacKenzie, A. B. Isotopic evidence of the relative retention and mobility of lead and radiocaesium in Scottish ombrotrophic peats / A. B. MacKenzie, J. G. Farmer, C. L. Sugden // *Science of The Total Environment*. – 1997. – Vol. 203. – P. 115-127.
588. Malov, A. Estimation of uranium migration parameters in sandstone aquifers / A. Malov // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2016. – № 153. – P. 61-67.
589. Malov, A. I. Distribution of Uranium Isotopes in Sandy Deposits by Sequential Extraction [Electronic resource] / A. I. Malov, S. B. Zыkov, A. S. Tyshov // *Minerals*. – 2021. – Vol. 11, 467. – Режим доступа : <https://doi.org/10.3390/min11050467>. – Загл. с экрана.
590. Malov, A. I. Model of the Lomonosov Diamond Deposit as a Water–Rock System: Migration Species, Groundwater Saturation with Rock-Forming and Ore Minerals, and Ecological Assessment of Water Quality / A. I. Malov, E. S. Sidkina, B. N. Ryzhenko // *Geochemistry International*. – 2017. – Vol. 55-12. – P. 1118-1130. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1134/S0016702917090038>. – Загл. с экрана.
591. Malov, A. I. The Influence of DOC on the Migration Forms of Elements and Their Sedimentation from River Waters at an Exploited Diamond Deposit (NW Russia) [Electronic resource] / A. I. Malov, E. S. Sidkina, E. V. Cherkasova // *Water*. – 2023. – Vol. 15, 2160. – Режим доступа : <https://doi.org/10.3390/w15122160>. – Загл. с экрана.
592. Malov, A. I. Transformation of the chemical composition of surface waters in the area of the exploited Lomonosov diamond deposit (NW Russia) [Electronic resource] / A. I. Malov // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2018. – Vol. 25. – P. 33620-33636. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3308-0>. – Загл. с экрана.
593. *Managing Environmental and Health Impacts of Uranium Mining*. – Paris : OECD NEA, 2014. – 144 p.
594. Mason, B. *Principles of Geochemistry* / B. Mason, C. B. Moore. – New York : John Wiley & Sons, 1982. – 348.

595. Matamet, F. R. M. A ^{210}Pb chronological study in sediments from poços de caldas alkaline massif (PCAM), Brazil / F.R.M. Matamet, D.M. Bonotto // Applied Radiation and Isotopes. – 2018. – Vol. 137. – P. 108-117.
596. Muring, A. Radon tightness of different sample sealing methods for gamma spectrometric measurements of ^{226}Ra / A. Muring, T. Gäfvert // Applied Radiation and Isotopes. – 2013. – Vol. 81. – P. 92-95.
597. Maximum extent of the Eurasian ice sheets in the Barents and Kara Sea region during the Weichselian / J. I. Svendsen [et al.] // Boreas. – 1999. – Vol. 28. – P. 234-242.
598. McDowall, G. Radon emanometry over some kimberlites and lamproites in Southern and Western Botswana [Electronic resource] / G. McDowall, H. Koketso // 53rd EAEG Meeting. – 1991. – Режим доступа : <https://doi.org/10.3997/2214-4609.201410794>. – Загл. с экрана.
599. McKenzie, A. B. Isotopic evidence of the relative retention and mobility of lead and radiocesium in Scottish ombrotropic peats / A. B. McKenzie, J. G. Farmer, C. L. Sudgen // Science of The Total Environment. – 1997. – Vol. 203. – P. 115-127.
600. Michalik, B. A methodology for the systematic identification of naturally occurring radioactive materials (NORM) [Electronic resource] / B. Michalik [et al.] // Science of The Total Environment. – 2023. – Vol. 881, № 163324. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163324>. – Загл. с экрана.
601. Mietelski, J. W. Plutonium in the environment of Poland (a review) / J. W. Mietelski // Radioactivity in the Environment. – 2001. – Vol. 1. – P. 401-412.
602. Minkin, L. Thermal diffusion of radon in porous media / L. Minkin // Radiation Protection Dosimetry. – 2003. – Vol. 106, №. 3. – P. 267-272.
603. Miroshnikov, A. Radioecological and geochemical peculiarities of cryoconite on Novaya Zemlya glaciers / A. Miroshnikov, M. Flint, E. Asadulin // Scientific Reports. – 2021. – Vol. 11. – № article 23103.
604. Mobilisation of ^{137}Cs and ^{90}Sr from sediments: potential sources to arctic waters / Oughton, D. H. [et al.] // Science of the Total Environment. – 1997. – Vol. 202. – P. 155–165.

605. Modeling the Past Atmospheric Deposition of Mercury Using Natural Archives / H. Biester [et al.] // *Environmental science & technology*. – 2007. – Vol. 41. – P. 4851-4860.
606. Mokrik, R. Interpretation of the anomalous groundwater chemistry and $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratio disequilibrium in the northern part of the Baltic region [Electronic resource] / R. Mokrik, V. Samalavičius // *Lithuanian Journal of Physics*. – 2022. – Vol. 62 (1). – P. 21-43. – Режим доступа : <https://doi.org/10.3952/physics.v62i1.4645>. – Загл. с экрана.
607. Monte Carlo uncertainty calculation of ^{210}Pb chronologies and accumulation rates of sediments and peat bogs / J. A. Sanchez-Cabeza [et al.] // *Quaternary Geochronology*. – 2014. – Vol. 23. – P. 80-93.
608. Mwenifumbo, C. J. Gamma-ray logging and radioelement distribution in the Fort de la corne kimberlite pipe 169 / C. J. Mwenifumbo, B. A. Kjarsgaard // *Exploration and Mining Geology*. – 1999. – № 8 (12). – P. 137-147.
609. Natural radioactivity and radiation hazard assessment of industrial wastes from the coastal phosphate treatment plants of Gabes (Tunisia, Southern Mediterranean Sea) [Electronic resource] / R. El Zrelli [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. – 2019. – Vol. 146. – P. 454-461. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.075>. – Загл. с экрана.
610. Natural radioactivity levels in soils, rocks and water at a mining concession of Perseus gold mine and surrounding towns in Central Region of Ghana [Electronic resource] / A. Faanu [et al.] // *SpringerPlus*. – 2016. – Vol. 5. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1186/s40064-016-1716-5>. – Загл. с экрана.
611. Naughten, K. A. Unavoidable future increase in West Antarctic ice-shelf melting over the twenty-first century [Electronic resource] / K. A. Naughten, P. R. Holland, J. De Rydt // *Nature Climate Change*. – 2023. – Vol. 13. – P. 1222-1228. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01818-x>. – Загл. с экрана.
612. Nordyke, M. D. The Soviet program for peaceful uses of nuclear explosions / M. D. Nordyke // *Science and Global Security*. – 1998. – Vol. 7. – P. 1-117.
613. Northern smoking, drinking rates highest in Canada: 2014 health report [Electronic resource] / CBC. 2015. – Режим доступа :

<https://www.cbc.ca/news/canada/north/northern-smoking-drinking-rates-highest-in-canada-2014-health-report-1.3125120>. – Загл. с экрана.

614. On the divergences in assessment of environmental impacts from ionising radiation following the Fukushima accident / P. Strand [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2017. – Vol. 169–170. – P. 159-173.
615. Organic soil as a radionuclide sink in a High Arctic environment / M. Dowdall [et al.] // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2005. – Vol. 266, № 2. – P. 217-223.
616. Osmond, J. K. *Environmental Tracers in Subsurface Hydrology* [Electronic resource] / J. K. Osmond, J. B. Cowart. – Boston : Kluwer Academic Publishers, 2000. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-4557-6>. – Загл. с экрана.
617. Paatero, J. Lichen (sp. *Cladonia*) as a deposition indicator for transuranium elements investigated with the Chernobyl fallout / J. Paatero, T. Jaakkola, S. Kulmala // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1998. – Vol. 38. – Issue 2. – P. 223-247.
618. Parry, L. E. Comparative dating of recent peat deposits using natural and anthropogenic fallout radionuclides and Spheroidal Carbonaceous Particles (SCPs) at a local and landscape scale / L. E. Parry, D. J. Charman, W. H. Blake // *Quaternary Geochronology*. – 2013. – Vol. 15. – P. 11-19.
619. Paschoa, A. S. Naturally occurring radioactive materials (NORM) and petroleum origin / A. S. Paschoa // *Applied Radiation and Isotopes*. – 1997. – Vol. 48. – Issue 10-12. – P. 1391-1396.
620. Paus, A. Late Weichselian (Valdaian) and Holocene vegetation and environmental history of the northern Timan Ridge, European Arctic Russia / A. Paus, J. I. Svendsen, A. Matiouchkov // *Quaternary Science Reviews*. – 2003. – Vol. 22. Iss. 21-22. – P. 2285-2302.
621. Persson, B. R. ^{210}Pb -Atmospheric deposition in lichen-carpets in northern Sweden during 1961-1969 / B. R. Persson // *Tellus*. – 1970. – Vol. 22, Issue 5. – P. 564-571.
622. Plutonium in soils from northeast China and its potential application for evaluation of soil erosion / Y. Xu [et al.] // *Scientific Reports*. – 2013. – Vol. 3. – P. 1-8.

623. Plutonium isotope ratios in the Yenisey and Ob estuaries / L. Skipperud [et al.] // Applied Radiation and Isotopes. – 2004. – Vol. 60, № 2–4. – P. 589-593.
624. Popic, J. M. Assessing the exposure situations with naturally occurring radioactive materials across European countries by means of the e-NORM survey [Electronic resource] / J. M. Popic, L. Urso, B. Michalik // Science of The Total Environment. – 2023. – Vol. 905. – P. 167065. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167065>. – Загл. с экрана.
625. Population living on permafrost in the Arctic [Electronic resource] / J. Ramage [et al.] // Popul Environ. – 2021. – Vol. 43. – P. 22–38. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/s11111-020-00370-6>. – Загл. с экрана.
626. Potential radon risk in permafrost regions of the Northern Hemisphere under climate change: A review [Electronic resource] / S. Zhang [et al.] // Earth-Science Reviews. – 2024. – Vol. 250, 104684. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2024.104684>. – Загл. с экрана.
627. Prandle, D. Sensitivity of estuaries to sea level rise: vulnerability indices / D. Prandle, A. Lane // Estuar. Coast. Shelf Sci. – 2015. – Vol. 160. – P. 60–68.
628. Precise determination of the open ocean $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ composition [Electronic resource] / M. B. Andersen [et al.] // Geochem. Geophys. Geosyst. – 2010. – Vol. 11, Q12003. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1029/2010GC003318>. – Загл. с экрана.
629. Prediction of ^{137}Cs deposition from atmospheric nuclear weapons tests within the Arctic [Electronic resource] / S. M. Wright [et al.] // Environmental Pollution. – 1999. – Vol. 104, Issue 1. – P. 131-143. – Режим доступа : [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00140-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00140-7). – Загл. с экрана.
630. Preiss, N. A compilation of data on lead 210 concentration in surface air and fluxes at the air-surface and water-sediment interfaces / N. Preiss, M.-A. Mélières, M. Pourchet // Journal of Geophysical Research. – 1996. – Vol. 101. – P. 28847.
631. Processes controlling ^{234}U and ^{238}U isotope fractionation and helium in the groundwater of the St. Lawrence Lowlands, Quebec: The potential role of natural rock fracturing [Electronic resource] / P. Mejean [et al.] // Applied Geochemistry. – 2016. – Vol. 66. – P. 198-209. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.12.015>. – Загл. с экрана.

632. Provost, A. M. Glaciation and regional groundwater flow in the Fennoscandian Shield / A. M. Provost, C. I. Voss, C. E. Neuzil. – Swedish Nuclear Power Inspectorate Tech. Rep. 96:11. – 1998.
633. Puchkov, A. V. Activity Concentrations of Cs-137, Sr-90, Am-241, Pu-238, and Pu-239+240 and an Assessment of Pollution Sources Based on Isotopic Ratio Calculations and the HYSPLIT Model in Tundra Landscapes (Subarctic Zone of Russia) / A. V. Puchkov, E. Yu. Yakovlev // Applied Sciences. – 2023. – Vol. 13, № 23. – № article 12952.
634. Pusz, W. Airborne fungi in Longyearbyen area (Svalbard, Norway) – case study [Electronic resource] / W. Pusz, J. Urbaniak // Environ Monit Assess. – 2021. – Vol. 193, 290. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09090-2>. – Загл. с экрана.
635. Quantification of submarine groundwater discharge (SGD) using radon, radium tracers and nutrient inputs in Punnakayal, south coast of India [Electronic resource] / S. Selvam [et al.] // Geoscience Frontiers. – 2021. – Vol. 12(1). – P. 29-38. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2020.06.012>. – Загл. с экрана.
636. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards: General Safety Requirements. – Vienna : IAEA, 2011. – 471 p.
637. Radioactive contamination in the Arctic--sources, dose assessment and potential risks / P. Strand [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2002. – Vol. 60, № 1-2. – P. 5-21.
638. Radioactive investigation of the impact the Kostomuksha mining enterprise on the radioecological state of adjacent areas, the republic of Karelia, the Russian Federation / G. P. Kiselev [et al.] // Environmental Earth Sciences. – 2018. – Vol. – № 77. – P. 264.
639. Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal [Electronic resource] / F. P. Carvalho [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2007. – Vol. 96. – Issue 1-3. – P. 39-46. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2007.01.016>. – Загл. с экрана.
640. Radiological status of the marine environment in the Barents Sea [Electronic resource] / J. Gwynn [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2012. –

Vol. 113. – P. 155-162. – Режим доступа :
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.06.003>. – Загл. с экрана.

641. Radiometric and seismic study of Chidvinskaya kimberlite pipe (Arkhangelsk diamondiferous province, North of the East European Craton, Russia) / G. P. Kiselev [et al.] // *Geofísica Internacional*. – 2017. – Vol. 2. – P. 147-155.
642. Radionuclides in Arctic Sea ice: tracers of sources, fates and ice transit time scales / P. Masqué [et al.] // *Deep Sea Research*. – 2007. – Vol. 54, № 8. – P. 1289-1310.
643. Radium-226 in cattails, *Typha latifolia*, and bone of muskrat, *Ondatra zibethica* (L.), from a watershed with uranium tailings near the city of Elliot Lake, Canada [Electronic resource] / M. A. Mirka [et al.] // *Environmental Pollution*. – 1996. – Vol. 91, Issue 1. – P. 41-51. – Режим доступа : [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(95\)00030-U](https://doi.org/10.1016/0269-7491(95)00030-U). – Загл. с экрана.
644. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies [Electronic resource] / S. Darby [et al.] // *British Medical Journal*. – 2005. – Vol. 330(7485):223. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1136/bmj.38308.477650.63>. – Загл. с экрана.
645. Ramadass, G. Structural analysis of airborne radiometric data for identification of kimberlites in parts of Eastern Dharwar Craton / G. Ramadass, A. SubhashBabu, G. Udaya Laxmi // *International Journal of Science and Research*. – 2015. – Vol. 4 (4). – P. 2375- 2388.
646. Rapid acidification of the Arctic Chukchi Sea waters driven by anthropogenic forcing and biological carbon recycling [Electronic resource] / D. Qi [et al.] // *Geophysical Research Letters*. – 2022. – Vol. 49, e2021GL097246. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1029/2021GL097246>. – Загл. с экрана.
647. Realo, E. Natural radionuclides in radium-rich soils in North-East Estonia / E. Realo, K. Realo // In: McLaughlin, J., Simopoulos, S., Steinhäusler, F. (Eds.), *The Natural Radiation Environment VII: Seventh International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-VII)*. – Rhodes, Greece, 2005. – P. 140-149.
648. Recent ^{210}Pb , ^{137}Cs and ^{241}Am accumulation in an ombrotrophic peatland from Amsterdam Island (Southern Indian Ocean) / C. Li [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2017. – Vol. 175–176. – P. 164-169.

649. Recent peat accumulation rates in minerotrophic peatlands of the Bay James region, Eastern Canada, inferred by ^{210}Pb and ^{137}Cs radiometric techniques / A. A. Ali [et al.] // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2008. – Vol. 66. – P. 1350-1358.
650. Regionally sourced bioaerosols drive high-temperature ice nucleating particles in the Arctic [Electronic resource] / G. Pereira Freitas [et al.] // *Nat Commun*. – 2023. – Vol. 14, 5997. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1038/s41467-023-41696-7>. – Загл. с экрана.
651. Rosen, K. ^{137}Cs in a raised bog in central Sweden / K. Rosen, M. Vinichuk, K. J. Johanson // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – Vol. 100. – P. 534-539.
652. Roux, G.L. Constructing recent peat accumulation chronologies using atmospheric fall-out radionuclides / Roux G. L., W. A. Marshall // *Mires and Peat*. – 2011. – Vol. 7. – Article 08. – P. 1-14.
653. Rowland, R. E. Radium in humans: A review of U.S. studies / R. E. Rowland. – IL (United States) : Argonne National Laboratory (ANL), 1991. – 246 p.
654. Schleich, N. Natural and artificial radionuclides in forest and bog soils: Tracers for migration processes and soil development / N. Schleich, D. Degering, S. Unterricker // *Radiochimica Acta*. – 2000. – Vol. 88. – P. 803-808.
655. Selected anthropogenic and natural radioisotopes in the Barents Sea and off the western coast of Svalbard [Electronic resource] / A. Leppänen [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2013. – Vol. 126. – P. 196-208. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.08.007>. – Загл. с экрана.
656. Siberian river run-off and late Quaternary glaciation in the southern Kara Sea, Arctic ocean: preliminary results / R. Stein [et al.] // *Polar Research*. – 2002. – Vol. 21, № 2. – P. 315-322.
657. Signature of the last shelf-centered glaciation at a key section in the Pechora basin, Arctic Russia / J. Tveranger [et al.] // *Journal of Quaternary Science*. – 1998. – Vol. 13, Iss. 3. – P. 189-203.
658. Silva, M. L. Uranium isotopes in groundwater occurring at Amazonas State, Brazil [Electronic resource] / Silva M. L., Bonotto D. M. // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2015. – Vol. 97. – P. 24-33. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2014.12.012>. – Загл. с экрана.

659. Singh, U. K. Pathways of heavy metals contamination and associated human health risk in Ajay River basin, India [Electronic resource] / U. K. Singh, B. Kumar // *Chemosphere*. – 2017. – Vol. 174. – P. 183-199. – Режим доступа : <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.103>. – Загл. с экрана.
660. Skancke, J. Long-term fate of Ra-226 originating from offshore produced water discharges / J. Skancke, T. Nordam. – Trondheim : SINTEF, 2016. – 23 p.
661. Sofield, R. M. Uranium. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences [Electronic resource] / R. M. Sofield, C. Kantar. – Elsevier, 2013. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.00804-6>. – Загл. с экрана.
662. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes - New York : UNITED NATIONS, 2000. – 659 p.
663. Sources and vertical distribution of ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in peat profiles from southwest Spitsbergen / E. Lokas [et al.] // *Applied Geochemistry*. – 2013. – Vol. 28. – P. 100-108.
664. Stable (^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb) and radioactive (^{210}Pb) lead isotopes in one year of growth of Sphagnum moss from four ombrotrophic bogs in southern Germany: geochemical significance and environmental implications / W. Shotyk [et al.] // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2015. – Vol. 163. – P. 101-125.
665. Stephenson, M. T. Components of Produced Water: A Compilation of Industry Studies / M. T. Stephenson // *Journal of Petroleum Technology*. – 1992. – Vol. 44. – P. 548-603.
666. Stewart, C. Share of daily smokers in Greenland in 2018, by age and gender [Electronic resource] / C. Stewart // *State of Health*. – 2020. – Режим доступа : <https://www.statista.com/statistics/1024525/share-of-daily-smokers-in-greenland-by-age-and-gender/>. – Загл. с экрана.
667. Strack, M. Peatlands and Climate Change. Jyväskylä, International Peat Society. 2008. – 414 p.
668. Suksi, J. Variations in $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratios in groundwater – A key to flow system characterisation? [Electronic resource] / J. Suksi, K. Rasilainen, P. Pitkänen

- // Physics and Chemistry of the Earth. – Vol. 31. – P. 556-571. – Режим доступа: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2006.04.007>. – Загл. с экрана.
669. Technologically enhanced naturally occurring radioactive materials in the oil industry (TENORM). A review / F. Bou-Rabee [et al.] // Nukleonika. – 2009. – Vol. 54, № 1. – P. 3-9.
670. Temporal variability of Pu signatures in a 210Pb-dated Sphagnum peat profile from the Northern Ural, Russian Federation / A. Swanek [et al.] // Chemosphere. – 2021. – Vol. 281. – № article 130962.
671. Tenorm's around coal fired power plant tailings ponds in Hungary [Electronic resource] / P. Szerbin [et al.] // International Congress Series. – 2005. – Vol. 1276. – P. 365-366. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.ics.2004.12.018>. – Загл. с экрана.
672. Terzi, L. Radioisotopes demonstrate changes in global atmospheric circulation possibly caused by global warming [Electronic resource] / L. Terzi, G. Wotawa, M. Schoeppner // Sci Rep. – 2020. – Vol. 10, 10695. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66541-5>. – Загл. с экрана.
673. Testing the accuracy of quartz OSL dating using a known age Eemian site on the Sula river, Northern Russia / A. S. Murray [et al.] // Quaternary Geochronology. – 2007. – Vol. 2. – P. 102-109.
674. Thang, N. V. Uranium isotopes in groundwater in Ho Chi Minh City and related issues: Health risks, environmental effects, and mitigation methods [Electronic resource] / N. V. Thang, H. N. P. Thu, L. C. Hao // Journal of Contaminant Hydrology. – 2022. – Vol. 245, 103941. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2021.103941>. – Загл. с экрана.
675. The record of atmospheric deposition on a rainwater-dependent peatland / R. S. Clymo [et al.] // Philosophical Transactions of the Royal Society B. – 1990. – Vol. 327. – P. 331-338.
676. The tracing of riverine U in Arctic seawater with very precise $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ measurements [Electronic resource] / M. B. Andersen [et al.] // Earth Planet. Sci. Lett. – 2007. – Vol. 259. – P. 171–185. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2007.04.051>. – Загл. с экрана.

677. The vertical distribution of the ^{137}Cs derived from Chernobyl fall out in the uppermost Sphagnum layer of two peatlands in the southern Alps (Italy) / R. Gerdol [et al.] // *Water, Air, & Soil Pollution*. – 1994. – Vol. 75. – P. 93-106.
678. Thomas, P. An estimation of radiation doses to benthic invertebrates from sediments collected near a Canadian uranium mine [Electronic resource] / P. Thomas, K. Liber // *Environment International*. – 2001. – Vol. 27, № 4. – P. 341-353. – Режим доступа : [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00085-X](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00085-X). – Загл. с экрана.
679. Tokarev, I. V. Non-Equilibrium Uranium as an Indicator of Global Climate Variations – The World Ocean and Large Lakes [Electronic resource] / I. V. Tokarev, E. Yu. Yakovlev // *Water*. – 2021. – Vol. 13(24), 3514. – Режим доступа : <https://doi.org/10.3390/w13243514>. – Загл. с экрана.
680. Trace metals in surface water of the Pechora River and its tributaries: Content, water quality and risks assessment (Arctic Ocean basin) [Electronic resource] / E. Yu. Yakovlev [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. – 2023. – Vol. 194. – Part B. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115317>. – Загл. с экрана.
681. Transformation of an Oligotrophic Sphagnum Bog during the Process of Rewetting / T. Ponomareva [et al.] // *Land*. – 2021. – Vol. 10. – P. 670.
682. Tsyganov, V. Target-specific airborne geophysical forecast-exploration technology for diamond deposits / V. Tsyganov, R. Kontarovich // *International Kimberlite Conference: Extended Abstracts*. – 1998. – Vol. 7, № 1. – P. 929-931.
683. Tuovinen, H. P. Mobilization of natural uranium series radionuclides at three mining sites in Finland / H. P. Tuovinen, - Helsinki : Academic dissertation, 2015.
684. Turekian, K. K. *Chemistry of the Earth* / K. K. Turekian. – Holt, Rinehart and Winston Inc, 1972.
685. Turekian, K. K. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust / K. K. Turekian, K. H. Wedepohl // *Geol. Soc. Am. Bull.* – 1961. – Vol. 72. – P. 175-192.
686. Twenty-first century ocean warming, acidification, deoxygenation, and upper-ocean nutrient and primary production decline from CMIP6 model projections / L. Kwiatkowski [et al.] // *Biogeosciences*. – 2020. – Vol. 17. – P. 3439-3470.

687. U- and Th-series radionuclides in snowshoe hare (*Lepus americanus*) taken near U mill tailings close to Elliot Lake, Ontario, Canada [Electronic resource] / F. Clulow // *Environmental Pollution*. – 1996. – Vol. 94, № 3. – P. 273-281. – Режим доступа : [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00109-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00109-1). – Загл. с экрана.
688. UNSCEAR 2000 Report. Sources of ionizing radiation. – Vienna : UN Publications, 2000. – 659 p.
689. UNSCEAR 2010 Report. Summary of low-dose radiation effects on health. – Vienna : UN Publications, 2010. – 106 p.
690. UNSCEAR, 2016. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Scientific Annex B. Exposures of the public and workers from various sources of radiation. – New York : United Nations, 2017. – P. 135-240.
691. UNSCEAR. Sources and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly with Annexes. United Nations, New York: 2000.
692. Uranium distribution in mineral phases of rock by sequential extraction procedure / N. Yanase [et al.] // *Radiochim. Acta*. – 1991. – Vol. 52. – P. 387-393.
693. Valentine, P. C. Sediment classification and the characterization, identification, and mapping of geologic substrates for the glaciated Gulf of Maine seabed and other terrains, providing a physical framework for ecological research and seabed management: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2019–5073, 2019. – 37 p.
694. Versteeg, J. K. Report on reevaluation of airborne geophysical anomalies, Guaniamo area, Venezuela / J. K. Versteeg, N.R. Paterson. – Toronto, Ontario : Paterson, Grant & Watson Limited, 1997.
695. Vile, M. A. Mobility of Pb in Sphagnum-derived peat / M. A. Vile, K. R. Wieder, M. Novak // *Biogeochemistry*. – 1999. – Vol. 45. – P. 35-52.
696. Vinichuk, M.M. ¹³⁷Cs in the fungal compartments of Swedish forest soils / M. M. Vinichuk, K. J. Johanson, A. Taylor // *Science of The Total Environment*. – 2004. – Vol. 323. – 243-251.
697. Wang, M. A triple increase in global river basins with water scarcity due to future pollution [Electronic resource] / M. Wang, B. L. Bodirsky, R. Rijneveld // *Nat Commun*. – 2024. – Vol. 15, 880. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1038/s41467-024-44947-3>. – Загл. с экрана.

698. Water-rock interaction and residence time of groundwater inferred by $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ disequilibria in the Tunisian Continental Intercalaire aquifer system [Electronic resource] / J. O. Petersena [et al.] // *Procedia Earth and Planetary Science*. – 2013. – Vol. 7. – P. 685-688. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2013.03.206>. – Загл. с экрана.
699. Webster, I. T. Modelling the effect of salinity on radium desorption from sediments / I. T. Webster, G. J. Hancock, A. S. Murray // *Geochim. Cosmochim. Acta*. – 1996. – Vol. 59. – P. 2469-2476.
700. Wei, X. F. Plastic pollution amplified by a warming climate [Electronic resource] / X. F. Wei, W. Yang, M. S. Hedenqvist // *Nat Commun*. – 2024. - № 15, 2052. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1038/s41467-024-46127-9>. – Загл. с экрана.
701. World Health Organization Global report. World health statistics 2009. 2009. Geneva, 2009. – 149 p.
702. World Health Organization. WHO report on the global tobacco epidemic 2019. – Geneva, 2019. – 109 p.
703. Yakovlev, E. Yu. Assessing the natural and anthropogenic radionuclide activities of the Pechora River estuary: Bottom sediments and water (Arctic Ocean Basin) [Electronic resource] / E. Yu. Yakovlev, A. V. Puchkov, V. M. Bykov // *Marine Pollution Bulletin*. – 2021. – Vol. 172. – P. 112765. – Режим доступа : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112765>. – Загл. с экрана.
704. Yakovlev, E. Yu. Assessment of current natural and anthropogenic radionuclide activity concentrations in the bottom sediments from the Barents Sea / E. Yu. Yakovlev, A. V. Puchkov // *Marine Pollution Bulletin*. – 2020. – Vol. 160. – № article 111571.
705. Yakovlev, E. Yu. Comparison of ^{210}Pb age models of peat cores derived from the Arkhangelsk Region / E. Yu. Yakovlev, A. A. Kudryavtseva, A. S. Orlov // *Applied Sciences*. – 2023. – Vol. 13, № 18. – № article 10486.
706. Yakovlev, E. Yu. Evaluation of current natural and anthropogenic radionuclide activity in coastal area bottom sediments of the Barents Sea (North of the Kola Peninsula) / E. Yu. Yakovlev, A. V. Puchkov, S. V. Druzhinin // *Marine Pollution Bulletin*. – 2023. – Vol. 189. – № article 114809.

707. Yakovlev, E. Yu. Features of radioactive element distribution within the Arkhangelsk diamondiferous province: possible directions for development of isotope–radiogeochemical methods for kimberlite prospecting in complex landscape–geology and climate conditions of the subarctic zone / E. Yu. Yakovlev // *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*. – 2020. – Vol. 20 (3). – P. 269-279.
708. Yakovlev, E. Yu. Radon over Kimberlite Pipes: Estimation of the Emanation Properties of Rocks (Lomonosov Diamond Deposit, NW Russia) [Electronic resource] / E. Yu. Yakovlev, A. V. Puchkov // *Applied Sciences*. – 2021. – Vol. 11 (13), 6065. – Режим доступа : <https://doi.org/10.3390/app11136065>. – Загл. с экрана.