

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА

В РЕГИОНАХ РАСПОЛОЖЕНИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ
ГОСУДАРСТВЕННОЙ КОРПОРАЦИИ
ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ
«РОСАТОМ»

УДК 621.039:502.1
ББК 20.1:28.080.1 П69
Р15

Авторы:

С. В. Панченко, к. т. н. М. В. Ведерникова, д. т. н., член РНКРЗ И. И. Линге, к. ф.-м. н. Е. М. Мелихова, д. т. н., член РНКРЗ С. С. Уткин, А. А. Аракелян, к. ф.-м. н. В. С. Свительман, М. М. Горелов, К. А. Печкурова, Е. А. Гаврилина — ИБРАЭ РАН;

д. ф.-м. н., член РНКРЗ И. И. Крышев, А. А. Бурякова, И. В. Косых, к. б. н. Н. Н. Павлова, д. ф.-м. н. Т. Г. Сазыкина, д. б. н. А. И. Крышев — ФГБУ НПО «Тайфун» Росгидромета.

Р15 Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Государственной корпорации по атомной энергии «Росатом» / под общ. ред. И. И. Линге и И. И. Крышева. — М., 2021. — 555 с. : ил.

ISBN 978-5-907375-04-08

Во втором издании книги актуализирована радиоэкологическая обстановка вокруг базовых предприятий атомной отрасли фактически за весь период их эксплуатации. Рассматриваются практические вопросы оценки современного состояния и долгосрочного прогнозирования уровней радиационного воздействия предприятий атомной отрасли, включая и объекты ядерного наследия, на человека и окружающую среду. Значительное место в книге уделено формированию суждений о том, допустимо ли такое воздействие и в какой степени необходимы меры защиты.

Книга ориентирована на работников промышленных организаций, осуществляющих деятельность в области использования атомной энергии и специализирующихся на вопросах радиационной безопасности и охраны окружающей среды, а также на специалистов органов управления использованием атомной энергии и органов государственного регулирования безопасности.

Материалы выполненных исследований подготовлены в рамках Федеральной целевой программы «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2016-2020 годы и на период до 2030 года».

**УДК 621.039:502.1
ББК 20.1:28.080.1 П69**

ISBN 978-5-907375-04-08

© Коллектив авторов, 2021
© ГК «Росатом», 2021
© ИБРАЭ РАН, 2021

Авторы выражают глубокую благодарность научно-производственным предприятиям и организациям Госкорпорации «Росатом», руководству и сотрудникам академических и ведомственных институтов, ведущим специалистам атомной отрасли, представителям администраций «атомных» городов за поддержку, оказанную в подготовке этой книги к выходу в свет. Авторы особо благодарят коллективы ФГУП «ПО «Маяк», ФГУП «ГКХ», Белоярской АЭС им. И. В. Курчатова, Нововоронежской АЭС, Ленинградской АЭС, ФГУП «ФЭО» за предоставленные архивные фотоматериалы и возможность использования тематического контента, размещенного на интернет-ресурсах этих организаций.

СОДЕРЖАНИЕ

Введение	7
1. Фоновые параметры радиоэкологической обстановки	9
1.1. Естественный радиоактивный фон	10
1.1.1. Космические лучи	10
1.1.2. Естественные радионуклиды	11
1.1.3. Дозовые нагрузки от естественных радионуклидов	29
1.2. Антропогенный вклад в радиоактивность биосферы	35
1.2.1. Глобальное загрязнение биосферы в результате испытаний ядерного оружия	36
1.2.2. Ядерный топливный цикл	42
1.2.3. Радиационные аварии	50
1.2.4. Дозовые нагрузки от техногенных радионуклидов	58
1.2.5. Дозовые нагрузки от медицинского облучения	63
1.3. Радиоэкологический мониторинг и оценки доз облучения населения и биоты	66
1.3.1. Эволюция задач радиоэкологического мониторинга	69
1.4. Радиоэкологическая база данных радиационного мониторинга	75
Список использованных источников к разделу 1	83
2. Оценка радиоэкологического воздействия предприятий отрасли	97
2.1. Приаргунское производственное горно-химическое объединение им. Е. П. Славского (ПАО «ППГХО им. Е. П. Славского»)	97
2.1.1. К истории возникновения ППГХО и заселения края	98
2.1.2. Промышленное освоение территории	100
2.1.3. Некоторые черты влияния ППГХО на население и окружающую среду	103
2.1.4. Систематизация и анализ радиоэкологической информации	127
Список использованных источников к подразделу 2.1	164
2.2. Влияние ФГУП «ПО «Маяк» на радиоэкологическую обстановку в регионе	171
2.2.1. История создания ФГУП «ПО «Маяк» и общая характеристика региона расположения	171
2.2.2. Промышленное освоение территории	178
2.2.3. ПО «Маяк» и окружающая среда. Зарождение отечественной радиоэкологии	181

2.2.4. Природные характеристики региона	192
2.2.5. Выбросы и сбросы радионуклидов в результате прошлой деятельности ПО «Маяк»	203
2.2.6. Штатные выбросы радиоактивных веществ в XXI веке	209
2.2.7. Анализ данных радиационного мониторинга окружающей среды	212
2.2.8. Мониторинг МАЭД	244
2.2.9. Оценка дозы облучения населения и радиационных последствий для населения	244
2.2.10. Оценка дозы облучения биоты	250
2.2.11. Радиоэкологическая обстановка в регионе ФГУП «ПО «Маяк» (штрихи к радиоэкологическому портрету)	253
Список использованных источников к подразделу 2.2	255
2.3. ФГУП «Горно-химический комбинат»	265
2.3.1. Промышленное освоение территории	265
2.3.2. Систематизация радиоэкологической информации	270
2.3.3. Анализ данных радиационного мониторинга окружающей среды	289
2.3.4. Оценка доз техногенного облучения населения и биоты	325
Список использованных источников к подразделу 2.3	335
2.4. Белоярская АЭС	343
2.4.1. История освоения местности	343
2.4.2. Промышленное освоение территории	354
2.4.3. Природные характеристики региона	358
2.4.4. Систематизация радиоэкологической информации	360
2.4.5. Анализ данных радиационного мониторинга окружающей среды	363
2.4.6. Оценка доз техногенного облучения населения и биоты	371
Список использованных источников к подразделу 2.4	377
2.5. Нововоронежская АЭС	380
2.5.1. История освоения местности и строительства первой в СССР промышленной атомной станции с водо-водяными реакторами	380
2.5.2. Промышленное освоение территории	388
2.5.3. Природные характеристики региона	391
2.5.4. Систематизация радиоэкологической информации	392
2.5.5. Анализ данных радиационного мониторинга окружающей среды	404
2.5.6. Оценка доз техногенного облучения населения и биоты	421
2.5.7. Некоторые штрихи к экологическому портрету	425
Список использованных источников к подразделу 2.5	427

2.6. Сосновоборские предприятия атомной отрасли	430
2.6.1. История освоения местности	430
2.6.2. Промышленное освоение территории	434
2.6.3. Природные характеристики региона	449
2.6.4. Систематизация радиоэкологической информации	461
2.6.5. Анализ архивных данных радиационного мониторинга окружающей среды	474
2.6.6. Анализ современных данных радиационного мониторинга окружающей среды	488
2.6.7. Оценка доз техногенного облучения населения и биоты	507
2.6.8. Некоторые штрихи к экологическому портрету	512
Список использованных источников к подразделу 2.6	514
2.7. Новые города атомной отрасли	522
3. Общественное восприятие экологического воздействия предприятий атомной отрасли	527
3.1. Примеры радиоэкологического популизма	528
3.1.1. Армянская АЭС, 1987-1995 годы	528
3.1.2. Брукгейвенская национальная лаборатория, США, 1979-1999 годы	529
3.1.3. Перезапуск реакторов АЭС Ои, 2012-2015	530
3.1.4. Атомные станции в Германии, 2011	532
3.1.5. Могильник ВАО в Юкка-Маунтин, 1980-2012	533
3.2. Почему общество не прислушивается к мнению специалистов атомной отрасли в вопросах безопасности?	536
3.3. Особое восприятие обществом рисков от атомных предприятий	537
3.3.1. Риски при нормальной эксплуатации	538
3.3.2. Риски при тяжелых авариях	539
3.4. Риски при захоронении ядерных отходов	540
3.5. Фундаментальные причины противоречивого отношения общества к опасности малых доз	541
3.5.1. Диапазон научной неопределенности	541
3.5.2. Линейная беспороговая гипотеза	543
Список использованных источников к разделу 3	546
Обозначения и сокращения	550

ВВЕДЕНИЕ

В соответствии с «Основами государственной политики в области обеспечения ядерной и радиационной безопасности Российской Федерации на период до 2025 года и дальнейшую перспективу», утвержденными указом Президента Российской Федерации от 13.10.2018 № 585, ядерная и радиационная безопасность является одной из важнейших составляющих национальной безопасности Российской Федерации. Важным инструментом реализации Основ является мониторинг радиационной обстановки. Данные многолетнего радиационного мониторинга в районах расположения ОИАЭ стали базой для актуализированного второго издания коллективной монографии «Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Росатома», подготовленной специалистами ИБРАЭ РАН, ФГБУ НПО «Тайфун» Росгидромета и других организаций в рамках федеральной целевой программы «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2016–2020 годы и на период до 2030 года».

На оценку радиационной обстановки вокруг основных действующих предприятий «Росатома» авторы попытались взглянуть с учетом изменившихся концептуальных подходов к обеспечению радиационной безопасности, отраженных в Публикации 103 Международной комиссии по радиологической защите и Основных нормах безопасности МАГАТЭ, современных российских нормативно-методических документах. Кратко эти изменения можно охарактеризовать дальнейшим повышением требовательности к безопасности создаваемых человеком источников ионизирующих излучений за счет снижения как текущих дозовых нагрузок, так и в особенности нагрузок, которые могут реализоваться в будущем, причем не только для человека, но и для всех форм жизни. В то же время само отношение к радиационному фактору с точки зрения его потенциальной опасности для жизни становится более взвешенным. Отсюда решение вопросов по вмешательству в существующую региональную или локальную радиационную обстановку следует проводить с учетом комплексных оценок существующих в регионе рисков и обязательного установления соответствующих приоритетов.

Целью данной книги является комплексный анализ радиоэкологической обстановки в регионах расположения объектов использования атомной энергии России. Особое внимание уделяется практическим задачам атомной отрасли: оценке радиоэкологического состояния территорий, загрязненных в результате прошлой деятельности ОИАЭ, развитию систем радиационного мониторинга окружающей среды на разных этапах деятельности ОИАЭ, современному состоянию радиационной обстановки с учетом требований отечественных и международных документов по оценке и обоснованию радиационной безопасности человека и окружающей среды, формированию общественного понимания радиоэкологического воздействия предприятий атомной отрасли.

В разделе 1 представлены закономерности формирования естественного и техногенно измененного радиационного фона, продемонстрированы диапазон изменений фоновых параметров и возможные механизмы его локальных особенностей, с которыми, как правило, приходится сталкиваться на практике работникам атомной отрасли.

В разделе 2 представлены данные многолетнего мониторинга радиоэкологической обстановки в регионах расположения предприятий атомной отрасли: предприятий по добыче урана, радиохимических комбинатов, АЭС с различными типами ядерных реакторов (ВВЭР, РБМК, БН).

В разделе 3 рассмотрены особенности общественного восприятия экологического воздействия ОИАЭ.

Специфика данной книги состоит в том, что авторы попытались систематизировать информацию о действии некоторых факторов на окружающий мир, сосредоточившись преимущественно на радиационном факторе. Цель показать значимость радиационного фактора среди других экологически значимых воздействий на человека и окружающую среду достигалась различными средствами, включая аналитические методы и качественный анализ. С точки зрения обозначенной выше проблемы, проведенный нами анализ еще достаточно узок, но авторы надеются, что выполненный ими труд является шагом, сделанным в направлении решения вопросов обеспечения биосферного благополучия.

1. ФОНОВЫЕ ПАРАМЕТРЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ

В данной работе под радиоэкологической обстановкой будет пониматься совокупность параметров, характеризующих степень радиоактивного загрязнения природных сред и уровни воздействия ионизирующего излучения на человека и объекты живой природы. Такое понимание предмета тесно связано с появившейся в XX веке новой научной дисциплиной — радиоэкологией. В рамках радиоэкологии в настоящее время рассматриваются следующие основные параметры, характеризующие радиационную обстановку исследуемой территории:

1. Естественный радиационный фон.
2. Техногенно измененный радиационный фон, обусловленный:
 - загрязнением биосферы от испытаний ядерного оружия, радиационных аварий и прошлой деятельности;
 - поступлением радиоактивных веществ в окружающую среду в результате деятельности предприятий атомной отрасли в рамках установленных допустимых выбросов и сбросов;
 - поступлением радиоактивных веществ в окружающую среду в результате деятельности организаций, использующих радиоактивные вещества;
 - поступлением радиоактивных веществ естественного происхождения в среду обитания при добыче полезных ископаемых и другой деятельности человека.
3. Облучения за счет медицинских процедур.

При оценке уровней и эффектов действия радиации на человека необходимо учитывать дозы медицинского облучения.

Исследования вышеназванных параметров радиационной обстановки методологически построены на:

- измерениях концентраций радионуклидов в различных средах и в объектах живой природы;
- анализе их изменчивости, расчетах уровней воздействия (дозовые нагрузки на различные объекты живой природы и человека);
- прогнозе последствий радиационного воздействия с использованием достижений экологии, биологии и эпидемиологии.

При изучении миграции операционными величинами являются количество вещества, выраженное в единицах активности — беккерелях, а также концентрации радиоактивных веществ в природных и антропогенных средах.

При изучении собственно воздействия основной операционной величиной является поглощенная в веществе энергия излучения, выражаемая в единицах грей (Гр). Общепринятое название этой величины в радиобиологии и радиоэкологии — «поглощенная доза». Именно эту величину с учетом скорости потерь ионизирующей

щей энергии в веществе¹ и сопоставляют с наблюдаемыми биологическими эффектами, такими как регистрируемые цитогенетические эффекты, заболеваемость, сокращение жизни — на организменном уровне или репродуктивность, плотность популяции вида-индикатора, биоразнообразие и др. — на популяционном и экосистемном уровнях. В целом значение и роль радиационного фактора в эволюционном плане изучаются на различных уровнях организации живой материи, включая и биосферный уровень.

Рассмотрим последовательно отдельные параметры радиационной обстановки и их значимость на планете, территории России и локально в районах расположения предприятий атомной отрасли.

1.1. Естественный радиоактивный фон

Естественный радиационный фон постоянно присутствует в биосфере. В. И. Вернадский отмечал огромную роль радиоактивности элементов в эволюции и существовании биосферы [1].

Естественная радиоактивность биосферы обусловлена космическими лучами галактического (GCR) и солнечного (SCR) происхождения и радиоактивными изотопами (нуклидами) — *естественными радионуклидами*, содержащимися в земной коре, в атмосфере и гидросфере.

1.1.1. Космические лучи

Космические лучи (GCRs), приходящие на нашу планету из глубокого космоса, состоят из электронной (2 %) и нуклонной (98 %) компонент, причем 85,5 % второй компоненты приходится на протоны и 12 % на α -частицы, и только около 1 % на все остальные нуклоны от лития до урана [2]. Энергетический спектр этих частиц изменяется от 10^8 до 10^{20} эВ [3].

Космические лучи (SCRs) в основном (на 99 %) состоят из протонов с энергией до 10^8 эВ, только небольшая их часть обладает большей энергией. Потоки космических частиц и их энергетический спектр зависят от солнечной активности.

Магнитное поле Земли захватывает часть протонов и электронов, образуя так называемые радиационные пояса Ван Аллена (рис. 1.1), хотя американский исследователь Ван Аллен открыл только внутренний пояс [4], а открывателями внешнего радиационного пояса по данным «ИСЗ-2» и «ИСЗ-3» были советские ученые С. Н. Вернов и А. Е. Чудаков [5].

Внутренний пояс — это высоты от 3 до 12 тыс. км над поверхностью Земли, а внешний — от 18 до 57 тыс. км. Внутренний пояс состоит главным образом из протонов, а внешний — из электронов. В пересчете на эквивалентную дозу на кожу во внутреннем поясе интенсивность излучения может достигать десятков зивертов

¹ Для количественного выражения используют коэффициент качества ионизирующего излучения, который отражает потерю энергии на единицу длины проникновения в биологическую ткань. Произведение поглощенной дозы на соответствующий коэффициент качества называют эквивалентной дозой, измеряемой в зивертах (Зв). В дозиметрических оценках также широко используется понятие эффективной дозы, отражающей суммарный эффект облучения органов и тканей организмов, также измеряемой в зивертах.

в сутки, а при нахождении во внешнем поясе — нескольких тысяч зивертов [3]. Исследования этого феномена продолжаются.

На уровне земли доминирующей компонентой космических лучей являются мюоны с энергией от 1 до 20 ГэВ. Их вклад в поглощенную дозу в воздухе составляет около 80 %, остальные 20 % дозы формируются за счет электронов. Средняя величина поглощенной в воздухе дозы на уровне моря составляет 31 нГр/ч, или в пересчете на годовую эффективную дозу для человека — 0,27 мЗв/год. Величина этой дозы зависит от высоты над уровнем моря (z). Для практических оценок этой зависимости можно воспользоваться соотношением [6]

$$\dot{E}(z) = \dot{E}(0) \left[0,21e^{-1,649z} + 0,79e^{-0,4528z} \right]. \quad (1.1)$$

Небольшой вклад в поглощенную дозу дают и нейтроны, образовавшиеся в верхних слоях атмосферы под воздействием высокоэнергетических протонов. Эквивалентная доза на уровне моря от нейтронов на широте 50° оценивается величиной в 9 нЗв/ч. А средневзвешенная по населению планеты доза от нейтронов оценивается величиной 5,5 нГр/ч, или в пересчете на годовую эффективную дозу для человека — 0,048 мЗв/год [7].

1.1.2. Естественные радионуклиды

Естественные радионуклиды образовались:

- в результате нуклеосинтеза еще при возникновении Земли и не распались до настоящего времени (примордиальные радионуклиды). Тяжелые элементы (тяжелее Fe), образованные в результате взрывов нейтронных звезд, были занесены на Землю другими космическими телами [8, 9]. Периоды полураспада примордиальных нуклидов сопоставимы с возрастом Земли;
- в результате постоянно идущих в атмосфере ядерных реакций под воздействием первичных и вторичных космических лучей, а частично также в литосфере и в метеоритах (космогенные радионуклиды). Например, $^{14}\text{N}(n,p)^{14}\text{C}$, $^{14}\text{N}(n,^3\text{H})^{12}\text{C}$.

Всего насчитывается более 70 естественных нуклидов (от ^3H до ^{247}Cm). Некоторые из них весьма серьезные долгожители, их период полураспада на много порядков превосходит оценку возраста нашей Вселенной. Так, период полураспада ^{76}Ge составляет не менее $8 \cdot 10^{24}$ лет. То есть с предполагаемого момента образования нашего мира из каждых 1 000 000 000 000 000 атомов ^{76}Ge распались пока только два атома.

Из космогенных радионуклидов основной вклад в естественную радиоактивность вносят тритий ^3H (общий запас в биосфере — $1,3 \cdot 10^{18}$ Бк) и ^{14}C (общее содержание — $1,3 \cdot 10^{19}$ Бк).

Годовое производство основных радионуклидов, образованных первичным космическим излучением, и общее накопление их в тропосфере² приведены в таблице 1.1 [7].

² Самый близкий к Земле слой атмосферы — тропосфера, ее толщина над полюсами 7-8 км, над экватором 16-18 км, высота верхней границы меняется в зависимости от характера поверхности Земли, атмосферных процессов, теплового состояния воздуха, а также от суточных и годовых изменений. Объем тропосферы принят равным $3,62275 \cdot 10^{18}$ м³.

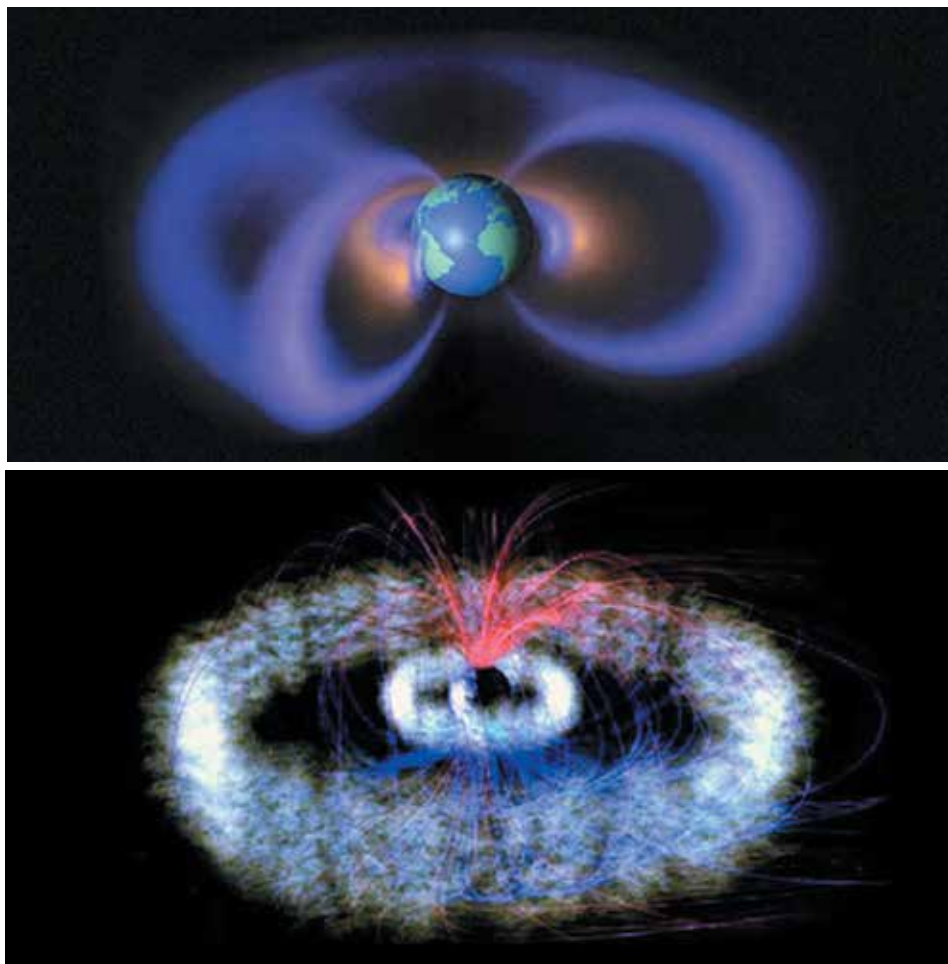


Рис. 1.1. Радиационные поля вокруг Земли

Существенную роль в формировании естественного радиационного фона играют примордиальные радионуклиды. Их запасы на нашей планете были впервые оценены В. И. Вернадским в 1937 году. В своем докладе «О значении радиогеологии для современной геологии» Владимир Иванович дал весовое количество отдельных изотопов в планете Земля и количество теплоты, генерируемое ими в результате естественного распада.

Радиогенное тепло. Существуют два основных источника тепловой энергии Земли: радиогенное тепло и первичное тепло, сохранившееся в Земле со времени ее формирования. Для большинства блоков континентальной земной коры вклад радиогенного тепла составляет от 40 до 70 %. Для тектонически активных областей, обладающих нестационарным тепловым полем, основной вклад дает первичное тепло — 60-80 % [10]. Согласно современным оценкам, поток тепла от Земли в космос составляет $44,2 \pm 1,0$ ТВт, из которых на долю ^{232}Th и ^{238}U приходится большая часть, а на долю ^{40}K — примерно 4 ТВт [11]. Для сравнения: установленная

Таблица 1.1. Годовое производство и концентрация некоторых естественных радионуклидов в тропосфере Земли [7]

Радионуклид	Годовое производство, ПБк/год	Общее содержание, ПБк	Концентрация в тропосфере, мБк/м ³
³ H	72	1275	1,4
⁷ Be	1960	413	12,5
¹⁰ Be	0,000064	230	0,15
¹⁴ C	1,54	12750	56,3
²² Na	0,12	0,44	0,0021
²⁶ Al	0,000001	0,71	1,5·10 ⁻⁸
³² Si	0,00087	0,82	0,000025
³² P	73	4,1	0,27
³³ P	35	3,5	0,15
³⁵ S	21	7,1	0,16
³⁶ Cl	0,000013	5,6	9,3·10 ⁻⁸
³⁷ Ar	31	4,2	0,43
³⁹ Ar	0,074	28,6	6,5
⁸¹ Kr	1,7·10 ⁻⁸	0,005	0,0012

мощность всех электростанций мира составляет чуть более 5 ТВт, т. е. на порядок меньше потока энергии, выделяемой всеми примордиальными радионуклидами. Оценки эти достаточно условны и до настоящего времени у разных авторов можно встретить разные величины. Во многом это происходит из-за отсутствия надежных экспериментальных данных о распределении примордиальных радионуклидов на различных глубинах.

Для лучшего понимания роли радиоактивных элементов в эволюции и жизни биосферы полезно остановиться на таких значимых для протекания жизненных процессов радионуклидах, как ³H, ¹⁴C и ⁴⁰K. Для удобства последующих сравнений при рассмотрении глобальных процессов будем в основном использовать единицу измерения активности петабеккерель (ПБк): 1 ПБк = 1·10¹⁵ Бк.

Тритий. Тритий ³H представляет собой сверхтяжелый изотоп водорода с периодом полураспада 12,3 лет, распадающийся с испусканием β-частиц с максимальной энергией 18,6 кэВ (средняя энергия 5,7 кэВ). Его поведение в окружающей среде похоже на поведение водорода. Ядро трития состоит из одного протона и двух нейтронов. Удельная активность трития равна 360 ТБк/г, 1 г водорода содержит в среднем 3 млн атомов трития. Это соответствует удельной активности водорода 5,3 Бк/кг. Соединяясь с кислородом воздуха, тритий образует оксиды НТО и Т₂О. Различают следующие физико-химические формы трития: газообразный тритий, тритированная вода, органические соединения трития. Большая масса трития ³H по сравнению с протием (¹H) обуславливает некоторые различия в течении физико-химических и биологических процессов вследствие изотопного эффекта. В настоящее время в биосфере Земли присутствует тритий как естественного, так и антропогенного происхождения.

Тритий отличается от других радиоизотопов малым пробегом β -частиц, который значительно меньше размеров клетки (средняя длина пробега частиц трития в мягкой ткани от 0,5 до 2 мкм; для сравнения: у ^{32}P — 8000 мкм). Тритием преимущественно облучаются те структуры клеток и тканей, которые содержат изотоп или находятся в близком соседстве с атомами трития. Считается (но не доказано), что мягкий β -излучатель, тритий, в 2-3 раза эффективнее жестких β -излучателей. Токсический эффект трития усугубляется тем, что при распаде его атомы превращаются в атомы инертного элемента гелия, который выпадает из соответствующей водородной связи и разрушает ее. Окись трития менее токсична, чем тритированные органические соединения. Последние связываются с органическими структурами ткани и надолго задерживаются в ней, облучая радиочувствительные части клеток.

Существование трития было установлено при получении искусственного изотопа водорода в результате реакции «дейтерий-дейтерий» с использованием ускорителя частиц [12]. Тритий природного происхождения был впервые обнаружен в 1950 году в процессе анализа смеси газов He-Ne, образующейся при заводском производстве жидкого воздуха в Гамбурге [13], а затем и в тяжелой воде [14].

Потенциальная значимость трития обусловлена увеличением его содержания в биосфере в результате использования атомной энергии, высокой скоростью включения в биосферные процессы, возможностью ассимиляции в генетические структуры организмов и оказания на них воздействия вследствие локального облучения бета-частицами и эффекта трансмутации [15].

В природных условиях тритий образуется в основном в атмосфере в результате взаимодействия нейтронов и протонов космического излучения с ядрами азота, кислорода и аргона, а также в гидросфере и литосфере при взаимодействии космических частиц с литием, дейтерием и бором. Около 99 % общего количества природного трития превращается в тритированную воду и участвует в глобальном круговороте воды (таблица 1.2 [16, 19]). При этом 65 % трития содержится в Мировом океане, 27 % — на земной поверхности и в биосфере, около 8 % — в атмосфере [16].

До начала испытаний термоядерного оружия (1954 год) концентрация трития в воде океана соответствовала примерно 1 атому трития на 10^{18} атомов водорода. Эта величина названа тритиевой единицей (1 Т. Е. равна 0,12 Бк/л). Среднее содержание естественного трития в континентальных поверхностных водах составляет 0,2-1 Бк/л [17, 18].

Содержание трития в атмосферных осадках до термоядерных испытаний составляло: в Чикаго в 1952 году — 1,6 Бк/л [20], в ледниках Гренландии в 1925-1950 годах — 7,2 Бк/л [21], во льдах Антарктиды в 1929-1942 годах — 2,2-5,5 Бк/л [22].

В результате термоядерных взрывов содержание трития в атмосфере многократно увеличилось. Среднее время пребывания трития в стратосфере оценивается в 1 год. После поступления в тропосферу тритий активно включается в гидрологический цикл. Основным депо хранения антропогенного трития и в настоящее время является мировой океан. Всего за время термоядерных испытаний образовалось $2,4 \cdot 10^{20}$ Бк трития, большая часть которого (около 90 %) поступила в Северное полушарие [16].

Сразу после первых испытаний 1954 года содержание трития в воде повысилось до 60 Бк/л и в дальнейшем изменялось в зависимости от проведения термоядерных взрывов. После прекращения термоядерных испытаний в атмосфере в 1962 году наблюдалось экспоненциальное снижение концентрации трития в атмосфере и гидросфере [23, 24].

Таблица 1.2. Данные об образовании и распределении трития естественного происхождения [16, 19]

Характеристика нуклида	Тритий
Период полураспада	12,3 года
Число атомов, образующихся в единицу времени на единицу площади земной поверхности, атом/(см ² с): в тропосфере во всей атмосфере	0,084 0,25
Суммарная активность, ПБк	1300
Распределение по отношению к суммарной активности, %: стратосфера тропосфера поверхность Земли и биосфера верхние перемешивающиеся слои океана глубокие слои океана	6,8 0,4 27,8 35 30
Концентрация в поверхностных водах около континентов, Бк/л	0,2-1
Концентрация в атмосферных осадках, Бк/л	1,6-7,2

Практически все термоядерные испытания проводились в северном полушарии. Концентрация трития в осадках северного полушария в период испытаний была намного выше. Например, в 1958-1959 годах осадки континентальных участков северного полушария имели среднее значение трития около 120 Бк/л, а в 1963 году — около 600 Бк/л [25]. В южном полушарии в 1963 году средняя удельная активность трития в осадках составляла 1,8 Бк/л. К 1969 году разница концентраций трития в атмосферных выпадениях в обоих полушариях практически сгладилась, т. е. за 6-8 лет после прекращения термоядерных испытаний произошло перемешивание влаги в стратосфере северного и южного полушарий.

Концентрация трития в атмосферных осадках оказалась различной для разных географических зон с тенденцией уменьшения к экватору. Отмечен континентальный эффект в содержании трития в осадках: для одного и того же широтного пояса концентрация трития растет по мере движения вглубь континента. Это связано с обогащением атмосферной влаги континентальных участков, удаленных от побережья океана, тритием стратосферного происхождения [24]. Установлено, что концентрация трития в осадках увеличивается и с высотой местности. Отмечены сезонные вариации в выпадениях трития с атмосферными осадками. Как правило, максимум выпадений приходится на весенне-летний период [24, 26].

В СССР и России получены обширные экспериментальные данные (с 1970 года по настоящее время) о загрязнении тритием природных вод, рассчитаны выпадения трития с атмосферными осадками, оценен его сток в окружающие моря. Установлена устойчивость пространственного распределения среднегодовых концентраций глобального трития в атмосферных осадках с аппроксимацией меридионального распределения линейной зависимостью, а широтного — экспоненциальной зависимостью, на которую накладывается максимум в поясе широт 52-62° с. ш. (рис. 1.2).

Показано, что среднегодовые концентрации глобального трития в речных водах в основном определяются его концентрациями в осадках над водосборной площа-

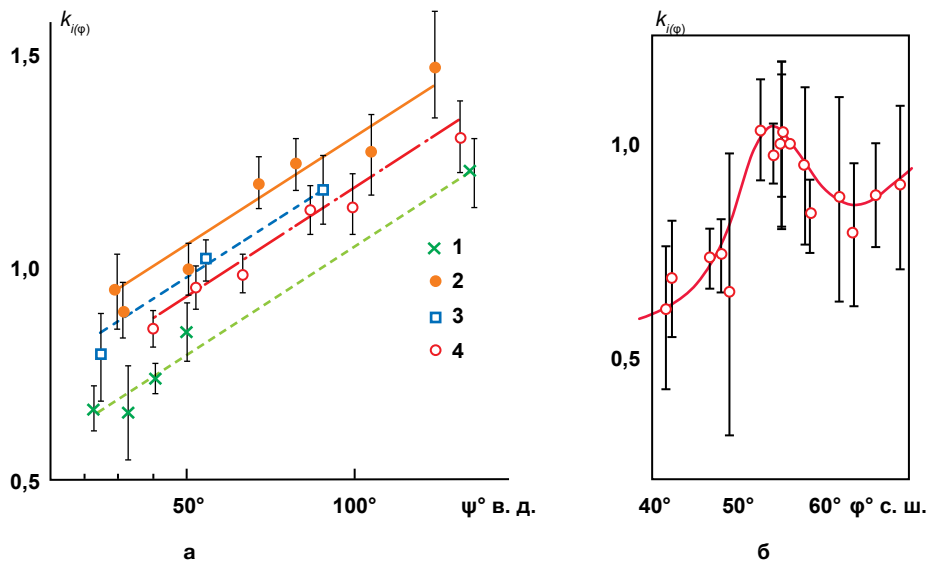


Рис. 1.2. Распределение относительных концентраций трития в атмосферных осадках:
а — меридиональное распределение для узких широтных поясов,
б — широтное распределение на долготе Москвы

дью реки. Около 70 % трития, выпавшего с атмосферными осадками на территорию нашей страны, стекает в моря Северного Ледовитого океана [27].

В 1975 году плотность атмосферных выпадений трития на территории Союза Советских Социалистических Республик (СССР) в среднем составляла 6,7 ГБк/км² [19]. В 2002-2005 годах годовые выпадения трития на территории Российской Федерации (РФ) стабилизировались на уровне 1,4 ГБк/км², обусловленном тритием естественного происхождения [24].

Также как и для атмосферных осадков, концентрация трития в поверхностных водах при прочих равных условиях возрастает при движении вглубь континентов. Уровни его содержания в водах открытого океана существенно ниже, чем в водах замкнутых морей, озер и рек континентов. В глубоководных водоемах наибольшая концентрация трития обнаружена в поверхностных слоях воды, наиболее связанных с атмосферными выпадениями. Максимальный уровень трития для рек умеренных широт северного полушария отмечен в 1964 году — около 200 Бк/л. Затем содержание трития в воде стало снижаться с периодом полууменьшения 3-3,6 лет [28]. В настоящее время среднее содержание трития в реках России составляет 2-3 Бк/л [24, 29-43].

Основными источниками техногенного трития при использовании ядерной энергии являются выбросы АЭС и предприятий по переработке облученного ядерного топлива.

Общее количество трития, образующегося на АЭС, определяется типом реактора, его параметрами, режимом эксплуатации и материалами, примененными в конструкции реактора.

Усредненные выбросы трития для реакторов PWR (ВВЭР) приблизительно оцениваются в 2,4, BWR — 1,4, GCR — 5, FBR — 50 ТБк/(ГВт-год) [3]. Для РБМК в ра-

боте [44] выброс трития оценивается величиной 0,6-3,9 ТБк/(ГВт·год), а по более ранним данным [45] — более высокой величиной 22 ТБк/(ГВт·год). Наиболее высокие величины выбросов трития в атмосферу имеют место для реакторов на тяжелой воде (HWR) — 330-870 ТБк/(ГВт·год). Наибольшие значения сбросов трития в гидросферу имеют место для реакторов GCR — 120-400 ТБк/(ГВт·год) и HWR — 340-820 ТБк/(ГВт·год). На АЭС с реакторами ВВЭР сбросы трития в гидросферу составляют в среднем 20-25 ТБк/(ГВт·год), РБМК — 0,2 ТБк/(ГВт·год) [3, 44].

По оценкам Научного комитета Организации Объединенных Наций по действию атомной радиации (НКДАР ООН) [7] около 3 % образовавшегося в реакторах PWR трития переходит в жидкие радиоактивные сбросы, и около 0,3-0,4 % выбрасывается в атмосферу. В тяжеловодных реакторах выбросы в атмосферу и гидросферу сопоставимы между собой и составляют 2-3 % от образующегося трития. Для реакторов BWR в атмосферу и гидросферу выбрасывается 0,1-0,2 % образующегося трития. Для реакторов GCR водные сбросы значительно превышают величину выбросов в атмосферу, а для реакторов FBR и РБМК величина выбросов в атмосферу превышает сбросы в гидросферу.

В таблице 1.3 приведены обобщенные данные о динамике выбросов трития в атмосферу и сбросах в гидросферу для АЭС с разными типами реакторов [3]. Из представленных данных следует, что с 1985-1990 годов величины выбросов и сбросов трития остаются примерно на одном уровне, зависящем от типа реактора.

Общее поступление техногенного трития в окружающую среду от объектов ядерного топливного цикла (ЯТЦ) (АЭС и радиохимических предприятий) оценивается величиной $4,2 \cdot 10^{17}$ Бк [7] с основным вкладом выбросов АЭС. Это примерно в 3 раза меньше активности природного трития и в 600 раз меньше величины техногенного трития, поступившего в биосферу при термоядерных испытаниях.

Человек и объекты живой природы подвергаются воздействию трития, поступающего в организм в виде газа (НТ) и преимущественно в виде окиси трития (НТО). При вдыхании газообразного трития в организме задерживается менее 0,01 % от содержания его в воздухе, так как растворимость НТ в жидкостях тела невелика. Кроме того, он быстро выводится из организма. Поэтому вклад газообразного трития в общий тритиевый фонд организма весьма невелик по сравнению с НТО.

Тритий поступает в тело человека при заглатывании пищи и воды, путем обмена через кожу и легкие и при вдыхании воздуха, насыщенного парами трития. При всех способах поступления тритий легко проникает в плазму крови и приходит в равновесие со всеми жидкостями тела. Поступление трития в плазму через легкие происходит в течение секунд, а через кожу и желудочно-кишечный тракт — нескольких минут. Скорость наступления равновесия в различных тканях зависит от сосудисто-проводящей системы и значительно ниже в жире и костях по сравнению с мягкими тканями. Но для организма в целом можно считать, что при любом способе введения спустя 1-2 часа устанавливается практически полное равновесие поступившей в организм воды [46]. Выводится тритий из организма достаточно быстро. Выведение трития из организма человека может быть аппроксимировано трехкомпонентной моделью с периодами полувыведения 9, 30 и 450 дней [47]. Быстро выводимые фракции соответствуют той части изотопа, которая находится преимущественно в свободной воде тканей (TFWT³). Медленно выводимый три-

³ TFWT — Tissue Free Water Tritium.

Таблица 1.3. Обобщенные оценки выбросов и сбросов трития на АЭС с различными типами реакторов в 1970-2002 годах, ТБк/(ГВт·год)

Выбросы	Годы	PWR	BWR	GCR	HWR	FBR	РБМК*	Всего**
Атмосфера	1970-1974	5,4	1,8	9,9	680	96	2-22	48
	1975-1979	7,8	3,4	7,6	540	96	2-22	38
	1980-1984	5,9	3,4	5,4	670	96	2-22	44
	1985-1989	2,7	2,1	8,1	690	44	2-22	40
	1990-1994	2,3	0,94	4,7	650	49	2-22	36
	1995-1997	2,4	0,86	3,9	330	49	2-22	16
	1998-2002	2,1	1,8	3,3	874	49	2-22	43
Гидросфера	1970-1974	11	3,9	9,9	180	2,9	0,2	19
	1975-1979	38	1,4	25	350	2,9	0,2	42
	1980-1984	27	2,1	96	290	2,9	0,2	38
	1985-1989	25	0,78	120	380	0,4	0,2	41
	1990-1994	22	0,94	220	490	1,8	0,2	48
	1995-1997	19	0,87	280	340	1,7	0,2	38
	1998-2002	20	1,8	402	817	1,7	0,2	59

* Оценки по данным работ [44, 45].

** Средневзвешенное значение, рассчитанное с учетом доли электроэнергии, вырабатываемой АЭС с различными типами реакторов.

тий обменный и необменный органически связанный тритий (E-ОВТ и NE-ОВТ⁴) входят в органические структуры тела. На различных животных показано, что 98-99 % трития, введенного в организм в виде НТО, поступает в водную фазу и лишь 1-2 % — в тканевые структуры. Однако относительно органически связанного трития таких данных нет.

Следует отметить, что тритий в виде НТО не концентрируется в почвах, донных отложениях водоемов и тканях организмов. А органически связанный тритий — ОВТ, как отмечает целый ряд исследователей [48-54], в отдельных регионах (например, Средиземном и Балтийском морях) и в различных компартментах⁵ (водные растения, долгоживущие растения или с медленным метаболизмом, почвы и отложения) может показывать значительно более высокие концентрации ОВТ, чем ожидалось, что свидетельствует об удержании трития.

Наземная и водная биомасса, почвы и отложения представляют собой компартменты, в которых хранится органическое вещество, а следовательно, среду, в которой сохраняется органически связанный тритий. Содержание органических веществ в почвах и отложениях, как правило, низкое, и в большинстве случаев ОВТ не накапливается в этих компонентах в больших количествах. Однако ожидается, что ОВТ будет сохраняться в них в течение десятилетий в зависимости от скорости разложения органических соединений. Это подразумевает, что почвы и отложения могут использоваться в качестве индикатора в окружающей среде для выявления прошлых загрязнений трития. Перенос запасов ОВТ в почвах и отложениях в вод-

⁴ E-ОВТ — Exchangeable Organically Bound Tritium, NE-ОВТ — Non Exchangeable Organically Bound Tritium.

⁵ Условное разделение природной среды на составляющие — компартменты, к которым прибегают при моделировании поведения примеси в природных условиях.

ный цикл во время производства НТО посредством биологической деградации органических соединений, а затем потенциально к живым организмам пока не установлен.

Концентрации ОВТ в живых организмах в морской среде объясняются различными физико-химическими формами, присутствующими в этой экосистеме (растворенные органические молекулы, детритовые или свежие органические частицы и мелкие техногенные частицы), поглощение тритированного фитопланктона является гораздо более распространенным путем поглощения, чем поглощение из воды.

Кроме того, наблюдения во Франции выявили наличие аэрозольных форм в атмосферном компартменте и техногенных форм (тритированных органических субмикрочастиц) в акваторическом компартменте [55]. Предполагается, что тритированные наночастицы различных видов также будут получены в результате определенных будущих процессов (ITER или на конкретных ядерных установках, таких как установка SRBT в Канаде).

Коллективная доза облучения населения Земли от выбросов и сбросов трития АЭС оценивается в 35 чел.-Зв, а от предприятий по переработке ОЯТ — в 4,3 чел.-Зв [3]. В настоящее время техногенный тритий глобальных выпадений и выбросов ядерных объектов не представляет радиологической опасности для живых организмов, включая человека, но может служить важным маркером как в технологических, так и в природных процессах.

До XXI века основное производство трития было связано с военно-промышленным комплексом, на гражданские нужды шло не более 20 % произведенного нуклида [56]. В новом тысячелетии наблюдается крен в сторону большого гражданского использования трития. Одновременно идет ужесточение национальных норм относительно концентрации трития в питьевой воде. Так, до 1994 года в Канаде предельная концентрация трития в питьевой воде составляла 40 кБк/л, а после и до настоящего времени федеральный предел снизился до 7 кБк/л. В России УВ для трития 7,6 кБк/л, т. е. близок к установленному в Канаде. В Соединенных Штатах Америки (США) предельный уровень составляет 740 Бк/л [57], исходя из максимальной дозы для населения 40 мкЗв/год от питьевой воды. Еще более жесткие нормы установил Европейский союз — 100 Бк/л [58]. Впрочем, вопрос нормирования радионуклидов заслуживает отдельного рассмотрения.

Углерод-14. Углерод-14 (^{14}C) представляет собой радиоактивный изотоп углерода с периодом полураспада 5730 лет, распадающийся с испусканием β -частиц с максимальной энергией 155 кэВ (средняя энергия 49,3 кэВ). Его поведение в окружающей среде похоже на поведение углерода, играющего ключевую роль в биогеохимических процессах в биосфере. В естественных условиях ^{14}C образуется в результате взаимодействия нейтронов космического происхождения с атомами земной атмосферы. Источником техногенного ^{14}C стали испытания ядерного оружия, а также деятельность предприятий ядерного комплекса (таблица 1.4 [3, 59, 60]).

Основная часть природного ^{14}C находится в наземной среде. Суммарное поступление ^{14}C в результате атмосферных испытаний ядерного оружия соизмеримо с его природными запасами в атмосфере. Вклад выбросов объектов ядерной энергетики в общие запасы техногенного ^{14}C составляет около 0,1 %. Тем не менее вследствие экологической значимости, накопления в объектах живой природы и большой величины периода полураспада этому радионуклиду уделяется повышенное внимание.

Таблица 1.4. Оценки содержания природного и техногенного ^{14}C в окружающей среде [3, 59, 60]

Компонент	Содержание ^{14}C
Природный	
Образование в верхней атмосфере, ПБк/год	1-1,4
Запасы в атмосфере, ПБк	140-220
Наземная среда, ПБк	8360-11500
Суммарные запасы	8500-11700
Техногенный	
Атмосферные испытания ядерного оружия, ПБк	213-249
Выбросы АЭС и предприятий по переработке ОЯТ, ПБк/год	0,26
Суммарные запасы, ПБк	213-249

О роли ^{14}C в облучении человеческой популяции писал еще А. Д. Сахаров [61]. Андрей Дмитриевич Сахаров предсказал, что от радиоактивности ^{14}C , выделенного при взрыве одной водородной бомбы мощностью в одну мегатонну (0,86 ПБк/Мт), от рака, генетических нарушений и других болезней пострадает около десяти тысяч человек. Сам А. Д. Сахаров пишет, что в этой статье преследовалась главным образом политическая цель, и поэтому присутствовал элемент некоторой односторонности [62]. Количественные оценки, выполненные А. Д. Сахаровым, подробно разобранные в публикации, выпущенной к 50-летию выхода статьи [63], не принципиально отличаются от современных, а в отношении некоторых его выводов нельзя не отметить глубокую прозорливость ученого. Так, «на кончике пера» он рассчитал суммарный риск действия радиации на организм человека, почти совпадающий с современными оценками этого показателя, — 0,06 случая на 1 Зв [64]. Но далее, умножая фантастически малую с точки зрения реального риска на здоровье человека вероятность ($4,8 \cdot 10^{-11}$ случаев смерти на 1 Мт термоядерного взрыва в атмосфере) на огромную суммарную численность всего населения Земли за 57 000 последующих лет, он получил ту весомую цифру потерь, которая могла подействовать на общественное сознание. Можно было, как это делал и сам А. Д. Сахаров, сослаться на политическую составляющую такого вывода и больше об этом не говорить, но и сегодня его прием в оценке последствий продолжает играть заметную роль при обсуждении различных проблем развития атомной отрасли. И это при том, что средняя доза облучения человека за счет выбросов ^{14}C всеми ядерными установками за 50-летнюю историю мирного использования атомной энергии составляет 0,06 мкЗв/год, что на четыре порядка меньше среднегодовой дозы от природного фона [63]. ^{14}C , его наработке при использовании разных технологий и миграции в биосфере посвящено немало исследовательских работ, среди которых можно порекомендовать отечественную монографию [59].

В таблице 1.5 приведены обобщенные данные о динамике выбросов ^{14}C в атмосферу и сбросах в гидросферу для АЭС с разными типами реакторов [3]. Из представленных данных следует, что с 1985-1990 годов величины выбросов ^{14}C в атмосферу остаются примерно на одном уровне, зависящем от типа реактора.

Таблица 1.5. Обобщенные оценки выбросов ^{14}C на АЭС с различными типами реакторов в 1970-2002 годах, ТБк/(ГВт-год)

Годы	PWR	BWR	GCR	HWR	FBR	РБМК	Всего*
1970-1974	0,22	0,52	0,22	6,3	0,12	1,3	0,71
1975-1979	0,22	0,52	0,22	6,3	0,12	1,3	0,70
1980-1984	0,35	0,33	0,35	6,3	0,12	1,3	0,74
1985-1989	0,12	0,45	0,54	4,8	0,12	1,3	0,53
1990-1994	0,22	0,51	1,4	1,6	0,12	1,3	0,46
1995-2002	0,22	0,53	1,3	1,2	0,12	1,3	0,39

* Средневзвешенное значение, рассчитанное с учетом доли электроэнергии, вырабатываемой АЭС с различными типами реакторов.

Выбросы ^{14}C в атмосферу для реактора мощностью 1 ГВт составляют для PWR, ВВЭР, BWR, FBR 0,12-0,53 ТБк в год, а для реакторов GCR, HWR, РБМК несколько выше, 1,2-1,3 ТБк в год. Коллективная доза от выбросов ^{14}C всеми АЭС мира оценивается в 28 чел.-Зв, а от выбросов и сбросов предприятий по переработке отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) в 117 чел.-Зв [3]. Это значительно ниже, чем коллективная доза от природного радиационного фона (17,6 млн чел.-Зв).

Вместе с тем следует отметить интерес, который проявляют исследователи к экосистемам, в которых имеются локальные источники ^{14}C и ^3H . При этом отмечаются существенные нарушения равновесия в живых организмах для $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ [65] и $^3\text{H}/\text{H}$ [52, 66-68].

Калий-40. В биосфере Земли радиоактивный калий-40 ^{40}K по весу занимает 3-е место среди радиоактивных элементов (после ^{232}Th и ^{238}U)⁶ — примерно $8,5 \cdot 10^{18}$ г, а по активности — первое. 1 г естественной смеси чистого калия содержит примерно 30 Бк⁷ изотопа ^{40}K .

В земной коре (верхней, наиболее изученной ее части) содержится с учетом точности оценки примерно $2,05 \cdot 10^{10}$ ПБк.

Заметим также, что, по-видимому, большая часть радиоактивного калия сосредоточена в верхней части планеты. Это подметил еще в 1906 году своими расчетами Р. Д. Стретт (лорд Рэлей), который показал, что если бы такая же концентрация радиоактивных веществ наблюдалась и в земных глубинах, то планета обладала бы несравненно большей температурой, чем наблюдаемая (цитируется по работе [1]). Но какая-то доля калия присутствовала и в момент формирования Земли.

2,5 млрд лет назад⁸ изотопа ^{40}K в верхней части Земли было в 4 раза больше, и, соответственно, его распад сопровождался в 4 раза большим выделением теплоты. Эта величина в тепловом балансе планеты, а следовательно, и для геологической истории (по мнению В. И. Вернадского) могла играть значительную роль. Сегодня, развивая концепцию радиоэквивалентности [69], полезно помнить, что естествен-

⁶ Это связано в первую очередь с достаточно высоким кларком элемента. В естественной смеси изотопов калия 0,0117 % от веса всех изотопов приходится на ^{40}K .

⁷ Если быть более точным, то 30,24 Бк/г естественной смеси чистого калия.

⁸ Примерное время зарождения жизни на планете.

ная убыль только ^{40}K составила за наблюдаемый эволюционный период биосферы 75 %, или применительно только к самой верхней части земной коры около 60 млрд ПБк (в настоящее время в год распадается примерно 11 ПБк ^{40}K). Отметим, что активность предполагаемых захоронений радиоактивных отходов (РАО) пока еще весьма далека от утраченных количеств. Так, например, прогнозируемое накопление высокоактивных РАО (99 % всех РАО по активности) в США к 2020 году составит 1,5 млн ПБк [70]. В России на конец 2010 года было накоплено примерно 1 млн ПБк (0,9 млн ПБк ОЯТ и 0,08 млн ПБк РАО) [71].

Можно предполагать, что к 2020 году суммарное количество РАО на планете составит около 3 млн ПБк, т. е. будет в 20 тысяч раз меньше, чем утрачено только за счет распада ^{40}K . С точки зрения сохранения теплового баланса планеты усилия человека пока еще слишком слабы. Понятно, что геологическая история планеты и история человечества имеют разные масштабы, но не будем забывать и эмпирическое обобщение В. И. Вернадского о том, что человек становится на Земле важной геологической силой [72].

Концентрация калия в различных породах вместе с рядом других радионуклидов представлена в таблице 1.6 [73]. Как видно из данных таблицы 1.6, различия в концентрациях могут достигать порядка величины. Самая большая концентрация ^{40}K , естественно, в очищенном минерале KCl, — около 16 000 Бк/кг.

Таблица 1.6. Концентрация естественных радионуклидов в горных породах и мощность поглощенной дозы в воздухе на расстоянии 1 м от поверхности породы [73]

Тип породы	Концентрация, Бк/кг			Мощность дозы, нГр/ч
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	
Вулканические:				
кислые (граниты)	59	81,4	1000	120
промежуточные (диориты)	22,9	32,6	703	62
мафические (базальты)	11,4	11,1	240	23
ультраосновные (дюриты)	0,37	24,4	148	23
Осадочные:				
известняки	27,8	7,0	88,8	20
карбонаты	26,6	7,8	—	17
песчаники	18,5	11,1	370	32
сланцы	44,4	44,4	703	79

В поверхностных водах в зависимости от солесодержания фоновая концентрация ^{40}K различается до 1,7 тысяч раз от 0,007 Бк/кг для низко минерализованных вод до 12 Бк/кг [74] в океанической воде. В дождевой воде активность калия составляет в среднем 0,26 Бк/кг.

Значительны различия и в почвах, что объясняется как составом почвообразующих пород, так и их промывной способностью. В метровом слое различных почв европейской части России процент содержания калия (на абсолютно сухую навеску) колеблется от 0,23 до 2,64 % (от 70 до 800 Бк/кг), т. е. вариация достигает примерно 10-кратной величины [75]. По России в целом диапазон еще больше — от 90 до

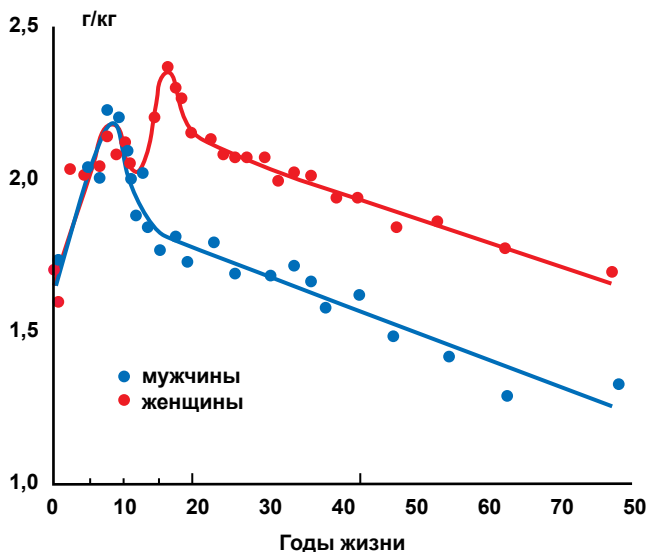


Рис. 1.3. Динамика концентрации калия в организме человека [76]

1400 Бк/кг [73]. В почвах планеты встречаются места, где калия очень мало (Коста-Рика — 6 Бк/кг, Таиланд — 7 Бк/кг) и очень много (Великобритания — 3000 Бк/кг) [7].

В биоте различия в концентрациях жизненно важного элемента в целом примерно такого же порядка, что и в средах обитания. Так, для океанической биоты наблюдается постоянство концентрации калия в различных организмах. В фитопланктоне, зоопланктоне, моллюсках, ракообразных и рыбах содержится 90-100 Бк/кг радиоактивного калия, что объясняется в значительной мере постоянством концентрации элемента в океанической воде (12 Бк/кг). Для наземных обитателей различия связаны как с неравномерностью распределения питательного элемента в почвах, так и во многом с приспособлением в ходе эволюционного развития к его экономному расходованию. Калий является основным внутриклеточным катионом. Его концентрация в клетках в 30 раз выше, чем вне клеток. Кроме того, молодые клетки содержат заметно больше калия, чем старые. В какой мере клетки используют энергию, выделяющуюся при распаде радиоактивного изотопа калия, до настоящего времени не выявлено. Но они ее, вероятно, используют либо для интенсификации биологических процессов, либо для запуска отдельных механизмов апоптоза⁹, либо для того, и для другого.

В организме взрослого человека содержится 120-180 г калия (около 0,23 % от общей массы тела). В стандартном человеке, как принято считать, содержится 4000-5000 Бк ⁴⁰К. Конечно, как и у всех остальных организмов биосферы, удельная активность в молодом возрасте у человека выше, а к старости все больше снижается (рис. 1.3 [76]).

Ежегодно на Земле в продуктах питания циркулирует около 0,2 ПБк ⁴⁰К. С учетом того, что на планете проживает в настоящее время примерно 7,3 млрд человек,

⁹ Апопто́з (др.-греч. ἀπόπτωσης — опадание листьев) — программируемая клеточная смерть, регулируемый процесс самоликвидации на клеточном уровне.

Таблица 1.7. Внешний цикл калия в биосфере

Приход	ПБк/год	Вынос в океан за счет	ПБк/год	Осаждение на дно океана, ПБк/год
Извлечение из литосферы	6,0	Поверхностного стока в океан со взвесьями	8,4	—
Атмосферные осадки	2,0	Поверхностного стока в океан ионов калия	1,8	
Добыча нефти	1,2	Пыль	1,2	
Добыча угля	1,0	—	—	
Добыча калийных солей	1,0	—	—	
Итого	11,2		11,4	

можно ориентировочно оценить количество ^{40}K в производимых продуктах питания, приходящееся на одного жителя в год. Эта величина составит около 27 кБк/год, и она сопоставима с годовым пределом поступления этого изотопа в организм взрослого человека в 24 кБк/год [77]. При поступлении 24 кБк/год ^{40}K расчетная внутренняя доза облучения референтного человека составит 1 мЗв/год. Реальная доза от этого нуклида, как известно, составляет чуть менее 0,2 мЗв/год [7]. Во многом это связано с тем, что в реальном суточном рационе человека содержится существенно меньше калия, чем получается при расчетах, исходя из интегральных количеств. К тому же при возможном избытке поступления механизм гомеостаза позволяет быстро избавляться от лишних количеств элемента.

Структура современного биогеохимического цикла калия в биосфере представлена в таблице 1.7. Для соблюдения примерного баланса мы предположили, что извлечение калия из литосферы живыми организмами составляет приблизительно 6 ПБк/год (при общем равновесном количестве калия в живых организмах около 1000 ПБк).

Как видно из таблицы 1.7, ориентировочные оценки по перемещению калия в наиболее активной зоне биосферы показывают тенденцию к увеличению скорости удаления с суши элемента, несмотря на активное вмешательство человека в последние годы в этот цикл — привнесение в активный оборот примерно 25 % калия. Предварительно можно предположить, что человеческая деятельность увеличила вынос с суши калия и одновременно увеличила приток этого элемента из недр, при этом в случае добычи калийных солей сделала это целенаправленно. Заметим, что запасы калийных солей сегодня оцениваются в диапазоне от 600 до 1000 ПБк при разведанных запасах в 200 ПБк [78].

Распределение естественных радионуклидов в биосфере. Возвращаясь к роли радиоактивных элементов в современной биосфере, приведем еще оценки Н. Ф. Глазовского по распределению ряда веществ в различных частях биосферы, дополнив их данными по радиоактивности (таблица 1.8) [79].

Важным для нашего дальнейшего рассмотрения являются оценки естественных радионуклидов в верхнем слое почвы, с которым до настоящего времени наиболее тесно связана и человеческая жизнь (таблица 1.9) [7].

Радон ^{222}Rn — радиоактивный газ с периодом полураспада примерно 92 ч. Именно этот газ вместе с дочерними продуктами его распада (ДПР) создает основ-

Таблица 1.8. Количество элементов в различных частях биосферы, их активность и кларки элементов в ней

Элемент	Общее количество, г					Среднее содержание (кларк в техносфере)
	Литосфера	Гидросфера	Атмосфера	Живое вещество	Техносфера	
C	$7,7 \cdot 10^{21}$	$3,8 \cdot 10^{19}$	$7,5 \cdot 10^{17}$	$1,2 \cdot 10^{18}$	$7,8 \cdot 10^{21}$	0,2
K	$6,1 \cdot 10^{22}$	$5,4 \cdot 10^{20}$	—	$3,4 \cdot 10^{16}$	$6,2 \cdot 10^{22}$	1,6
U	$7,5 \cdot 10^{18}$	$4,2 \cdot 10^{15}$	—	$n \cdot 10^{11}$	$7,5 \cdot 10^{18}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$
Элемент	Общее количество, ПБк					
C	$2,3 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^4$	$2,3 \cdot 10^2$	360	$2,3 \cdot 10^6$	—
K	$1,8 \cdot 10^9$	$1,6 \cdot 10^7$	—	1000	$1,9 \cdot 10^9$	—
U*	$1,3 \cdot 10^9$	$7,5 \cdot 10^5$	—	20-200	$1,3 \cdot 10^9$	—

* Для урана в равновесии с ДПР примерно 178,7 кБк/(г урана).

Таблица 1.9. Содержание основных естественных радионуклидов в земной коре (верхний слой почвы, взвешенное по населению) [7]

Радионуклид	Средняя мировая концентрация в почве, Бк/кг	Диапазон концентраций в почве, Бк/кг	Оценка общего содержания в 1-метровом слое почвы*, ПБк
^{40}K	420	140-850	75600
^{238}U	33	16-110	5900
^{226}Ra	33	17-60	5900
^{232}Th	45	11-64	8100

* При расчете использовалась вся площадь суши Земли.

ное облучение всех живых организмов, которые дышат воздухом, и в частности человека. Общее количество этого газа в биосфере составляет примерно $9 \cdot 10^7$ ПБк. Большая часть этого газа сосредоточена в земной тверди, там же он распадается и снова образуется при распаде ^{226}Ra . В атмосфере ^{222}Rn значительно меньше — около 5200 ПБк. Но это более чем в 5 раз больше, чем активность ^{137}Cs , образовавшаяся от всех ядерных испытаний.

Разброс концентраций ^{222}Rn в приземном воздухе, почве и воде достаточно велик. Средние концентрации ^{222}Rn в атмосфере над различными участками суши на разных континентах представлены в таблице 1.10.

Наряду со средними значениями в таблице 1.10 представлены результаты измерений в отдельных аномальных районах в Бразилии, Иране и Китае. Средние же значения в приземном воздухе составляют единицы Бк/м³. В жилье концентрации ^{222}Rn примерно на порядок величины выше.

Неравномерность содержания ^{222}Rn в почвах, воде и воздухе хорошо иллюстрирует карта радоноопасности, составленная ведущими российскими специалистами на основе обобщенных аналитических данных по радиогеохимии, радиометрическим наблюдениям и другим материалам, полученным по данным

Таблица 1.10. Средние значения концентрации ^{222}Rn в атмосфере в различных регионах мира

Регион	В воздухе, Бк/м ³ (в скобках диапазон)		В воде**, Бк/л	Ссылка на литературный источник
	на улице	в жилье		
Австрия	7,0	—	1480	[80]
Антарктика	0,3	—	—	[81]
Бразилия	130 (56-280)	204 (50-1046)	—	[82]
Великобритания	3,3	—	—	[16]
Германия	9,0	—	—	[83]
Иран	65 (0-500)	2745 (55-31000)	64 (1-160)	[84]
Испания	10-210	150-1400	—	[85]
Китай*	22-22000	68000-340000	—	[86]
Острова Тихого океана	0,02-0,2	—	—	[16]
Чешская Республика	2-22	442 (10-20870)	—	[87, 88]
Япония	2,1-6,1	—	437	[89]
Канада	—	34, max-1720	—	[88]
Казахстан	—	10, max-6000	—	[88]
Норвегия	—	73, max-50000	—	[88]
Швеция	—	108, max-85000	—	[88]
Германия	—	50, max-10000	—	[88]

* Район Sichuan, Jiangzha.

** Вода минеральных источников.

долговременных наблюдений различными российскими научными институтами (рис. 1.4).

Концентрация ^{222}Rn в приземном воздухе имеет сезонный и суточный ход. В экспериментах TROIA наибольшие приземные концентрации ^{222}Rn (до 75 Бк/м³) обычно наблюдались ночью во время мощных и продолжительных инверсий температуры [91]. По сезонам максимальные концентрации почти повсеместно отмечены в осенний период. При этом в радиоэкологических оценках часто используют среднее континентальное значение эмиссии ^{222}Rn , равное 21,0 мБк·м⁻²·с⁻¹ (1 атом·см⁻²·с⁻¹). Эмиссия с водной поверхности (моря и океаны) на два-три порядка ниже [92].

^{222}Rn хорошо растворяется в воде, поэтому он содержится во всех природных водах. Известна способность материнского ^{226}Ra концентрироваться в известковых раковинах и водорослях, отмечен значительный перенос ^{226}Ra на дно водоемов. Концентрация ^{222}Rn в водах морей и океанов, как правило, не превышает 0,05 Бк/л [93], в водах рек и озер концентрация ^{222}Rn редко превышает 0,5 Бк/л. В подземных водах концентрация ^{222}Rn существенно выше, чем в поверхностных в результате эманирования ^{222}Rn из горных пород и растворения его в воде, и может изменяться от 4-5 Бк/л до 3-4 МБк/л, поэтому содержание ^{222}Rn в воде из глу-

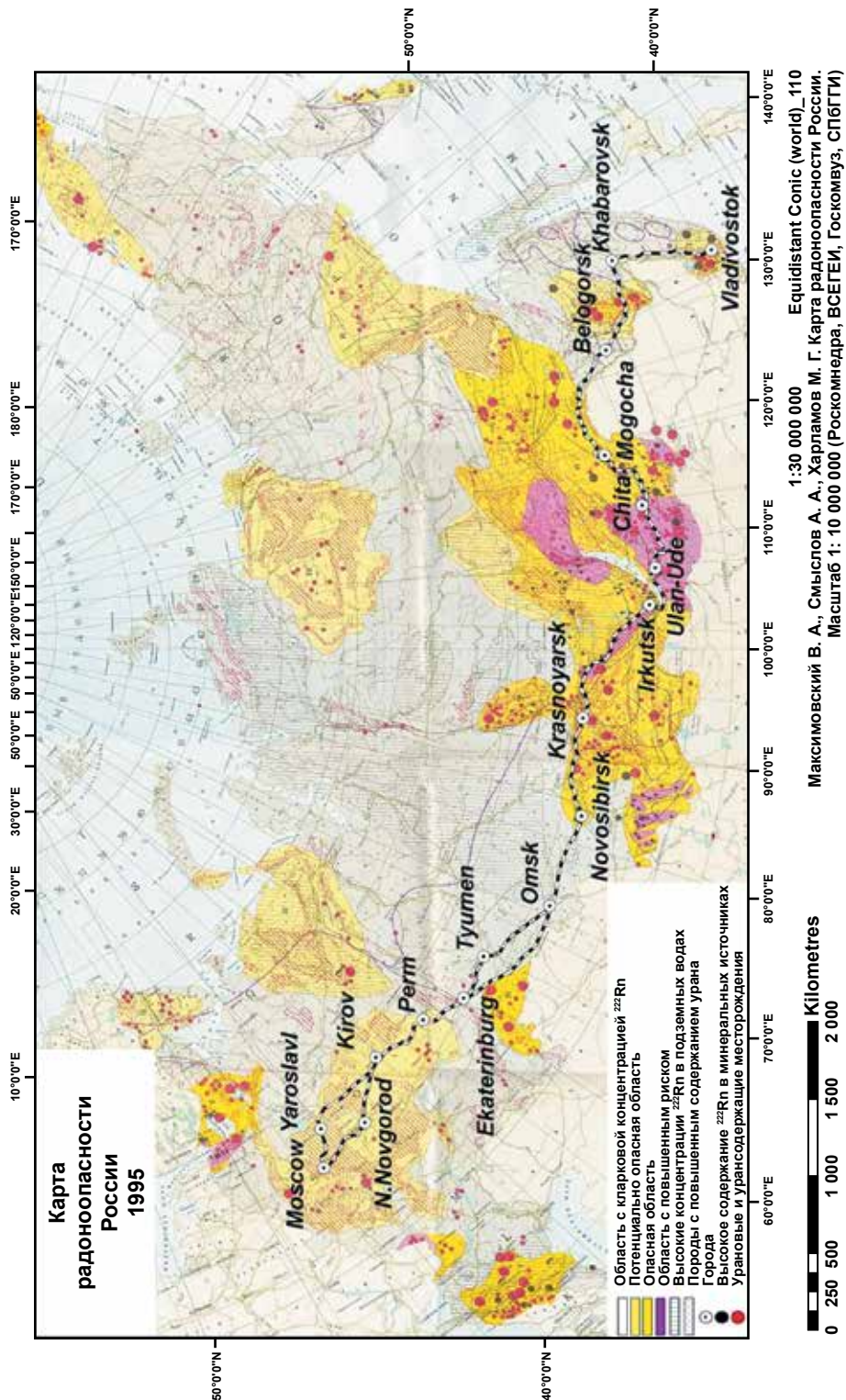


Рис. 1.4. Карта радиоопасности России [90]. Пунктиром показан маршрут эксперимента ТРОИА

Таблица 1.11. Средние и максимальные ЭРОА в жилых домах в ряде субъектов Российской Федерации (с максимальными и минимальными значениями) [88]

Регион	ЭРОА радона в зданиях, Бк/м ³	
	среднее	максимальное
Россия	28	
Ненецкий АО	10	—
Камчатский край	11,8	—
Тюменская область	12,1	—
Иркутская область	52,0	208,2
Ставропольский край	57,6	100,0
Республика Тыва	66,2	167,7
Еврейская АО	77,7	246,0
Забайкальский край	81,3	1606,0
Республика Алтай	115,0	272,0

боких скважин может превышать 100 кБк/м³. Довольно высокие концентрации ²²²Rn отмечаются, например, в минеральных водах практически всех бальнеологических курортов [94].

Роль АЭС как дополнительного источника ²²²Rn относительно мала. При производстве 1 ГВт·год электроэнергии в атмосферу поступает примерно 0,08 ПБк ²²²Rn. В 2014 году на всех АЭС мира было выработано 275 ГВт·год электроэнергии, т. е. в атмосферу могло поступить до 22 ПБк ²²²Rn, что составляет менее 0,03 % от поступления ²²²Rn из почвы.

Для сравнения при добыче каменного угля (например, в 2019 году 8,13 млрд т) на поверхность Земли поступило примерно 0,3 ПБк ²³⁸U, а также 0,285 ПБк ²²⁶Ra и столько же ²²²Rn непосредственно из угля. Не меньшее количество ²²²Rn освободилось из вмещающих пород.

Важным источником облучения человека является ²²²Rn в жилых и общественных помещениях (таблица 1.11) [88].

В России принято использовать значения эквивалентной равновесной объемной активности изотопов радона (ЭРОА) — взвешенной суммы значений активностей короткоживущих дочерних продуктов изотопов радона, определяемой выражением [77]

$$\text{ЭРОА} = 0,1\text{ОА}_{\text{Po-218}} + 0,52\text{ОА}_{\text{Pb-214}} + 0,38\text{ОА}_{\text{Bi-214}} + 4,6(0,91\text{ОА}_{\text{Po-212}} + 0,09\text{ОА}_{\text{Bi-212}}),$$

где ОА — объемные активности дочерних продуктов изотопов радона.

Величина ЭРОА реальной неравновесной смеси ДПР радона равна такому значению ОА радона в воздухе, при котором равновесная смесь его ДПР выделяет такую же энергию, как и эта неравновесная смесь. При этом используются следующие коэффициенты равновесия (отношение ЭРОА к ОА радона в воздухе): в состоянии радиоактивного равновесия между радоном и его дочерними продуктами распада — 1; в помещениях обычно изменяется в диапазоне от 0,2 до 0,8 при среднем значении 0,5 (в зарубежных источниках чаще встречается 0,4).

Значения ЭРОА отличаются значительной вариабельностью в связи с тем, что сильно зависят от геологических и геоклиматических характеристик местности проживания людей, могут значительно изменяться (в десятки раз) в зависимости от метеоусловий, а также от конструктивных особенностей зданий. До настоящего времени вопросы, связанные с определением уровней облучения людей за счет содержания радона в воздухе, установления значений дозовых коэффициентов для перехода от величины ЭРОА изотопов урана к эффективной или эквивалентной дозе облучения, остаются в зоне крайне сложных задач.

В соответствии с НРБ-99/2009 в существующих зданиях среднегодовая ЭРОА дочерних продуктов торона и радона не должна превышать 200 Бк/м^3 . К сожалению, данное требование нарушается для жилых домов, расположенных в 19 субъектах Российской Федерации (например, в Забайкальском крае, Еврейской АО, Республике Алтай, см. таблицу 1.11) [88]. Отдельно нельзя не упомянуть о 776 людях, проживающих в деревянных жилых домах п. Верхняя Санарка Челябинской области, среднее значение ЭРОА в которых лежит в диапазоне от 293 до 7350 Бк/м^3 .

1.1.3. Дозовые нагрузки от естественных радионуклидов

Мерой воздействия ионизирующего излучения на различные объекты, в том числе и от естественных радионуклидов, является поглощенная доза. Применительно к человеку с учетом коэффициента качества излучений и разной радиочувствительности отдельных органов для оценки биологических эффектов используют понятие эффективной дозы. Единицей измерения эффективной дозы является зиверт (Зв). В отечественных нормативных документах при дозах облучения, сравнимых с естественным фоном или превышающим его среднюю величину не более чем на два порядка величины, критерии воздействия определяются в величинах эффективной дозы. Такова и международная практика. Средняя величина естественного фона и его вариации являются предметом обобщения огромного числа экспериментальных фактов. Анализом эмпирического материала занимаются ведущие специалисты из различных стран под эгидой Научного комитета по действию атомной радиации Организации Объединенных Наций. Периодические издания (примерно раз в 5 лет), так называемые доклады НКДАР ООН, к которым мы уже неоднократно обращались, во всем мире признаются как наиболее компетентное мнение о действии радиации на живые организмы.

Важной особенностью естественного излучения является его сравнительное постоянство в данном месте обитания организмов в течение длительного времени. Вместе с тем уровни радиации неодинаковы для разных районов и зависят от концентрации радионуклидов в том или ином участке биосферы. В отдельных районах Земли наблюдаются аномалии радиационного фона, например, в районах с повышенным содержанием урана и тория в почве или радия в воде.

Облучение человека

В среднем по миру доза облучения человека от естественных источников составляет около $2,4 \text{ мЗв/год}$ (таблица 1.12) [88], при этом на долю космического излучения и космогенных радионуклидов приходится около 16 %, а на долю земных источников радиации — 84 % дозы от естественной радиации.

Таблица 1.12. Примеры максимальных доз облучения за счет ингаляции ^{222}Rn за отдельные годы (период 2001-2015 годов) в ряде субъектов Российской Федерации (ЭРОА в воздухе превышает $200 \text{ Бк}/\text{м}^3$) [88]

Субъект Российской Федерации	Среднее значение дозы облучения за счет ^{222}Rn , мЗв/год	Количество жителей с максимальными значениями дозы от ^{222}Rn в субъекте	Тип дома	Максимальные дозы облучения за счет ^{222}Rn , мЗв/год
Иркутская область	3,6	4	Одноэтажные кирпичные	46,4
Ставропольский край	3,9	34	Одноэтажные кирпичные	62,3
Республика Тыва	4,5	522	Деревянные, одноэтажные кирпичные	40,5
Еврейская Автономная область	5,3	7100	Деревянные	56,4
Забайкальский край	5,2	2722	Одноэтажные кирпичные	61,7
Республика Алтай	7,8	10	Деревянные	27,7
Челябинская область	2,2	35	Одноэтажные кирпичные	60,7
		776	Деревянные	489,1

Космическое излучение. Вклад космического излучения в облучение людей лежит в широком диапазоне от 0,3 до 1 мЗв/год, среднее значение составляет около 390 мкЗв/год (рис. 1.5). Для населения России средняя годовая эффективная доза космического излучения оценивается в диапазоне 0,34-0,45 мЗв/год [73, 88].

Внутреннее облучение. Внутреннее облучение от природных источников радиации примерно в 1,8 раза больше внешнего облучения [7]. Среди радионуклидов, дающих наибольший вклад в дозу внутреннего облучения, наиболее значимыми являются короткоживущие продукты распада ^{222}Rn и ^{40}K . В целом годовая коллективная доза от природных источников ионизирующего излучения оценивается величиной порядка 17,6 млн чел.-Зв, примерно половина этой дозы обусловлена продуктами распада ^{222}Rn .

Ингаляционное поступление. Среднее значение годовой эффективной дозы облучения за счет ингаляции ^{222}Rn населения 70 регионов Российской Федерации (с населением более 89 % от всех жителей) по данным [88] находится в диапазоне от 1 до 3 мЗв/год (среднее по России значение — 1,97 мЗв/год). У около 3 % населения дозы облучения за счет ^{222}Rn ниже этого уровня, у 7,5 % — выше. Отметим, что различие между средними дозами облучения жителей домов определенного типа (деревянный, каменный одноэтажный и каменный многоэтажный) и средней по субъекту Российской Федерации оценкой дозы за счет ингаляции ^{222}Rn

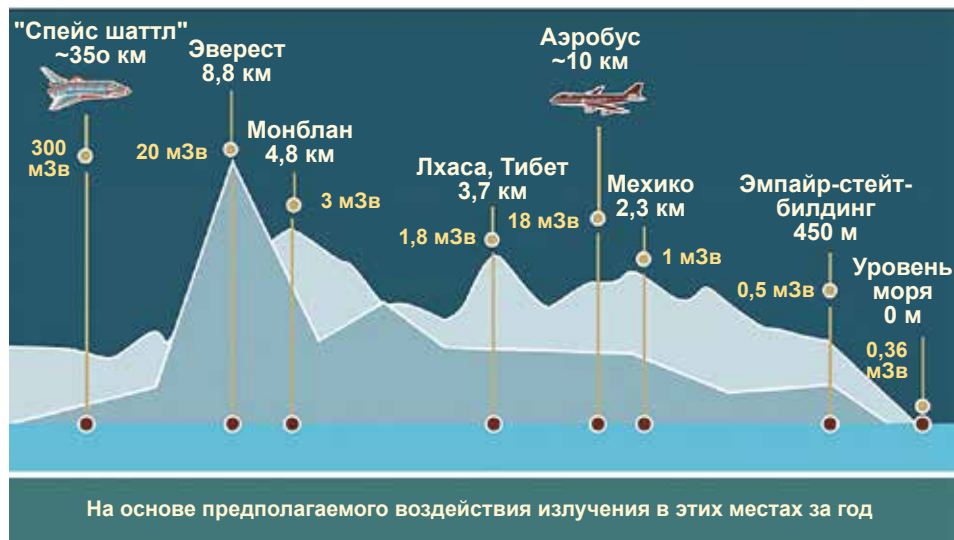


Рис. 1.5. Мощность дозы за счет космического излучения, мЗв/год [95]

может достигать 4 раз. Кроме этого, ряд жителей получают дозы облучения на порядок выше среднегодовых значений для данных регионов (примеры приведены в таблице 1.12).

Отметим, что в соответствии с ОСПОРБ-99/2010 облучение населения выше 10 мЗв/год считается высоким. Приведенные в таблице 1.12 значения доз облучения населения не учитывают другие компоненты природного облучения населения. В ряде регионов России наблюдаются значительные превышения ЭРОА ^{222}Rn и соответственно доз облучения за счет его ингаляции по сравнению со средними значениями по региону. Кроме того, по данным [88], в период с 2001 по 2015 годы в 25 субъектах России были выявлены группы населения, средние дозы облучения которых только за счет ^{222}Rn и ^{220}Rn и их дочерних продуктов распада в воздухе помещений значительно превышали 10 мЗв/год.

Вклад ингаляционного поступления долгоживущих природных радионуклидов из пыли приземного слоя атмосферного воздуха составляет в среднем 0,006 мЗв/год при среднегодовом содержании около 50 мкг/м^3 [88]. В приземном слое атмосферного воздуха на радиоактивность влияют α -излучающие природные радионуклиды.

Пероральное поступление. В качестве источников хозяйственно-питьевого водоснабжения в Российской Федерации используются природные подземные источники и вода открытых водоемов. Для оценки радиоактивности воды помимо значений уровня вмешательства по отдельным радионуклидам, установленным в НРБ-99/2009, для первичной оценки используются показатели суммарной α - и β -активности (значения 0,2 и 0,1 Бк/кг соответственно). Источниками повышенных значений α -активности в воде зачастую служат изотопы урана, ^{224}Ra , ^{226}Ra , в ряде случаев ^{210}Po .

Практически во всех случаях повышение значений суммарной β -активности в источниках водоснабжения связано с ^{40}K . Значение эффективной дозы облучения

за счет перорального поступления данного радионуклида, однако, не зависит от содержания этого нуклида в воде и рационе и составляет в среднем 0,17 мЗв/год.

Среднее значение доз внутреннего облучения за счет природных радионуклидов в питьевой воде находится в диапазоне от 0,01 до 0,1 мЗв/год. Средневзвешенное значение по численности населения каждого региона — 0,035 мЗв/год [88].

В продукты питания природные радионуклиды поступают из почвы, воды (полив), удобрений и агрохимикатов, в результате глобальных выпадений природных радионуклидов (^{210}Po , ^{210}Pb) (в продукты животного происхождения по пищевой цепи из растений). В России в рамках Единой системы контроля и учета индивидуальных доз облучения граждан (ЕСКИД) собираются данные о содержании природных радионуклидов по основным компонентам рациона питания населения: удельные активности природных радионуклидов ($^{238+234}\text{U}$, ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po) в отдельных пищевых продуктах (например, хлеб, картофель, молоко, мясо, рыба и т. д.). Отметим, что содержание природных радионуклидов в пищевых продуктах питания не нормируется ни в России, ни в других странах.

Средневзвешенное значение доз внутреннего облучения за счет содержания природных радионуклидов в продуктах питания составляет 0,137 мЗв/год [96]. Отметим, что критической группой населения по данному фактору выступает коренное население Крайнего Севера (около 100 тыс. чел.), занятое в оленеводстве. Дозовые нагрузки для этой группы за счет поступления природных радионуклидов ^{110}Po и ^{210}Pb , содержащихся в лишайниках, с пищей (олениной) составляют ≈ 1 мЗв/год [88]. Вклад ^{137}Cs в дозовую нагрузку оленеводов непосредственно после аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) также следует учитывать для населения ряда регионов России, Финляндии, Швеции и Норвегии.

Внешнее облучение. Оценка дозы внешнего терригенного облучения зависит от мощности дозы γ -излучения в жилых и общественных помещениях (средний диапазон по регионам России составляет 0,06-0,15 мкЗв/ч) и на открытой местности (0,07-0,18 мкЗв/ч¹⁰) [88]. Нельзя не отметить, что в 10 регионах¹¹, загрязненных ^{137}Cs и ^{90}Sr в результате аварии на Чернобыльской АЭС, доля данных радионуклидов в значении МЭД на открытой местности составила в среднем 27 %¹². Для данных по 14 регионам среднее значение МЭД составляет от 0,09 до 0,15 мкЗв/ч.

Средневзвешенное по численности населения каждого региона значение годовой эффективной дозы внешнего терригенного облучения населения России составляет 0,67 мЗв/год [88].

Около 95 % населения мира проживает в местах с годовым уровнем земной радиации (внешнее облучение) 0,3-0,6 мЗв. Примерно 3 % получают дозы 1 мЗв/год, а около 1,5 % — более 1,4 мЗв/год. Имеются, однако, участки с уровнями земной радиации значительно выше средних значений. Например, на юго-западе Индии 70 тысяч человек живут на узкой прибрежной полосе с повышенным содержанием тория и получают в среднем дозы 3,8 мЗв/год. В Гуарапары (Бразилия) на улицах

¹⁰ Не рассматривая территории вблизи месторождений горных пород, промышленных объектов и т. д.

¹¹ За исключением Брянской области и еще трех регионов, для которых не были получены данные о значениях МЭД до 1986 г.

¹² Без учета Брянской области, для которой вклад ^{137}Cs и ^{90}Sr в значение мощности эквивалентной дозы (МЭД) составил 57 %.

Таблица 1.13. Среднегодовая эффективная доза облучения населения от естественных источников радиации [3, 73, 88, 98]

Компонент облучения	Годовая эффективная доза облучения населения, мЗв		
	Средняя		Диапазон изменений
	Мир	Россия	
Космическое излучение			
Космические лучи	0,38	0,338	
Космогенные радионуклиды (¹⁴ C и др.)	0,01	0,01 [73]	
Сумма от космического излучения	0,39	0,339 [88]	0,3-1,0
Земные радионуклиды			
Внутреннее облучение			
ингаляция			
ряды урана и тория	0,006	0,006	
²²² Rn	1,15	1,97 [88]	
торон (²²⁰ Rn)	0,1		
Сумма от ингаляции	1,26	1,98	0,2-10
Пероральное поступление			
⁴⁰ K	0,17	0,17	0,17
ряды урана и тория	0,12	0,12	0,03-0,63
Сумма от перорального поступления	0,29	0,29	0,2-1,0
Внешнее облучение	0,48	0,69	0,3-1,0
От естественных источников радиации			
Всего	2,42	3,3	1,0-13

города уровень радиации составляет 8-15 мЗв/год, а на отдельных участках пляжей мощность дозы достигает 175 мЗв/год. В Иране в районе города Рамсер зарегистрированы уровни радиации, которые могут создать дозу облучения до 400 мЗв/год, что на три порядка выше «нормального» фона [97] (таблица 1.13).

В России вклады космического излучения и естественных источников радиации в значение индивидуальной годовой эффективной дозы облучения за счет природных радионуклидов имеют соотношения, схожие с общемировыми значениями (рис. 1.6).

Облучение биоты

Оценки дозы от естественной радиации для объектов биоты приведены в таблицах 1.14 и 1.15 [100-113]. Для наземных животных основной вклад в дозу дает внешнее облучение от земной поверхности, сильно варьирующее в различных участках биосферы. Вклад внутреннего облучения составляет в среднем около 20 % общей дозы и также может изменяться в зависимости от содержания радионуклидов в локальных компонентах окружающей среды. Дозы облучения наземных растений могут быть выше по сравнению с животными вследствие более высокого



Рис. 1.6. Вклад отдельных источников излучения в суммарные дозы облучения населения за счет природных источников излучения [99]

содержания в них ⁴⁰K, прилипания пыли и осколков пород к поверхности листьев, тесного контакта с почвой корней и побегов растений. Близкий контакт многих беспозвоночных и микроорганизмов с почвой также, вероятно, будет приводить к более высоким дозам [112]). Для норных животных существенный вклад в облучение может давать ²²²Rn (см. главу 3).

Дозы облучения водных организмов от естественных источников радиации близки по порядку величины к дозам для наземных организмов. Вклад различных источников в суммарную дозовую нагрузку зависит от образа жизни водных организмов. Наиболее высокие дозы характерны для донных организмов, подвергающихся облучению от радионуклидов, аккумулярованных в донных отложениях.

Таблица 1.14. Оценки мощности дозы облучения наземных позвоночных от естественных источников радиации (без ²²²Rn)

Источник облучения	Мощность дозы, мГр/год
Внешнее облучение:	
космические лучи	0,35
гамма-облучение от земной поверхности	0,60
Внутреннее облучение:	
⁴⁰ K	0,19
¹⁴ C	0,01
²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra	0,01
другие (третий, ⁸⁷ Rb, ²¹⁰ Po и др.)	0,01
Сумма (приближенно)	1,2

Таблица 1.15. Оценки мощности дозы облучения водных организмов от естественных источников радиации, мГр/год

Группа организмов	Морские (глубина до 20 м)	Пресноводные (глубина 1-2 м)
Зоопланктон	0,3-1,7	0,2-0,8
Моллюски	1,0-4,6	0,5-3,5
Ракообразные	1,0-5,2	0,5-3,5
Макроводоросли	0,8-3,0	0,5-2,7
Рыба	0,3-3,7	0,5-4,0

1.2. Антропогенный вклад в радиоактивность биосферы

С добычей полезных ископаемых (металлов и угля в первую очередь) начался рост миграции естественных радионуклидов в биосфере. Однако доля такого вовлечения радионуклидов в биосферные круговороты была исчезающе малой. И только XX век с его бурным ростом добычи угля, нефти, других руд несколько увеличил эту долю, но она все еще остается очень малой величиной. Вклад человеческой деятельности в содержание так называемых техногенных радиоактивных изотопов на нашей планете имеет вполне реальные точки отсчета.

В 1902 году супруги Кюри выделили 0,1 г чистого препарата радия из урановой смолки и определили его атомный вес. Этот продукт долго был самым дорогим элементом. В середине 1910-х годов 1 г радия стоил столько же, сколько 160 кг золота. Уже в 1904 году во Франции появился первый радиевый завод. Производство радия сопровождалось образованием в том числе радиоактивных отходов. Но масштабы производства были весьма скромными: по оценкам к 1928 году в мире было добыто всего 500 г радия [114], или, иными словами, 500 Ки (0,0185 ПБк).

В СССР¹³ работы по выделению радия из отечественного сырья были начаты немного позднее. В 1918 году при Академии наук образована Коллегия по организации первого радиевого завода в России. Тогда же создается радиологическая лаборатория Академии наук, а ее заведующим назначается В. Г. Хлопин. Радиевый завод начал разворачиваться около города Елабуги Татарской Республики (ныне Менделеевск в Республике Татарстан¹⁴). 1 декабря 1921 года была запаяна ампула с первым советским радием. В 1923 году первый в СССР опытный Радиевый завод заработал в полную силу: началось систематическое освоение руды, добываемой на руднике в Средней Азии, и налажен регулярный выпуск радиевых солей. Кроме того, из Тюя-Муонской руды начали выпускаться первые партии солей урана, ванадия и был получен первый в СССР феррованадий. Бондюжский завод им. Л. Я. Карпова с производительностью 1,5 г радия в год проработал до 1925 года.

В 1928 году на реке Ухте в районе нынешнего поселка Водного была организована первая стационарная лаборатория по осаждению солей радия и получению

¹³ В России до 1917 г. добыча радия не велась.

¹⁴ Ныне ОАО «Менделеевский химический завод им. Л. Я. Карпова».

концентрата [115]. Вскоре началось промышленное производство радия в нашей стране. До 1952 года на Водном промысле был выпущен примерно 271 г радия [116]. К этому моменту в мире было накоплено около 3 кг радия (активностью 0,11 ПБк), и на этом производство было свернуто во всех странах [117].

Другой точкой отсчета можно считать даты: 16 июля 1945 года в 5:29:45, когда в США было произведено первое испытание ядерного оружия, а затем 6 и 8 августа, когда была осуществлена бомбардировка Хиросимы, а затем и Нагасаки. Эти события стали толчком к развертыванию программ по созданию ядерного оружия и позже атомной энергетики.

Многие виды деятельности человека начиная от строительства жилья, добычи любых ископаемых из недр и заканчивая полетами на самолетах и в космическое пространство приносят изменения в величины радиационных параметров в одних случаях для индивидов, в других для отдельных групп людей или представителей биоты, а порою и для всей биосферы. Тогда изменения радиационного фона происходят эволюционно, и наиболее важным становится выяснение скорости таких изменений.

В качестве яркого примера глобального нарастания концентрации радиоактивных веществ по мере индустриализации можно привести рост содержания естественного ^{226}Ra в ледниках Норвегии. В настоящее время это содержание составляет $1,2 \cdot 10^{-4}$ Бк/кг, что примерно в пять раз выше, чем во льду, образовавшемся в XII веке ($2,2 \cdot 10^{-5}$ Бк/кг) [118]. Другие примеры, связанные с производством трития и ^{14}C , рассмотрены ранее.

Остановимся на отдельных аспектах изменения радиационного фона, оказывающих влияние на формирование дозовых нагрузок на человека и окружающую среду.

1.2.1. Глобальное загрязнение биосферы в результате испытаний ядерного оружия

Важным фактором радиоактивного загрязнения биосферы стали испытания ядерного оружия. В зависимости от условий проведения ядерных взрывов они подразделяются на атмосферные, наземные, подземные и подводные. Всего с 1945 года было произведено более 2400 ядерных взрывов, в том числе 502 атмосферных [3]. Больше всего ядерных взрывов было произведено США (1125, в том числе 195 атмосферных, 908 подземных, 22 других) и СССР (969, в том числе 219 атмосферных и 750 подземных). Франция произвела 205, Великобритания — 45, Китай — 44 ядерных взрыва. В 1996 году 50-й сессией Генеральной Ассамблеи ООН был принят Договор о всеобъемлющем прекращении испытаний ядерного оружия. Страны, ратифицировавшие Договор, обязались не возобновлять испытаний ядерного оружия. После 1996 года отдельные взрывы были осуществлены в Индии, Пакистане и Северной Корее, т. е. странах, не присоединившихся к данному Договору.

Наибольшую опасность для глобального загрязнения окружающей среды представляют ядерные взрывы в атмосфере. Максимумы этих испытаний приходятся на два периода: 1954-1958 и 1961-1962 годы. После подписания СССР и США в 1963 году Договора об ограничении испытаний ядерного оружия, обязывающего не испытывать его в атмосфере, под водой и в космосе, число воздушных ядерных взрывов

и их мощность резко уменьшились. Ядерные испытания в атмосфере после 1962 года осуществлялись лишь Францией и Китаем (последнее из них — в 1980 году).

При воздушных взрывах ядерного оружия практически все материалы переходят в парообразное состояние, возникает «огненный», быстро расширяющийся шар, который быстро поднимается в верхние слои атмосферы с последующим переносом радиоактивных веществ в компоненты окружающей среды. В результате процессов деления, происходящих при ядерном взрыве, возникает около 200 радионуклидов [97, 108]. Доля каждого из них зависит от характера делящегося вещества и энергии нейтронов и меняется в широком диапазоне. Большинство из них являются короткоживущими или имеют очень малую концентрацию. При термоядерных взрывах преимущественно образуется тритий. Суммарные выбросы радионуклидов в атмосферу от ядерных взрывов представлены в таблице 1.16 [3]. Вклад подземных ядерных взрывов в глобальное загрязнение атмосферы пренебрежимо мал по сравнению с атмосферными взрывами. При подземных ядерных испытаниях только относительно небольшая часть радиоактивных веществ может выйти в окружающую среду, вызывая локальное загрязнение местности.

Таблица 1.16. Поступление радионуклидов в атмосферу от ядерных взрывов [3]

Радионуклид	Период полураспада	Активность, 10^{15} Бк
^3H	12,33 года	186 000
^{14}C	5 730 лет	213
^{54}Mn	312,3 суток	3 980
^{55}Fe	2,73 года	1 530
^{89}Sr	50,53 суток	117 000
^{90}Sr	28,78 года	622
^{91}Y	58,51 суток	120 000
^{95}Zr	64,02 суток	148 000
^{103}Ru	39,26 суток	247 000
^{106}Ru	373,6 суток	12 200
^{125}Sb	2,76 года	741
^{131}I	8,02 суток	675 000
^{140}Ba	12,75 суток	759 000
^{141}Ce	32,5 суток	263 000
^{144}Ce	284,9 суток	30 700
^{137}Cs	30,07 лет	948
^{239}Pu	24 110 лет	6,52
^{240}Pu	6 553 лет	4,35
^{241}Pu	14,35 лет	142

Согласно оценкам НКДАР ООН, представленным в таблице 1.16, в суммарной активности нуклидов, поступивших в атмосферу в результате ядерных взрывов, преобладают относительно короткоживущие радионуклиды с периодом полураспада

да менее 1 года, вклад которых составляет около 91 %. Из них наиболее значимы по активности ^{140}Ba , ^{131}I , ^{141}Ce , ^{103}Ru и ^{95}Zr . Однако по радиологической значимости доминируют долгоживущие радионуклиды, поступление которых в атмосферу Земли составило: ^3H — 186 000 ПБк, ^{14}C — 213 ПБк, ^{90}Sr — 622 ПБк, ^{137}Cs — 948 ПБк, $^{239,240}\text{Pu}$ — 10,87 ПБк, ^{241}Pu — 142 ПБк.

При атмосферных испытаниях ядерного оружия образуются облака, содержащие радиоактивные аэрозоли различного химического состава и размеров от атомарных до крупных оплавленных частиц. Крупные частицы осаждаются преимущественно вблизи места взрыва, создавая локальные загрязнения. Мелкие частицы микронных и субмикронных размеров более медленно осаждаются на земную поверхность. Время пребывания радиоактивных продуктов ядерных взрывов в атмосфере зависит от высоты взрыва, широты местности, сезона, а также от их физико-химического состояния. Радионуклиды, попавшие в нижний слой атмосферы — тропосферу, в течение 20-40 суток перемещаются воздушными течениями и постепенно выпадают на поверхность земли [97, 108]. Однако общее время пребывания радионуклидов в атмосфере в основном определяется временем их нахождения в стратосфере, поскольку очищение стратосферы происходит значительно медленнее по сравнению с тропосферой. В среднем для смеси радионуклидов время пребывания продуктов ядерных взрывов в атмосфере составляет 3-5 лет. Время пребывания в стратосфере ^{90}Sr оценивается в 1-2 года.

Поведение в окружающей среде радиоактивных продуктов ядерных взрывов

Регулярные наблюдения позволили обнаружить ряд закономерностей в поведении радиоактивных продуктов ядерных взрывов в окружающей среде [3, 101, 102, 119-122].

Взрывы кратковременно изменили равновесное содержание в атмосфере ^{14}C примерно в 2 раза, а трития — почти в 100 раз. С периодом в 6 лет примерно половина атмосферного углерода обменивается с земной биосферой и поверхностными водами океана. Депонирование углерода из поверхностных в глубинные воды океана (частичное захоронение) происходит с периодом примерно 8 лет. То есть к концу XX столетия равновесное состояние $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ с точностью до нескольких процентов восстановилось [59], в том числе и за счет эмиссии ^{12}C . Количество трития в атмосфере также заметно уменьшилось как за счет выведения, так и за счет распада радионуклида, фактически вернувшись к прежнему уровню.

Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов имели выраженный широтный характер. Особенно велика разница между плотностью выпадений в северном и южном полушариях. Из-за существования экваториальной зоны конвергенции, затрудняющей обмен воздушными массами между северным и южным полушариями, радиоактивные продукты взрывов преимущественно остаются в том полушарии, где эти взрывы были произведены.

Согласно данным наблюдений, реальная картина распространения радиоактивных продуктов в приземном слое атмосферы не носит характера движения сплошного потока, а имеет пятнистый характер. Спонтанно возникающие на земной поверхности пятна радиоактивных выпадений в основном связаны с зонами выпадения атмосферных осадков. С течением времени независимо от места и высоты взрыва его радиоактивные продукты перемешиваются в атмосфере, и устанавливается сравнительное постоянство уровней глобальных радиоактивных выпадений.

Отмечался годовой ход глобального радиоактивного загрязнения продуктами ядерных взрывов с сезонным максимумом в конце весны — начале лета (рис. 1.7).

Согласно данным мониторинга, в ряде пунктов наблюдались горячие частицы различной интенсивности [102, 121, 123]. Например, в Обнинске после ядерного взрыва в Китайской Народной Республике 14 мая 1965 года горячие частицы наблюдались в течение 40 суток с максимальной концентрацией 966 частиц на 1 га при активности бета-излучателей каждой из частиц в диапазоне 0,037-3,7 Бк (рис. 1.8). Активность бета-излучателей горячей частицы в Южно-Сахалинске, выпавшей на планшет 17 мая, составляла 370 Бк [102]. Концентрация горячих частиц существенно возрастает в период испытаний ядерного оружия и в отдельных случаях достигает 30 % от суммарной активности аэрозолей приземного воздуха.

После прекращения ядерных взрывов в атмосфере наблюдалось постепенное снижение радиоактивного загрязнения приземного воздуха (рис. 1.9).

На фоне установленных на основе данных мониторинга общих закономерностей, проявляющихся при больших пространственных или временных усреднениях, действовали и другие факторы, приводящие к специфическим особенностям в поведении радионуклидов в окружающей среде, такие как орография подстилающей поверхности, дисперсность аэрозольных частиц, физико-химические формы радионуклидов, влияние погодных условий, ветровой подъем аэрозольных носителей радионуклидов с загрязненной поверхности почвы и др. [120]. Согласно данным наблюдений, до сих пор сохраняются повышенные уровни загрязнения долгоживущими радионуклидами территории испытательных ядерных полигонов [3, 124].

Оценка дозы облучения населения от испытаний ядерного оружия

Оцененная максимальная среднемировая эффективная годовая доза от испытаний ядерного оружия наблюдалась в 1963 году: она равнялась 0,11 мЗв/год. Согласно оценкам НКДАР ООН, суммарная эффективная доза облучения населения Земли от радиоактивных выпадений, обусловленных испытаниями ядерного оружия,

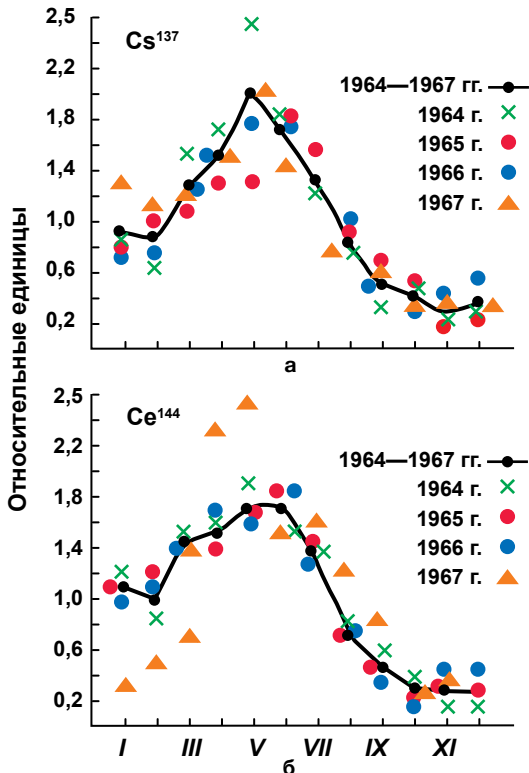


Рис. 1.7. Сезонный ход изменения концентраций ¹³⁷Cs и ¹⁴⁴Ce в приземном слое атмосферы в 1965-1967 годах в среднем по СССР в относительных единицах (среднемесячные концентрации в каждом году делились на соответствующую среднегодовую концентрацию [121])

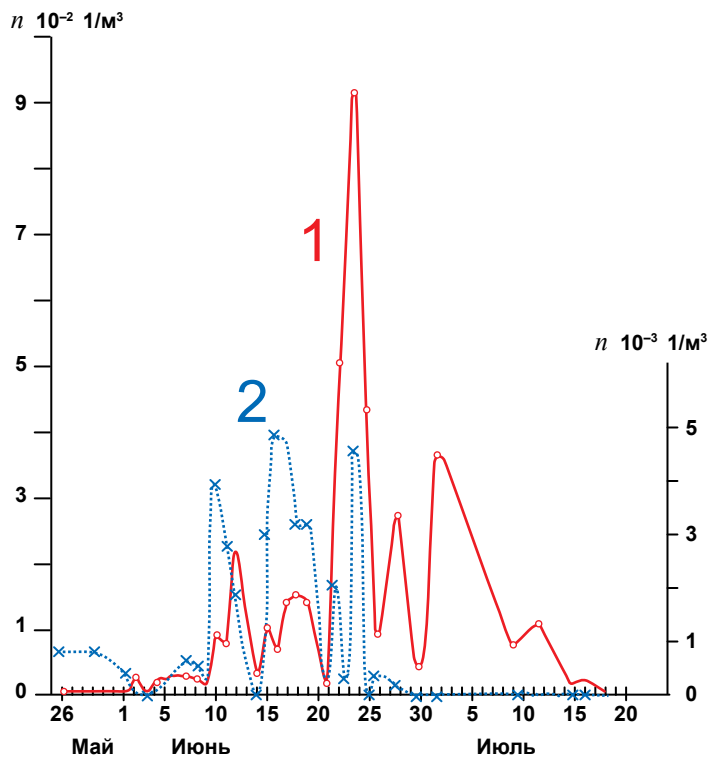


Рис. 1.8. Концентрация горячих частиц в приземном слое атмосферы Обнинска в мае-июле 1965 года: 1 — частицы активностью 0,037-0,74 Бк, 2 — частицы активностью 0,74-3,7 Бк [102]

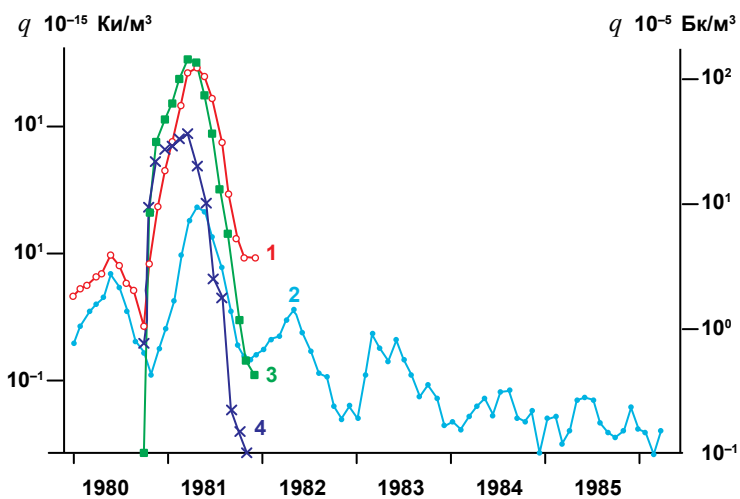


Рис. 1.9. Динамика среднемесячных концентраций q радионуклидов в приземном слое атмосферы в среднем по СССР в 1980-1985 годах: 1 — ^{144}Ce , 2 — ^{137}Cs , 3 — ^{95}Zr , 4 — ^{141}Ce [102]

в период до 2000 года в среднем составила около 1 мЗв, а в период 2000-2100 годов составит 0,25 мЗв (таблица 1.17) [3].

Таблица 1.17. Оценки средних эффективных доз для населения Земли от глобальных радиоактивных выпадений вследствие испытаний ядерного оружия, мкЗв [3]

Нуклид	Доза, накопленная до 2000 года				Доза в период 2000-2100 годов
	Внешнее облучение	Ингаляция	Потребление пищи	Суммарная	Суммарная
³ H	—	—	24	24	0,1
¹⁴ C	—	—	144	144	120
⁵⁴ Mn	19	0,1	—	19,1	—
⁵⁵ Fe	—	0,01	6,6	6,6	—
⁸⁹ Sr	—	2,6	1,9	4,5	—
⁹⁰ Sr	—	9,2	97	108,2	8,6
⁹¹ Y	—	4,1	—	4,1	—
⁹⁵ Zr	81	2,9	—	83,9	—
¹⁰³ Ru	12	0,9	—	12,9	—
¹⁰⁶ Ru	25	35	—	60	—
¹²⁵ Sb	12	0,1	—	12,1	—
¹³¹ I	1,6	2,6	64	68,2	—
¹⁴⁰ Ba	27	0,4	0,5	27,9	—
¹⁴¹ Ce	1,1	0,8	—	1,9	—
¹⁴⁴ Ce	7,9	52	—	59,9	—
¹³⁷ Cs	166	0,3	154	320,3	124
²³⁹ Pu	—	20	—	20	—
²⁴⁰ Pu	—	13	—	13	—
²⁴¹ Pu	—	5	—	5	—
Сумма	353	149	492	994	253

Наибольший вклад в суммарную эффективную дозу от глобальных радиоактивных выпадений, полученную до 2000 года, дает потребление продуктов питания (49 %). Наибольший вклад в дозу внутреннего облучения от потребления продуктов питания дают ¹³⁷Cs — 31 %, ¹⁴C — 29 %, ⁹⁰Sr — 20 % и ¹³¹I — 13 %. Доза внешнего облучения дает около 36 % вклада в суммарную дозу. Наибольший вклад в дозу внешнего облучения вносят ¹³⁷Cs — 47 % и ⁹⁵Zr — 23 %. Доза внутреннего облучения от ингаляции составляет около 15 % от суммарной дозы. Основной вклад в дозу от ингаляции вносят ¹⁴⁴Ce — 35 %, ¹⁰⁶Ru — 23 % и изотопы плутония — 26 %. С учетом всех путей облучения наиболее значимыми радионуклидами являются ¹³⁷Cs, ¹⁴C и ⁹⁰Sr, вклады которых в суммарную дозу от глобальных радиоактивных выпадений, полученную до 2000 года, соответственно составляют 32 %, 14 % и 11 %. Эти же радионуклиды будут вносить доминирующий вклад в среднюю эффективную дозу



Рис. 1.10. Основные компоненты ЯТЦ

облучения населения Земли от глобальных радиоактивных выпадений, обусловленных испытаниями ядерного оружия в XX веке, в период 2000-2100 годов [3]. Представленные оценки дозы значительно ниже природного радиационного фона (примерно в 10^2 раз).

1.2.2. Ядерный топливный цикл

Производство электроэнергии на атомных электростанциях является частью ядерного топливного цикла, который включает целый комплекс производств начиная с добычи, переработки и изготовления топлива и заканчивая переработкой отработавшего топлива и захоронением РАО (рис. 1.10). На каждой стадии этого цикла в окружающую среду попадают радиоактивные вещества. Исследования Научного комитета ООН по действию атомной радиации (НКДАР) показывают, что основной вклад в дозы облучения населения от ЯТЦ дают выбросы естественных радионуклидов, в первую очередь радона и продуктов его распада, выделяемых при добыче и переработке урана и из хвостохранилищ, а также выбросы ^{14}C от АЭС и предприятий по переработке облученного топлива [3, 7, 125, 126].

Добыча и переработка урановой руды

Начальной стадией ЯТЦ является горнодобывающее производство, где добывается урановая руда. Добыча руды осуществляется в подземных шахтах либо в открытых карьерах в зависимости от глубины залегания уранового сырья. Применяются также методы подземного выщелачивания, позволяющие производить извлечение урана без выемки руды на поверхность с сохранением естественного ландшафта района добычи, при этом выводится на поверхность менее 5% радиоактивных веществ по сравнению со 100% при традиционных способах добычи урана. Поверхностная добыча применяется для рудных тел, которые находятся близко

к поверхности, а также для извлечения больших объемов низкосортной руды с последующим использованием других методов массового извлечения (измельчения, выщелачивания и др.), которые были бы неэкономичными для подземных работ. Подземная добыча включает извлечение породы через тоннель или отверстие в створе холма или горы и, как правило, применяется для добычи высокосортных руд. Важными преимуществами метода подземного выщелачивания является возможность его использования для вовлечения в эксплуатацию низкосортных руд и труднодоступных месторождений, характеризующихся сложными условиями залегания. В настоящее время методом подземного выщелачивания в мире добывается около 50 % урана [127].

При добыче урана часть радиоактивных веществ перемещается из глубоких слоев в так называемые рудные отвалы, которые являются дополнительными источниками облучения объектов живой природы и частично человека (например, за счет ^{222}Rn). В процессе переработки урановой руды в атмосферу поступают ^{238}U , ^{232}Th , и продукты их распада (^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{230}Th и др.). При переработке руды на гидрометаллургическом заводе образуются РАО, которые накапливаются в так называемых хвостохранилищах, являющихся источником поступления радионуклидов в атмосферу, главным образом ^{222}Rn . Кроме того, сами хвостохранилища в их современном виде становятся новыми ландшафтными объектами, и возникает необходимость оценивать их возможное влияние на природные комплексы.

При добыче и измельчении урановой руды основной высвобождаемый дозообразующий радионуклид — газ радон. В верхнем однометровом слое континентальной почвы находится примерно 6300 ПБк ^{222}Rn , а годовой уровень выхода ^{222}Rn из почвы в атмосферу составляет около 100 тыс. ПБк. Факторы, влияющие на коэффициент естественной эманации, зависят от многих параметров и для горных пород и почв изменяются от 0,05 до 0,7, что определяет содержание ^{222}Rn в нижних слоях атмосферы на уровне от нескольких сотен до нескольких тысяч ПБк в отдельные периоды времени.

В 2018 году в мире было добыто 53,5 тыс. т урана (максимальный объем добычи за период 2008-2018 годов — 62,379 тыс. т в 2016 году) [128]. Оценки выбросов радона и других радионуклидов при добыче и обогащении урана, нормированные на единицу производства электроэнергии (1 ГВт·год), приведены в таблицах 1.18 и 1.19 [126].

С учетом данных, представленных в таблице 1.18, получаем, что при годовом производстве электроэнергии в 2016-2018 годах в мировой ядерной энергетике на уровне около 2500 ТВт·ч [129], или 285 ГВт·год, в атмосферу Земли было выброшено около 21 ПБк радона в год, что значительно ниже его естественной эманации. В России добыча урана в 2015-2018 годах составляла около 3 тыс. т/год. Регистрируемые выбросы радона на Публичном акционерном обществе «Приаргунское производственное горно-химическое объединение» (ПАО «ППГХО»), крупнейшем российском предприятии по добыче урана, составляли в период с 2015 по 2018 годы от 0,39 до 0,49 ПБк [130-136], или около 2 % от мирового техногенного выброса радона.

Население, проживающее в окрестностях урановых рудников и гидрометаллургических заводов, подвергается воздействию облучения от радона и тяжелых естественных радионуклидов. В публикации [3] величина нормализованной на единицу выработки электроэнергии коллективной дозы от добычи и переработ-

Таблица 1.18. Выбросы радона от процесса добычи и обогащения урана, нормированные на произведенную электроэнергию [126]

Источник	Нормированные выбросы, ТБк/(ГВт·год)
Добыча (в среднем по миру, все шахты, за исключением подземного выщелачивания)	66
Добыча (в среднем по миру, все шахты подземного выщелачивания)	3
Обогащение (в среднем по миру)	3
Хвостохранилища (в среднем по миру)	3

Таблица 1.19. Выбросы в воздух во время процесса обогащения (все шахты, включая шахты подземного выщелачивания) [126]

Радионуклид	Активность выброса, ТБк/(ГВт·год)
^{210}Po	$2 \cdot 10^{-5}$
^{210}Pb	$2 \cdot 10^{-5}$
^{226}Ra	$2 \cdot 10^{-5}$
^{234}U	$4 \cdot 10^{-4}$
^{238}U	$4 \cdot 10^{-4}$
^{230}Th	$2 \cdot 10^{-5}$

ки урановой руды в 1970-2002 годах оценивается средним значением 0,24 чел.·Зв/(ГВт·год). Более современная оценка [126] дает примерно такое же значение — 0,22 чел.·Зв/(ГВт·год). Основной вклад в эту дозу вносят атмосферные выбросы радионуклидов. Наиболее значимым путем облучения населения на этом этапе ЯТЦ является ингаляция радона.

Радиохимические производства

Для производства оружейного урана и плутония сначала в США, затем в России и несколько позже в Англии и Франции были построены и введены в эксплуатацию крупные промышленные комплексы «Хэнфорд», «Маяк», «Селлафилд», Пьерла.

В первые годы эксплуатации этих предприятий природоохранные мероприятия были минимальны из-за секретности работ, спешки, отсутствия нормативных актов и других сопутствующих причин. Иными словами, в эти годы выбросы и сбросы фактически не регламентировались, и по степени воздействия на окружающую среду и население, проживающее вблизи предприятий (главным образом работники этих заводов и офисов), это был период наибольших нагрузок.

Первым заработало американское предприятие в Хэнфорде. Объект был создан в 1943 году как часть Манхэттенского проекта для производства плутония-239. Первый промышленный реактор (В) начал функционировать в сентябре 1944 года, второй реактор (D) заработал в декабре 1944 года. Два радиохимических завода по выделению оружейного плутония начали действовать в 1944 и 1945 годах соответственно.

В период с 1944 по 1947 годы суммарные выбросы ^{131}I в атмосферу составили 22 ПБк [137, 138]. По оценкам, приведенным в работе [139], для радиоактивных сбросов Хэнфордского ядерного центра в реку Колумбия в 1955-1959 годах были характерны величины (0,4-1)·ПБк/сут в течение длительного времени. Наиболее радиоэкологически значимыми нуклидами в этих сбросах являлись ^{24}Na , ^{32}P , ^{51}Cr , ^{65}Zn , ^{76}As и ^{239}Np . Такой радионуклидный состав характерен для вод охлаждения ядерных реакторов. Для сравнения: на ПО «Маяк» величина радиоактивных сбросов в 1950-1951 годах достигала 0,16·ПБк/сут¹⁵ (период максимальных сбросов) [140]. В 1956 году р. Теча была перекрыта плотиной. В результате этого поступление радиоактивных веществ в реку сократилось до $2 \cdot 10^9$ Бк/сут.

В СССР первый промышленный реактор А-1 по производству плутония был запущен 19 июня 1948 года [141]. Сразу же началась переработка облученных блочков. Реконструкция сбросов, выполненная в работе [142], разбивает весь активный период сбросов в окружающую среду на два периода: с 1949 года по 28 октября 1951 года и с последней даты по IV квартал 1956 года.

По первому периоду основной сброс радиоактивных веществ осуществлялся в р. Течу и составлял по ^{90}Sr примерно 12 ПБк и по ^{137}Cs примерно 13 ПБк [142]. Однако, как справедливо отмечает Ю. Г. Мокров, такое количество радионуклидов почти в точности совпадает с наработкой их в реакторе, работающим на мощности 100 МВт в течение 3 лет [143]. Его реконструкция с использованием модельных расчетов дает общий сброс ^{137}Cs в речную систему в этот период на уровне 1 ПБк, а через плотину П4 (т. е. за пределы предприятия) около 0,16 ПБк [143].

Второй период характеризовался сбросом РАО во внутренние водоемы, преимущественно в оз. Карачай (водоем В-9). За долгие годы в водоеме накопилось значительное количество активности, большую долю которой составляет ^{137}Cs (до 60 %). Оценка распределения радионуклидов по компонентам водоема (7 % в воде, 52 % в гидроксидных илах, 41 % в суглинках ложа) была выполнена В. И. Синицыным и Ю. Д. Корсаковым с сотрудниками в 1970 году [144].

А первая оценка общего количества радионуклидов, накопленных в водоеме-9, была выполнена В. И. Синицыным по состоянию на 1986 год на основе данных обследования 1970 года, данных о количестве сбросов и данных мониторинга радионуклидного состава воды водоема-9. Такая оценка составила 120 млн Ки для бета-излучающих радионуклидов, которые включали около 70 млн Ки (2600 ПБк) ^{137}Cs и 40 млн Ки (1500 ПБк) ^{90}Sr [144]. Позднее эта оценка практически не трансформировалась, так, количество ^{137}Cs в этом водоеме по состоянию на 2000 год оценивалось примерно в 2600 ПБк [145]. Объясняется это и тем фактом, что сбросы в этот водоем продолжались, причем в таком объеме, чтобы компенсировать распад двух рассматриваемых радионуклидов [144].

Выбросы и сбросы радионуклидов объектами ядерного комплекса России в 90-е годы были сравнительно невелики: так, по ^{137}Cs они составляли в выбросах 10-100 ГБк/год, а сбросы — от 40 до 220 ГБк/год [29]. В дальнейшем выбросы и сбросы только снижались.

Выбросы и сбросы ПО «Маяк» и Горно-химическим комбинатом (ГХК) более подробно будут рассмотрены в разделе 2.

¹⁵ Суммарная β -активность.

Переработка топлива

В результате эксплуатации ядерных реакторов образуется отработавшее ядерное топливо, характеризующееся значительным увеличением радиоактивности вследствие накопления продуктов деления. Удельная активность ОЯТ сразу после выгрузки из реактора может достигать 10^{18} - 10^{19} Бк/т. Через 3 года активность ОЯТ снижается до $(2-4) \cdot 10^{16}$ Бк/т. К настоящему времени в мире накоплено более 200 тыс. т ОЯТ. Более половины этой величины приходится на США и Францию. Количество ОЯТ реакторов различного типа на предприятиях России составляет около 21,4 тыс. т [146].

Имеют место две основные стратегии обращения с ОЯТ. В разомкнутом (открытом) цикле (ЯТЦ) обращение с отработавшим топливом включает его выгрузку, промежуточное хранение, транспортировку и окончательное захоронение. Концепцию окончательного захоронения ОЯТ утвердили США, Канада, Финляндия и Швеция [147]. В замкнутом цикле производится переработка облученного топлива с целью извлечения из него компонентов для последующего использования в ядерной энергетике и других отраслях хозяйственной деятельности.

Переработка ОЯТ в промышленных масштабах осуществляется преимущественно в Великобритании, Франции и России. Переработка ОЯТ осуществляется на радиохимических заводах. На этих заводах из отработавших топливных элементов извлекают уран и плутоний, которые затем повторно могут быть использованы как топливо для ядерных реакторов. Поскольку один радиохимический завод в состоянии обслуживать большое число ядерных реакторов, общая активность перерабатываемого топлива является весьма значительной. При этом часть радионуклидов в процессе переработки ОЯТ поступает в окружающую среду.

По данным НКДАР [126], ежегодно в мире перерабатывается 4570 т ОЯТ, в том числе 2100 т на предприятии в Селлафилде (Великобритания), 1700 т на предприятии Ла-Аг (Франция) и 400 т на ФГУП ПО «Маяк». Обобщенные данные о выбросах и сбросах радионуклидов предприятиями по переработке ОЯТ Великобритании, Франции и России представлены в таблице 1.20 [126].

Основной вклад в активность воздушных выбросов для радиохимических комплексов при переработке ОЯТ дают инертные радиоактивные газы: ^{85}Kr (Селлафилд, Ла-Аг), ^{41}Ar и ^{135}Xe (ПО «Маяк»), а также ^3H и ^{14}C .

Активность жидких сбросов в основном определяется ^3H , ^{14}C , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{129}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{239}Pu и ^{241}Am (Селлафилд, Ла-Аг). В таблице 1.21 представлены оценки вкладов техногенных радионуклидов в дозу облучения населения от предприятий по переработке ОЯТ [126].

На рис. 1.11 показаны коллективные дозы на единицу электроэнергии, вырабатываемой для отдельных радионуклидов, поступающих в окружающую среду при переработке ОЯТ [126].

Основной вклад в дозу от переработки ОЯТ вносят выбросы радионуклидов в атмосферу (93 %). Вклад углерода-14 в дозу от выбросов в атмосферу составляет 74 %, ^{85}Kr — 17 %, ^3H — 5 %. Вклад углерода-14 в дозу от водных сбросов составляет 81 %, ^{106}Ru — 4 %, ^{239}Pu — 4 %, ^{60}Co — 3 %, ^{241}Am — 3 %. В суммарной дозе для населения от переработки ОЯТ доминирует углерод-14 (76 %).

Атомные электрические станции (АЭС)

Выбросы работающих реакторов различного типа обычно для удобства рассмотрения и сравнения нормируют на производство единицы электроэнергии, в ка-

Таблица 1.20. Выбросы радионуклидов от установок по переработке ОЯТ [126]

Радионуклид	Выбросы в атмосферу			Сбросы в водные объекты	
	Селлафилд	Ла-Аг	Маяк	Селлафилд	Ла-Аг
Выбросы на единицу выработанной электроэнергии, ТБк/(ГВт · год)					
³ H	—	3,8·10 ⁴	—	—	6,7·10 ⁶
¹⁴ C	—	1,1·10 ⁴	—	—	5,0·10 ³
⁵⁴ Mn	—	—	—	—	1,4·10 ⁰
⁵⁸ Co	—	—	—	—	7,0·10 ⁻²
⁶⁰ Co	—	4,9·10 ⁻³	—	—	4,4·10 ¹
⁸⁵ Kr	—	1,5·10 ⁸	—	—	—
⁹⁰ Sr	—	—	—	—	9,1·10 ¹
¹⁰⁶ Ru	—	4,8·10 ⁻²	—	—	1,4·10 ³
¹²⁹ I	—	3,1·10 ⁰	—	—	9,3·10 ²
¹³¹ I	—	1,6·10 ⁻¹	—	—	7,9·10 ⁰
¹³⁴ Cs	—	3,6·10 ⁻³	—	—	5,1·10 ¹
¹³⁷ Cs	—	3,0·10 ⁻³	—	—	7,3·10 ²
²³⁹ Pu	—	1,3·10 ⁻³	—	—	6,3·10 ⁰
²⁴¹ Am	—	—	—	—	1,3·10 ¹
Средний выброс, Бк/с					
³ H	3,1·10 ⁶	1,8·10 ⁶	—	4,4·10 ⁷	3,2·10 ⁸
¹⁴ C	8,7·10 ³	5,1·10 ⁵	—	1,4·10 ⁵	2,3·10 ⁵
⁴¹ Ar	—	—	1,2·10 ⁶	—	—
⁵⁴ Mn	—	—	—	—	6,4·10 ¹
⁵⁸ Co	—	—	—	—	3,3·10 ⁰
⁶⁰ Co	—	2,3·10 ⁻¹	3,4·10 ⁻¹	3,1·10 ³	2,0·10 ³
⁸⁵ Kr	1,4·10 ⁹	7,1·10 ⁹	—	—	—
⁹⁰ Sr	1,3·10 ⁰	—	4,2·10 ¹	3,2·10 ⁴	4,2·10 ³
¹⁰⁶ Ru	2,4·10 ¹	2,2·10 ⁰	5,7·10 ⁰	3,7·10 ⁴	6,5·10 ⁴
¹²⁹ I	3,1·10 ²	1,4·10 ²	—	8,7·10 ³	4,3·10 ⁴
¹³¹ I	1,2·10 ¹	7,7·10 ⁰	2,5·10 ¹	—	3,7·10 ²
¹³⁵ Xe	—	—	1,8·10 ⁵	—	—
¹³⁴ Cs	—	1,7·10 ⁻¹	—	3,5·10 ³	2,4·10 ³
¹³⁷ Cs	3,0·10 ⁰	1,4·10 ⁻¹	2,1·10 ¹	1,5·10 ⁵	3,4·10 ⁴
²³⁹ Pu	6,2·10 ⁻¹	5,9·10 ⁻²	1,3·10 ¹	4,2·10 ³	2,9·10 ²
²⁴¹ Am	1,2·10 ⁰	—	—	1,1·10 ⁴	6,2·10 ²

Таблица 1.21. Оценки дозы для населения от выбросов и сбросов предприятий по переработке ОЯТ (локальный и региональный компоненты коллективной дозы в течение 100 лет) [126]

Радионуклид	Коллективная доза на единицу произведенной электроэнергии, чел.·Зв/(ГВт·год)		
	Выброс в атмосферу	Сброс в водные объекты	Сумма
^3H	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$
^{14}C	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-2}$
^{54}Mn	0	$8,4 \cdot 10^{-7}$	$8,4 \cdot 10^{-7}$
^{58}Co	0	$1,8 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^{-8}$
^{60}Co	$3,4 \cdot 10^{-7}$	$6,1 \cdot 10^{-5}$	$6,1 \cdot 10^{-5}$
^{85}Kr	$4,5 \cdot 10^{-3}$	0	$4,5 \cdot 10^{-3}$
^{90}Sr	0	$5,8 \cdot 10^{-7}$	$5,8 \cdot 10^{-7}$
^{106}Ru	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$9,0 \cdot 10^{-5}$	$9,0 \cdot 10^{-5}$
^{129}I	$8,3 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$8,5 \cdot 10^{-4}$
^{131}I	$9,6 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-9}$	$9,6 \cdot 10^{-7}$
^{134}Cs	$2,0 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$
^{137}Cs	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
^{239}Pu	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$8,3 \cdot 10^{-5}$	$8,7 \cdot 10^{-5}$
^{241}Am	0	$5,7 \cdot 10^{-5}$	$5,7 \cdot 10^{-5}$

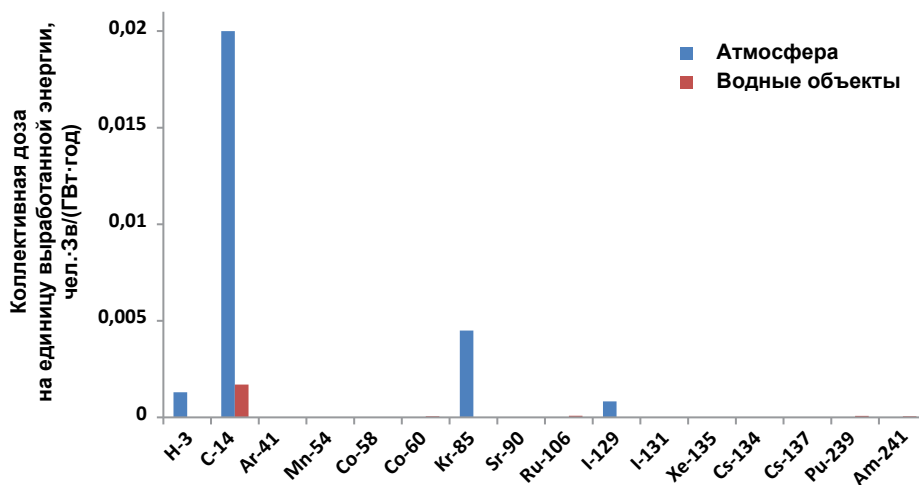


Рис. 1.11. Вклад радионуклидов в коллективную дозу для населения от переработки ОЯТ, нормализованной на единицу выработанной электроэнергии (локальный и региональный компоненты коллективной дозы в течение 100 лет) [126]

честве которой используют ГВт·год. Так, в России в 2019 году было выработано 1096,4 ГВт·ч электроэнергии [148], в том числе за счет атомной энергетики — 208,784 ГВт·ч, или 19,04 % общего производства электроэнергии в стране. По состоянию на 2017 год для производства электроэнергии в мире используется 441 ядерный реактор общей мощностью 389 979 МВт (эл.) [149]. В мировой ядерной энергетике используются следующие типы ядерных энергетических реакторов: легководные реакторы с водой под давлением (PWR), легководные реакторы с кипящей водой (BWR), реакторы с тяжеловодным замедлителем и теплоносителем (HWR), газоохладяемые реакторы с графитовым замедлителем (GCR и AGR), графито-водные ядерные реакторы (LWGR), а также реакторы на быстрых нейтронах (FBR).

Величины выбросов и их радионуклидный состав зависят от типа реактора, состояния активной зоны и оборудования, эффективности очистки, условий эксплуатации. Основную долю в выбросах радионуклидов на АЭС составляют продукты деления. В их состав входят инертные радиоактивные газы (изотопы криптона и ксенона), тритий, а также радиоизотопы таких элементов, как йод, цезий, стронций, церий, рутений, цирконий и др. Другая группа радионуклидов представляет собой продукты активации материалов активной зоны реактора и первого контура теплоносителя: ^{14}C , ^{41}Ar , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn и др.

Оценки выбросов и сбросов радионуклидов АЭС с различными типами ядерных реакторов представлены в таблице 1.22 [126].

Таблица 1.22. Нормализованные выбросы и сбросы АЭС с различными реакторами

Тип реактора	Расчетные нормализованные выбросы на единицу произведенной электроэнергии, ТБк/(ГВт·год)							
	Выбросы в атмосферу						Водные сбросы	
	ИРГ	Тритий	^{131}I	^{14}C	Аэрозоли	^{35}S	Тритий	Другие нуклиды
PWR	$5,8 \cdot 10^0$	$1,5 \cdot 10^0$	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$8,3 \cdot 10^{-2}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$	0	$1,8 \cdot 10^1$	$3,8 \cdot 10^{-3}$
BWR	$1,8 \cdot 10^1$	$1,3 \cdot 10^0$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-1}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$	0	$8,2 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$
HWR	$3,5 \cdot 10^1$	$2,0 \cdot 10^2$	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$6,0 \cdot 10^{-1}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$	0	$1,7 \cdot 10^2$	$3,1 \cdot 10^{-2}$
LWGR	$4,6 \cdot 10^2$	$2,6 \cdot 10^1$	$9,9 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^0$	$2,7 \cdot 10^{-3}$	0	$7,8 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$
AGR	$1,9 \cdot 10^1$	$4,0 \cdot 10^0$	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^0$	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-2}$	$4,1 \cdot 10^2$	$8,1 \cdot 10^{-1}$
GCR	$1,7 \cdot 10^3$	$5,0 \cdot 10^0$	0	$5,5 \cdot 10^0$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$3,7 \cdot 10^{-1}$	$4,7 \cdot 10^0$	$1,2 \cdot 10^0$
FBR	$4,4 \cdot 10^1$	$4,9 \cdot 10^1$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	0	$1,7 \cdot 10^0$	$2,3 \cdot 10^{-2}$

Согласно оценкам НКДАР, выбросы в атмосферу инертных радиоактивных газов (ИРГ) для АЭС с различными типами ядерных реакторов изменяются в широких пределах от 5,8 (PWR) до 1700 (GCR) ТБк/(ГВт·год). Выбросы трития изменяются от 1,3 (BWR) до 200 (HWR) ТБк/(ГВт·год). Выбросы ^{14}C изменяются от 0,083 (PWR) до 5,5 (GCR) ТБк/(ГВт·год). Сбросы трития в водные объекты изменяются в пределах от 0,82 (BWR) до 410 (AGR) ТБк/(ГВт·год) [126]. Выбросы и сбросы других нуклидов значительно ниже по сравнению с ИРГ, тритием и ^{14}C .

В России в эксплуатации 3 типа энергетических реакторов: РБМК (реакторы большой мощности каналные с графитовым теплоносителем), ВВЭР (реакторы,

кипящие под давлением, теплоноситель — вода), БН (на быстрых нейтронах с жидким натрием в качестве теплоносителя).

Используемые на АЭС технические меры позволяют обеспечить при нормальных условиях эксплуатации весьма высокие коэффициенты удержания радионуклидов в реакторе. Существует ряд защитных барьеров, препятствующих выходу радионуклидов: оболочка самого топлива, оболочка твэла, герметичный контур реактора и контейнмент. В результате поступление радиоактивных веществ в окружающую среду сводится до уровня, допустимого действующими нормативами, которые в отношении ряда нуклидов серьезно изменились в меньшую сторону за период эксплуатации АЭС.

Выбросы радионуклидов в атмосферу производятся в основном через высокие трубы, что способствует лучшему рассеиванию радиоактивных веществ и уменьшению их концентрации в приземном воздухе. Перед поступлением в атмосферу производится очистка газоаэрозольных выбросов от радиоактивных аэрозолей. Для уменьшения активности выбрасываемых газов на АЭС осуществляется их задержка во времени перед выбросом в трубу, в течение которой происходит распад короткоживущих радионуклидов. Существенное различие между реакторами РБМК и ВВЭР с точки зрения активности воздушных выбросов заключается в том, что вследствие замкнутости и герметичности первого контура ВВЭР время пребывания в нем радиоактивных веществ намного больше, чем в открытом единственном контуре РБМК. Временная задержка радионуклидов уменьшает их активность, что эквивалентно улавливанию значительной части радиоактивности. В среднем величина современных выбросов ИРГ для реакторов ВВЭР более чем на порядок ниже по сравнению с реакторами РБМК.

Выбросы и сбросы отечественных АЭС с реакторами ВВЭР, РБМК и БН на примере Нововоронежский, Ленинградской и Белоярской АЭС приведены в настоящей книге.

В таблице 1.23 представлены оценки вкладов техногенных радионуклидов в дозу облучения населения от выбросов АЭС с различными типами ядерных реакторов [126]. Основной вклад в выбросы АЭС в мире вносят углерод-14 и тритий: 92 % — PWR, 81 % — BWR, 97 % — HWR, 90 % — LWCR, 76 % — AGR, 92 % — FBR. Для газоохлаждаемых реакторов с графитовым замедлителем (GCR) кроме трития и углерода-14 значимый вклад в дозу вносят ^{35}S , ^{90}Sr и ^{137}Cs , а для реакторов AGR — ^{35}S . Оценки НКДАР [126] свидетельствуют о необходимости первоочередного контроля углерода-14 и трития в выбросах АЭС.

1.2.3. Радиационные аварии

Каждая технология сопряжена с возникновением аварийных ситуаций различного масштаба по длительности и силе своего воздействия, а также по мощности социального резонанса. В атомной отрасли на протяжении ее сравнительно недолгой истории развития также произошло несколько крупных аварий, оставивших серьезный отпечаток в сознании людей. Здесь мы коснемся только одного аспекта произошедших радиационных аварий, связанного с загрязнением окружающей среды и изменением радиационных параметров на отдельных территориях и в биосфере в целом.

Прежде чем остановиться на количественных характеристиках радиационных аварий, следует отметить одну особенность подобных оценок. Нередко в литера-

Таблица 1.23. Оценки дозы для населения от выбросов АЭС с различными типами ядерных реакторов (локальный и региональный компоненты коллективной дозы в течение 100 лет) [126]

Радионуклид	Среднемировая коллективная доза на единицу вырабатываемой электроэнергии для каждого типа АЭС, чел.·Зв/(ГВт·год)						
	PWR	BWR	HWR	LWGR	AGR	GCR	FBR
³ H	$7,2 \cdot 10^{-2}$	$8,6 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^0$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,9 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-1}$
¹⁴ C	$4,6 \cdot 10^{-2}$	$3,2 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^{-1}$	$3,1 \cdot 10^{-1}$	$3,5 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^0$	$2,8 \cdot 10^{-2}$
³⁵ S	0	0	0	0	$4,5 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-1}$	0
⁴¹ Ar	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$4,6 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$3,4 \cdot 10^{-3}$	$8,4 \cdot 10^{-4}$	$7,0 \cdot 10^{-2}$	0
⁵⁴ Mn	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	0	$4,0 \cdot 10^{-5}$	0	0	$1,8 \cdot 10^{-4}$
⁵⁸ Co	$3,7 \cdot 10^{-5}$	$4,0 \cdot 10^{-5}$	0	$5,9 \cdot 10^{-6}$	0	0	$1,7 \cdot 10^{-4}$
⁶⁰ Co	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$5,6 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$8,8 \cdot 10^{-3}$	$7,0 \cdot 10^{-2}$	$3,5 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$
⁶⁵ Zn	0	$5,0 \cdot 10^{-4}$	0	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$7,0 \cdot 10^{-5}$	0	0
⁸⁵ Kr	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	0	0	0	0	$1,7 \cdot 10^{-4}$
⁹⁰ Sr	$7,0 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	0	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$3,4 \cdot 10^{-5}$	$4,7 \cdot 10^{-1}$	0
¹⁰⁶ Ru	$3,7 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	0	0	0	0	0
¹³¹ I	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$7,5 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	0	$1,5 \cdot 10^{-4}$
¹³³ Xe	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	0	$1,1 \cdot 10^{-2}$	0	0	0
¹³⁵ Xe	$3,4 \cdot 10^{-5}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$	0	$2,4 \cdot 10^{-3}$	0	0	0
¹³⁸ Xe	$1,5 \cdot 10^{-9}$	$3,1 \cdot 10^{-7}$	0	$1,1 \cdot 10^{-6}$	0	0	0
¹³⁴ Cs	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	0	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$7,4 \cdot 10^{-4}$	$3,8 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$
¹³⁷ Cs	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$4,6 \cdot 10^{-2}$	$6,6 \cdot 10^{-3}$	$6,6 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-1}$	$7,7 \cdot 10^{-3}$
Сумма	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$1,9 \cdot 10^0$	$4,8 \cdot 10^{-1}$	$4,9 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^0$	$2,8 \cdot 10^{-1}$

туре, особенно в общедоступной и массовой, можно встретить описание источника потенциальной радиоактивной опасности через суммарную активность, поступившую в окружающую среду, выраженную в единицах кюри или беккерелях. Так, например, при характеристике аварии на ЧАЭС повсеместно можно встретить выражение: «выброшено радионуклидов общей активностью 50 млн кюри» [150]. Где-то пишется более строго, что эта величина суммарного выброса рассчитана на 6 мая 1986 года (время, когда распалась большая часть короткоживущих радионуклидов) [151], однако и это уточнение мало что дает, поскольку вообще-то некорректно складывать отдельные свойства веществ, желая при этом отразить их значимость совершенно в ином качестве.

Когда возникает потребность характеризовать источник радиации, необходимо не только указывать такую количественную меру, как активность, но и точно именовать источник этой активности, т. е. то вещество, которое распадается с испусканием элементарных частиц, гамма-квантов и/или ядерных фрагментов, поскольку скорость распада не в полной мере характеризует биологическую опасность радиоактивного элемента. Так, 1 Бк полония-210 отличается по своему биологическому

действию на живой организм от 1 Бк трития при поступлении внутрь организма примерно в 200 тысяч раз. Именно поэтому, говоря о суммарном поступлении в организм человека активности, скажем, в размере 1 МБк, крайне важно упомянуть, о каком радионуклиде идет речь. Поскольку в случае ^{210}Po эта величина приведет почти к 100 % смертельному исходу, а в случае с ^3H не будет превышен даже санитарно-гигиенический норматив (21 МБк/год), т. е. такое поступление трития вполне допустимо [77]. Именно поэтому некорректным будет сложение активности трития и полония, поскольку такая сумма не поможет ответить на вопрос, опасно или безопасно вещество с такой активностью.

Аналогично поступление какого-либо радиоактивного вещества в биосферу недостаточно, хотя и важно, измерять величиной его активности. При этом достаточно часто, несмотря на огромную величину инъекции радиоактивного вещества в биосферу, последствия с точки зрения радиационного воздействия могут оказаться ничтожными. Так, во время аварии на японской АЭС «Фукусима-1» в атмосферу Земли было выброшено примерно 12 600 ПБк ^{133}Xe , что сопоставимо или даже больше, чем сумма всех радионуклидов, освобожденных при аварии на ЧАЭС. Однако из десятка тысяч публикаций по аварии на японской АЭС лишь несколько исследователей останавливаются на выбросе ^{133}Xe , и то рассматривая этот изотоп как маркер распространения радиоактивности по северному полушарию.

Следовательно, при характеристике источника ионизирующего излучения необходимо рассматривать каждый радионуклид отдельно, что, безусловно, верно, но не всегда удобно, поскольку занимает много времени и сил. Поэтому нередко, рассматривая опасное воздействие какого-либо источника, сначала определяют *реперные (критические, наиболее значимые)* радионуклиды, позволяющие в сжатом виде проводить сравнения и делать некоторые оценочные выводы.

Для человека и живой природы к наиболее распространенным и биологически значимым радионуклидам техногенного происхождения (с точки зрения оценки опасности) уже относительно давно специалисты стали относить ^{137}Cs . В пользу этого нуклида говорят и высокий выход при делении ^{235}U , и период полураспада, соизмеримый с продолжительностью жизни человека (30,05 лет [152]). ^{137}Cs претерпевает β -распад, в результате которого с вероятностью 5,64 % превращается в стабильный ^{137}Ba (при этом средняя энергия β -частицы составляет 416 кэВ), или с вероятностью 94,36 % превращается в нестабильный $^{137\text{m}}\text{Ba}$ (при этом средняя энергия β -частицы составляет 174 кэВ). Дочерний радионуклид $^{137\text{m}}\text{Ba}$ имеет существенно меньший период полураспада (2,55 мин) и потому традиционно рассматривается вместе с материнским радионуклидом. $^{137\text{m}}\text{Ba}$ с испусканием γ -кванта также превращается в стабильный ^{137}Ba (энергия γ -кванта составляет 661,7 кэВ, а выход 84,99 % на распад). В 15 % $^{137\text{m}}\text{Ba}$ испытывает ряд изомерных переходов, при которых также происходит испускание γ -кванта с энергией, близкой к 660 кэВ. В результате полного распада $^{137\text{m}}\text{Ba}$ в подавляющем большинстве практических расчетов используют усредненную энергию γ -кванта 661,0 кэВ. Таким образом, ^{137}Cs со своим дочерним изотопом может создавать дозы как внешнего, так и внутреннего облучения различных объектов. Совокупность перечисленных характеристик этого радионуклида и обуславливает его выбор как реперного нуклида в большинстве практических применений.

Конечно, в отдельных (как правило, локальных) ситуациях в качестве реперного (биологически значимого) радионуклида могут выступать и другие веществ-

ва. Так, 21 апреля 1964 года американский навигационный спутник «Транзит-5 БН-3» с радиоизотопным источником энергии на борту не смог выйти на орбиту. Устройство с ^{238}Pu распалось в атмосфере и рассеялось по планете. Оценка попавшего в окружающую среду изотопа составляла примерно 0,6 ПБк [153]. Или радиационная авария на ПО «Маяк» с выбросом радиоактивных веществ в атмосферу, которая произошла 29 сентября 1957 года. В долгосрочном плане реперным радионуклидом, определяющим опасность для человека, стал ^{90}Sr , общий выброс которого составил примерно 2,5 ПБк [154, 155]. Для грядущих поколений в зависимости от того, как далеко мы стараемся заглянуть, проблема ^{137}Cs перестанет быть актуальной из-за его распада, и на первый план станут выходить другие нуклиды: ^{14}C , ^{239}Pu , ^{129}I и др.

Но если смотреть на проблему сегодняшнего дня и ближайшего будущего нескольких поколений людей, то ^{137}Cs — это именно тот элемент, который характеризует роль на планете техногенного радиационного фактора в течение первого столетия использования радиоактивных веществ. В таблице 1.24 представлены основные (наиболее значимые) источники локализации и поступления во внешнюю среду ^{137}Cs .

Если проводить классификацию радиационных аварий по масштабу загрязнения окружающей среды и уровню радиэкологического воздействия, то на первом месте стоят: Кыштымская авария и авария на ЧАЭС, затем на АЭС «Фукусима-1» и авария на ядерном реакторе в Уиндскейле 1957 года. Следует отметить, что в острый период сильное воздействие на биоту в непосредственной близости от эпицентра было отмечено при аварии 1957 года на НПО «Маяк» (поражение и гибель диких и сельскохозяйственных животных, отдельных видов растительности) и при аварии на ЧАЭС (поражение и гибель отдельных видов биоты) [140].

Таблица 1.24. Основные источники локализации и поступления во внешнюю среду ^{137}Cs

Источник	Место нахождения	Активность, ПБк	Ссылки
Ядерные испытания	Глобальное рассеяние (в основном северное полушарие)	948	[156]
Водоем Карачай	Территория НПО «Маяк»	2600	[144]
Сбросы в р. Течу с комбината «Маяк» (1949-1956 годы)	Челябинская область, преимущественно донные отложения реки Течи и пойма в верхней части	1	[143]
Сбросы с предприятий США (1946-1951 годы)	США	~ 1-1,5	[138]
Сбросы ГХК за весь период работы	Красноярский край, р. Енисей	0,2 0,25**	[157, 158]
Радиационные аварии			
«Кыштым», 1957 год	Восточно-Уральский след	0,7 0,26	[155] [Романов, в 140]

Окончание табл. 1.24

Источник	Место нахождения	Активность, ПБк	Ссылки
Уиндскейл, 1957 год	(Область Камберленд) на северо-западном побережье Великобритании, юго-восточный след	0,022-0,045	[159]
ЧАЭС, 1986 год	Глобальное (преимущественно Белоруссия, Россия и Украина)	85	[7]
Авария на АЭС «Фукусима-1»	Глобальное (преимущественно Тихий океан)	20	[160, 161]
Годовой сброс и выброс всех АЭС, 2002 год*	Глобальное (преимущественно страны с развитой ядерной энергетикой)	0,01	[3] Наши оценки

* Год выбран для гармонизации с оценками доклада НКДАР ООН [7], выбросы за другие годы несущественно отличаются от приведенного значения.

** Сбросы и выбросы ГХК.

Для острого периода радиационной аварии также может быть определен реперный нуклид, имеющий особую радиологическую значимость. Для аварии на ядерном реакторе в Уиндскейле, на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1» речь идет о таком изотопе, как ^{131}I .

Как при нормальной производственной деятельности, так и в случае аварийных ситуаций обычно не удастся избежать выбросов изотопов йода во внешнюю среду. Однако количество инжестируемого йода в большинстве случаев так мало, что проследить воздействие его на элементы биосферы и человека не представляется возможным. Так, эксплуатация энергоблока АЭС мощностью 1 МВт (эл.) сопровождается годовым выбросом в атмосферу ^{131}I менее 0,2 мкг (10^9 Бк) [7]. В таблице 1.25 приведен ряд характерных примеров, связанных с наиболее значительными выбросами радиоактивного ^{131}I в атмосферу за весь период существования атомной отрасли.

Некоторые из приведенных в таблице 1.25 примеров (аварии в Уиндскейле, на «Три-Майл-Айленд» и особенно на ЧАЭС) широко обсуждались и продолжают обсуждаться широкими слоями общественности, другие же известны в основном только узкому кругу специалистов.

Однако не только величина выброса определяет радиологические последствия загрязнения атмосферы ^{131}I . Так, при испытаниях ядерного оружия (особенно большой мощности) выброс радиоактивных веществ происходил в стратосферу, и за время нахождения в ней часть радиоактивных элементов распадалась, не достигая поверхности Земли. Например, при равномерном распределении по земной поверхности и без учета радиоактивного распада средняя плотность выпадений ^{131}I от ядерных испытаний в 1962 году должна была бы составить около 630 кБк/м², в то время как, например, в Хилтоне (Великобритания) была зафиксирована суммарная за год плотность выпадений около 2,5 кБк/м² [162], а популяционно взвешенная — всего 0,15 кБк/м² [7]. В то же время при более низковысотных и в миллионы раз более слабых выбросах плотность загрязнения земной поверхности может быть

Таблица 1.25. Выбросы ^{131}I в атмосферу в результате различных аварий и производственной деятельности

Источник	Страна	Дата	Выброс в атмосферу, Бк	Источник
Производственная деятельность предприятий в Хэнфорде	США	12.1944-12.1947	$2,2 \cdot 10^{16}$	[137, 138]
Производственная деятельность ПО «Маяк»	СССР	1953 — середина 1957	$1,0 \cdot 10^{16}$	[163]
Авария в Уиндскейле	Англия	10-11.10.1957	$7,4 \cdot 10^{14}$	[164]
Испытания ядерного оружия в атмосфере	Все страны	1962	$2,8 \cdot 10^{20}$	[165]
Авария на реакторе SL-1 в Айдахо	США	03.01.1961	$3,0 \cdot 10^{12}$	[166]
Инцидент на заводе по переработке ОЯТ в Саванна-Ривер	США	29.05-23.06.1961	$5,7 \cdot 10^{12}$	[167]
Инцидент на заводе по переработке ОЯТ в Хэнфорде	США	2-3.09.1963	$2,2 \cdot 10^{12}$	[168]
1-й промышленный ядерный взрыв на р. Чаган мощностью 140 кт	СССР	15.01.1965	$5,8 \cdot 10^{16}$	[169]
Авария на 1 блоке ЛАЭС	СССР	11.1975	$3,7 \cdot 10^{12}$	Не публ.
Авария на АЭС «Три-Майл-Айленд»	США	28.03.1979	$5,6 \cdot 10^{11}$	[170]
Авария на IV блоке ЧАЭС	СССР	26.04-26.05.1986	$1,7 \cdot 10^{18}$	[171]
Работа всех типов АЭС	Все страны	1996	$1,0 \cdot 10^{11}$	[7]
Авария на АЭС «Фукусима-1»	Япония	12-16.03.2011	$(0,9-7) \cdot 10^{17}$	[172]

сопоставима с приведенными значениями и даже превышать их. Так, при безобидном¹⁶ для населения и окружающей среды инциденте на реакторе SL-1 (1961 год) уровни загрязнения почвы составили от 0,2 до 10 кБк/м².

Но и плотность выпадений еще далеко не полностью определяет опасность воздействия ^{131}I на человека и живую среду. Практически с самого начала исследований по оценке потенциального радиационного воздействия специалисты в качестве наиболее информативного показателя выбрали уровни загрязнения молока. 50-летний опыт доказал обоснованность такого выбора. Даже в случае массовых измерений уровней γ -излучения от щитовидной железы (ЩЖ) людей после чернобыльской аварии для удовлетворительного восстановления дозы облучения ЩЖ необходимо было знание интеграла концентрации ^{131}I в молоке (подробнее см. [173]).

¹⁶ Оценка доз на ЩЖ взрослого населения составила 0,35 мГр, что в то время составляло около 1 % от величины предельно допустимой годовой дозы для населения, проживающего вблизи ядерных установок.

Именно поэтому, говоря о влиянии того или иного технологического процесса или инцидента, связанного с выбросом ^{131}I или других изотопов этого элемента, прежде всего необходимо ориентироваться на реальные или возможные концентрации радионуклидов в молоке домашних животных (таблица 1.26).

Нетрудно видеть, что по выбранному параметру резко выделяются две аварии: в Англии на заводе в Уиндскейле и в СССР на Чернобыльской АЭС. При этом, хотя выброс в атмосферу различался для этих аварий почти в 2000 раз, максимальные уровни загрязнения молока различаются лишь примерно на порядок величины. Причин здесь две.

Во-первых, в Уиндскейле выброс йода происходил через 125-метровую трубу в течение 2 суток, и рассеяние выброса происходило в основном в одном юго-восточном направлении. При аварии на Чернобыльской АЭС выброс попадал в различные атмосферные слои вплоть до нескольких километров над землей и распространялся в различных направлениях. Другими словами, рассеяние радионуклидов, в том числе и изотопов йода, было заметно более сильным, чем в Уиндскейле. Вторым важным фактором стала густота растительного покрова на пастбищах. Если в Англии в период аварии был еще довольно густой травяной покров, то в Советском Союзе в период аварии, особенно на северных территориях, пастбищный выпас скота еще и не начинался. Таким образом, относительные уровни загрязнения травяного покрова в СССР были ниже, чем в Англии, а задержка выпаса крупного рогатого скота способствовала частичному очищению травяного покрова.

Еще ярче влияние отмеченных факторов проявилось при аварии на японской АЭС, когда при мощном выбросе ^{131}I в атмосферу уровни загрязнения молока фактически не превышали допустимых пределов.

Тем не менее именно авария на ЧАЭС остро поставила вопрос о степени радиационного воздействия ^{131}I на довольно большие популяции населения. Впервые в мировой практике заметному облучению ЩЖ подверглись не несколько десятков человек (как, например, 190 жителей округа Нисияма города Нагасаки, не подвергшихся внешнему облучению в момент взрыва бомбы в 1945 году, или 64 жителя острова Ронгелап во время испытания американской водородной бомбы на атолле Бикини в 1954 году), а несколько сотен тысяч человек. Следует заметить, что при аварии на заводе «Уиндскейл» максимальная доза на ЩЖ ребенка (по данным прямых измерений содержания ^{131}I в критическом органе) оценена в 0,16 Гр, а на ЩЖ взрослого человека из населения — 0,04 Гр. Во многом это было обусловлено своевременным принятием защитных мер (всего было изъято 3 млн л молока). Еще более низкие дозы облучения щитовидной железы наблюдались при аварии на АЭС «Фукусима-1» из-за низких уровней загрязнения молока и фактического запрета на его потребление в районах, попавших в зону радиоактивного загрязнения. И это важное обстоятельство сильно отличает аварии на заводе «Уиндскейл» и АЭС «Фукусима-1» от ситуации, возникшей после аварии на Чернобыльской АЭС, когда меры по защите населения от дополнительного облучения ^{131}I явно запоздали [179].

Другим важным интегральным критерием тяжести радиационной аварии является оценка дозы облучения (таблица 1.27) [180-182].

Если проводить классификацию радиационных аварий по уровню радиоэкологического воздействия, то на первом месте стоят аварии на ПО «Маяк» (1957 год), ЧАЭС (1986 год) и затем на АЭС «Фукусима-1». Максимальные мощности дозы облучения организмов биоты на территории Восточно-Уральского радиоактивного

Таблица 1.26. Максимальные зарегистрированные концентрации ^{131}I в молоке при различных событиях, связанных со значительным выбросом изотопов йода во внешнюю среду, Бк/л

Событие	Максимальная концентрация ^{131}I в молоке, Бк/л	Источник
Производственная деятельность ПО «Маяк»	1300*	[174]
Авария в Уиндскейле	51800	[175]
Испытания ядерного оружия в атмосфере	26	[165]
1-й промышленный ядерный взрыв на р. Чаган мощностью 140 кт	2040	[176]
Авария на реакторе SL-1 в Айдахо	7,4	[177]
Инцидент на заводе по переработке ОЯТ в Саванна-Ривер	200	[167]
Инцидент на заводе по переработке ОЯТ в Хэнфорде	5,2	[168]
Авария на IV блоке ЧАЭС	400000	[178]
Авария на АЭС «Фукусима-1»	5300	[172]

* Реконструкция среднегодового значения. Примерно такое же среднегодовое значение было реконструировано и в окрестностях Хэнфорда [138].

Таблица 1.27. Оценки мощности дозы облучения биоты на территориях, загрязненных в результате радиационных аварий (ближняя зона), мГр/сут [100, 179-184]

Объект биоты	ВУРС (1957)	ЧАЭС (1986)	АЭС «Фукусима-1» (2011)	БУОБ*
Деревья (сосна)	100-2000	30-1000	20	1
Трава	60-1000	50-1000	25	10
Наземные позвоночные	100-400	80-700	1,7	1
Рыба	30-110	2-100	3,4	1
Моллюски	30-130	10-100	1,2	10
Водоросли	40-120	5-100	70	10

* БУОБ — экологически безопасный уровень облучения для объектов биоты [185, 186].

следа (ВУРС) сопоставимы с дозовыми нагрузками на биоту в ближней зоне ЧАЭС. На участке, расположенном в 2 км к западу от Чернобыльской АЭС, погибли сосны. Доза внешнего облучения деревьев на этом участке, получившего название «рыжий лес», составила не менее 100 Гр. За исключением зоны «рыжего леса» лесные экосистемы вблизи ЧАЭС сохранили свою жизнеспособность. Уже через год после аварии в поврежденных лесах начались активные восстановительные процессы. В первые годы после аварии в зоне отчуждения наблюдались генетические и морфологические изменения у некоторых видов растений, обеднение видового состава почвенной фауны, нарушения в показателях крови и морфологические изменения

внутренних органов мышевидных грызунов и других диких животных, повышение уровня асимметрии жилкования крыльев у стрекоз, увеличение числа рыб с аномалиями воспроизводительной системы для популяции белого толстолобика водоема-охладителя при сохранении жизнеспособности популяции [140, 184, 187].

В целом дозы облучения организмов биоты в ближней зоне аварийной АЭС «Фукусима-1» заметно ниже по сравнению с головной частью ВУРС и ближней зоной ЧАЭС. Наиболее высокие уровни облучения объектов биоты отмечались вблизи аварийной АЭС «Фукусима-1» в период с середины марта по середину апреля 2011 года [172]. Согласно расчетным оценкам, мощность дозы облучения деревьев и травы в этот период составляла 20-25 мГр/сут, оленя — 1,7 мГр/сут. В течение года дозовые нагрузки для деревьев и травы заметно снизились до 0,3-0,5 мГр/сут, а для оленя остались примерно на том же уровне 1,4 мГр/сут. Для морских организмов наиболее высокие мощности дозы облучения, согласно расчетным оценкам, имели место для водорослей в прибрежной зоне аварийной АЭС в первый месяц после аварии — 70 мГр/сут вследствие накопления морскими водорослями короткоживущего ^{131}I . После его распада через несколько месяцев уровень облучения водорослей снизился практически в 1000 раз. Мощность дозы облучения крабов и рыбы в первый месяц после аварии оценивается соответственно в 1,2 и 3,4 мГр/сут, через год она снизилась в десятки раз до значений 0,11-0,12 мГр/сут.

За пределами головной части ВУРС, зон отчуждения Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1» не установлено радиационной гибели растений и животных, нарушения устойчивости функционирования экосистем, изменения их видовой структуры под действием радиоактивного загрязнения [140, 172, 188].

1.2.4. Дозовые нагрузки от техногенных радионуклидов

Рассматривая проблему в глобальном плане, т. е. оценивая значение техногенной радиации на биосферу в целом, можно заключить, что самым серьезным фактором за прошедшее время стали ядерные испытания. При этом максимальные расчетные годовые дозы на человеческую популяцию от радиоактивных выпадений наблюдались в 1963-1964 годах и составляли около 0,1 мЗв/год. Со временем дозы уменьшались, и к настоящему времени они меньше 10 мкЗв/год. И если испытания в атмосфере больше проводиться не будут, то годовые дозы облучения будут все меньше и меньше. Другие источники ионизирующего облучения создавали и будут создавать еще многократно меньшие дозы на всю биосферу, но вблизи предприятий возможны дозы, сравнимые с дозами от глобальных выпадений, характерные для настоящего времени.

Инструментальными методами принципиально (на фоне естественного облучения) невозможно выделить вклад, например, современной АЭС в дозу облучения населения даже в непосредственной близости от нее. Поэтому все потенциальные дозовые нагрузки получаются расчетным путем. Рассчитанное значение максимальной среднелюдской дозы составляет за счет работы всех АЭС мира 0,01 мкЗв/год, т. е. на уровне 0,01 % от естественного фона. Оценка коллективной эффективной дозы от радионуклидов, вышедших из реакторов, составляла в начале XXI века 0,21 чел.·Зв на 1 ГВт·год выработанной электрической энергии [126], или 68 чел.·Зв от всех мировых АЭС. Разделив это значение на 7,3 млрд жителей Земли, мы и получим средневзвешенную дозу на отдельного человека. При этом надо



Рис. 1.12. Вклад различных источников излучения в коллективные дозы облучения населения Российской Федерации [99]

помнить, что доза эта рассчитывалась с использованием консервативных предположений, вследствие чего ее величина по меньшей мере на порядок величины превышает реальные дозовые нагрузки от техногенных источников. Фактически для большинства населения, не проживающего вблизи ядерно и радиационно опасных объектов (ЯРОО), усредненные глобальные оценки дают завышенные, хотя и очень малые величины дозы, тогда как для небольшой части популяции, проживающей вблизи ЯРОО, оценки будут выше среднемировых.

Вклад различных источников излучения в коллективную дозу облучения населения Российской Федерации представлен на рис. 1.12 [99].

На рис. 1.12 представлена общая картина облучения населения России, из которой видно, что основное облучение населения в настоящее время обусловлено природными источниками. В то же время наиболее мобильным среди представленных 4 групп источников оказывается медицинское облучение. Во-первых, оно разное для разных территорий, так, вклад медицинского облучения в дозу облучения населения Астраханской области составляет более 25 % от общей дозы, а для населения Республики Ингушетия — только 1,5 %. Во-вторых, его вклад не постоянен во времени.

Оценки дозы облучения населения от ЯТЦ

Оценки индивидуальной дозы для населения от ЯТЦ, включая добычу и переработку урановой руды, выработку электроэнергии на АЭС и переработку ОЯТ, нормированной на единицу произведенной электроэнергии, представлены в таблице 1.28 [126]. При оценках дозы предполагалось, что человек находится в 5 км от источника выбросов. Представлены оценки дозы как для способа добычи урановой руды методом подземного выщелачивания, так и для других способов добычи урана (подземные шахты и открытые поверхностные карьеры).

Оцененные индивидуальные дозы при использовании подземного выщелачивания примерно на порядок меньше по сравнению с другими способами добычи урана, что объясняется различиями в выбросах радона. Для добычи урана тради-

Таблица 1.28. Оценки индивидуальной дозы облучения населения от ЯТЦ, нормированные на выработанную электроэнергию, мЗв/(ГВт·год)

Источник выброса	Азиатско-Тихоокеанский регион	Европа
Выбросы в атмосферу		
Добыча и обогащение руды исключая подземное выщелачивание	$6,9 \cdot 10^{-3}$	$6,9 \cdot 10^{-3}$
Добыча и обогащение руды — подземное выщелачивание	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$
Атомные электростанции	$5,1 \cdot 10^{-5}$	$7,2 \cdot 10^{-5}$
Переработка ОЯТ	—	$5,7 \cdot 10^{-5}$
Сбросы в водные объекты		
Добыча и обогащение руды исключая подземное выщелачивание	—	—
Добыча и обогащение руды — подземное выщелачивание	—	—
Атомные электростанции	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$
Переработка ОЯТ	—	$6,9 \cdot 10^{-4}$
Суммарно по выбросам и сбросам		
Добыча и обогащение руды исключая подземное выщелачивание	$6,9 \cdot 10^{-3}$	$6,9 \cdot 10^{-3}$
Добыча и обогащение руды — подземное выщелачивание	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$
Атомные электростанции	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$
Переработка ОЯТ	—	$7,5 \cdot 10^{-4}$

ционными методами в подземных шахтах и поверхностных карьерах характерны наиболее высокие дозы облучения населения по сравнению с другими стадиями ЯТЦ. Далее по значимости идут выбросы АЭС и предприятий по переработке ОЯТ.

Дозы облучения населения от добычи и переработки урановой руды в основном связаны с облучением от радона, тогда как дозы от выбросов АЭС различаются в зависимости от типа реактора и, соответственно, от радионуклидного состава выброса. В целом индивидуальные дозы для населения от выбросов ЯТЦ являются очень низкими по сравнению с природным радиационным фоном (более чем в 10^2 - 10^3 раз ниже дозы от радиационного фона).

Локальный компонент коллективной дозы от атмосферных выбросов радионуклидов оценивался в пределах 100 км от предприятия ЯТЦ, региональный компонент — на расстоянии 100-1500 км. Предполагалось, что выбросы радона из хвостохранилищ, производимые на единицу вырабатываемой электроэнергии, будут продолжаться в течение 100 лет. Представлены также глобальные компоненты коллективных доз для населения от радионуклидов глобального распространения (^3H , ^{14}C , ^{85}Kr и ^{129}I) с временем интегрирования до 100, 500 и 10 000 лет.

Основной вклад в коллективную дозу облучения населения, нормированную на выработку электроэнергии, на локальном и региональном уровнях вносят добыча урана и деятельность АЭС, а в глобальном масштабе — выбросы АЭС и предприятий по переработке ОЯТ.

Оценки коллективной дозы для населения Земли от годовых выбросов предприятий ЯТЦ представлены в таблице 1.29 [126].

Из оценок, представленных в таблице 1.29, следует, что глобальный компонент коллективной дозы от выбросов предприятий ЯТЦ превосходит вклад локального

Таблица 1.29. Коллективные дозы облучения населения (среднемировые) от годовых выбросов предприятий ЯТЦ [126]

Источник радионуклидов	Коллективные дозы облучения населения, нормированные на выработку электроэнергии, чел.·Зв/(ГВт·год)	Коллективные дозы облучения населения, чел.·Зв
Локальный и региональный компонент (выбросы в атмосферу и сбросы в водные объекты)		
Добыча и переработка урановой руды	$2,2 \cdot 10^{-1}$	$5,3 \cdot 10^1$
Атомные электростанции	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$6,8 \cdot 10^1$
Переработка ОЯТ	$2,9 \cdot 10^{-2}$	$7,6 \cdot 10^0$
Сумма	$4,6 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^2$
Глобальный компонент (глобально-рассеиваемые радионуклиды)		
Добыча и обогащение урановой руды за:		
100 лет	—	—
500 лет	—	—
10 000 лет	—	—
Атомные электростанции за:		
100 лет	$1,8 \cdot 10^0$	$5,3 \cdot 10^2$
500 лет	$3,4 \cdot 10^0$	$1,0 \cdot 10^3$
10 000 лет	$1,7 \cdot 10^1$	$5,0 \cdot 10^3$
Переработка ОЯТ за:		
100 лет	$1,2 \cdot 10^0$	$2,6 \cdot 10^2$
500 лет	$2,1 \cdot 10^0$	$4,9 \cdot 10^2$
10 000 лет	$1,0 \cdot 10^1$	$2,4 \cdot 10^3$

Таблица 1.30. Оценки общемировой коллективной дозы и коллективной дозы, нормированной на единицу вырабатываемой электроэнергии, от ЯТЦ

Ядерный топливный цикл	Коллективная доза, чел.·Зв	Нормированная коллективная доза, чел.·Зв/(ГВт·год)
Локальный и региональный компоненты от добычи и переработки руды, работы электростанции и переработки ОЯТ	130	0,46
Локальный и региональный компоненты (объединенные до 100 лет) плюс глобальный компонент, объединенный до:		
100 лет	910	3,0
500 лет	1700	5,5
10 000 лет	7600	25

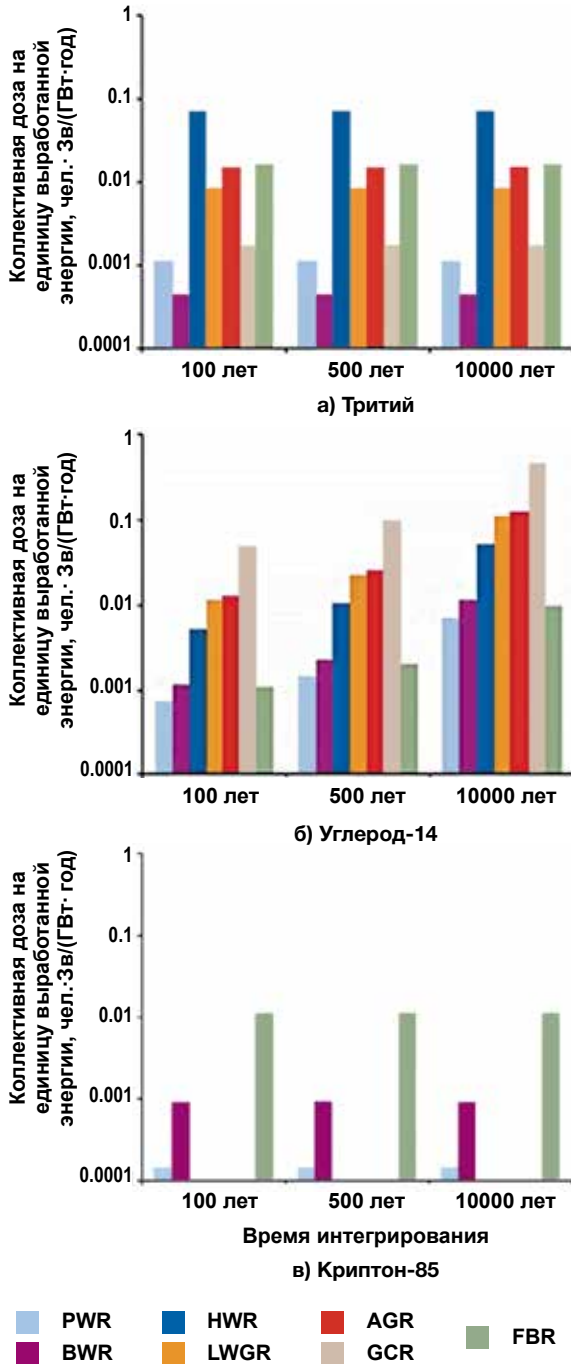


Рис. 1.13. Коллективные дозы, нормированные на единицу вырабатываемой электроэнергии, от выбросов глобально циркулирующих радионуклидов (трития, ^{14}C и ^{85}Kr), за периоды в 100, 500 и 10 000 лет для различных типов ядерного реактора

и регионального компонентов, при этом значимость глобального компонента возрастает со временем, что связано с присутствием в выбросах АЭС и предприятий по переработке ОЯТ долгоживущего радионуклида углерода-14. Итоговые значения суммарной коллективной дозы для населения Земли от ЯТЦ и коллективной дозы, нормированной на выработку электроэнергии, приведены в таблице 1.30 [126].

На рис. 1.13 показаны коллективные дозы, нормированные на единицу вырабатываемой электроэнергии, от выбросов глобально циркулирующих радионуклидов (трития, ^{14}C и ^{85}Kr), за периоды в 100, 500 и 10 000 лет для различных типов ядерного реактора [126].

Информация по ^{129}I не включена в рис. 1.13, поскольку этот радионуклид выбрасывается в атмосферу на этапе переработки ОЯТ. Представленная на рис. 1.13 гистограмма также иллюстрирует важность ^{14}C , вклад которого в коллективную дозу возрастает со временем интегрирования. Наибольшие значения нормированной коллективной дозы характерны для выбросов газоохлаждаемых реакторов с графитовым замедлителем (GCR и AGR) и графито-водных ядерных реакторов (LWGR). Дозы от выбросов ^{14}C с этими типами реакторов на порядок и более выше по сравнению с легко-водными реакторами (PWR и BWR) и реакторами на быстрых нейтронах (FBR).

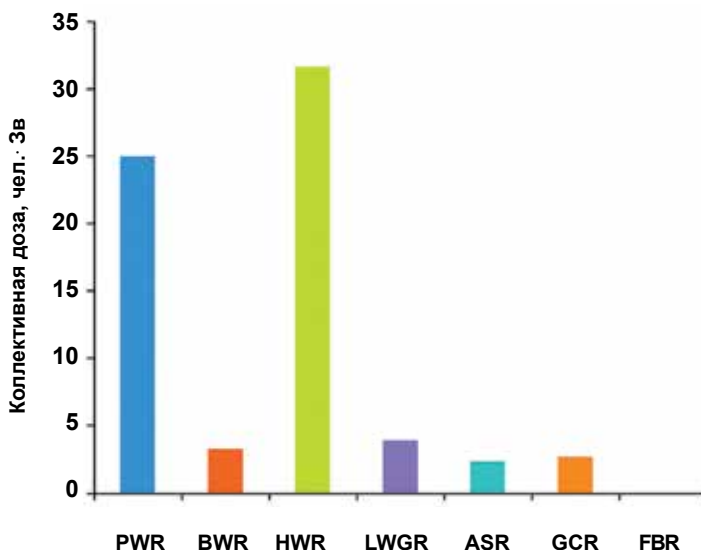


Рис. 1.14. Локальный и региональный компоненты коллективных доз облучения населения (в среднем по миру) от выбросов и сбросов АЭС с различными типами ядерных реакторов

На рис. 1.14 показаны коллективные дозы облучения населения от выбросов и сбросов атомных электростанций с различными типами реакторов, исключая вклад от глобально-циркулирующих радионуклидов (локальный и региональный компонент коллективной дозы [126]).

Из рис. 1.14 видно, что реакторы с тяжеловодным замедлителем и теплоносителем (HWR) и реакторы с водой под давлением (PWR) в настоящее время вносят наибольший вклад в коллективные дозы облучения населения. Отметим, что в целом дозы от выбросов АЭС в 10^5 - 10^6 раз ниже по сравнению с коллективной дозой облучения населения от природных источников ионизирующего излучения, составляющей 16 млн чел.·Зв в год.

1.2.5. Дозовые нагрузки от медицинского облучения

Общее облучение населения страны и отдельных регионов отражено в ежегодных выпусках радиационно-гигиенических паспортов Российской Федерации [189-206]. Наибольший вклад в значение средней годовой индивидуальной дозы облучения населения России вносит облучение за счет природных источников радиации, на втором месте стоят медицинские источники (около 14,9 %).

Эффективные дозы за процедуру у пациентов значительно зависят от применяемых технологий:

- от 0,01 до 0,1 мЗв — рентгеностоматологические исследования,
- от 0,1 до 1 мЗв — рентгенография,
- от 1 до 10 мЗв — КТ-исследования,
- как правило, более 10 мЗв — интервенционные исследования.



Рис. 1.15. Вклад различных методов диагностики в дозу медицинского облучения населения Российской Федерации в 2018 году [206]

Наибольшие значения годовой эффективной дозы медицинского облучения в расчете на одного жителя в 2018 году были отмечены в Магаданской области (1,05 мЗв), Сахалинской области (0,97 мЗв), Москве (0,91), Красноярском крае (0,79 мЗв), республиках Карелия (0,89 мЗв) и Коми (0,79 мЗв), Краснодарском крае (0,89 мЗв), Иркутской области (0,87 мЗв), Калужской области (0,86 мЗв), Тюменской области (0,82 мЗв), Мурманской области (0,75 мЗв), в Санкт-Петербурге (0,72 мЗв) и Хабаровском крае (0,71).

Коллективная доза медицинского облучения населения Российской Федерации составила 84,1 тыс. чел.·Зв. На рис. 1.15 показан вклад различных методов диагностики в дозу медицинского облучения населения Российской Федерации.

Наибольшие эффективные дозы (в среднем около 17 мЗв) получают пациенты при прохождении позитронной эмиссионной томографии и КТ-исследований всего тела. При исследовании головного мозга дозы составляют 3,4–4,8 мЗв, при исследовании миокарда — 2,7 мЗв. В случаях проведения многофазных исследований с внутривенным контрастным усилением эффективная доза пациента может увеличиваться до 15 мЗв при исследовании головного мозга, до 25–30 мЗв при исследовании всего тела и до 35–40 мЗв — при исследовании миокарда [207].

Медицинское облучение является наиболее мобильным среди всех источников излучения. Во-первых, оно разное для разных территорий: так, вклад медицинского облучения в дозу облучения населения Астраханской области составляет более 25 % от общей дозы, а для населения Республики Ингушетия — только 1,5 %. Во-вторых, он не постоянен во времени.

С 2000 по 2016 годы за счет замены оборудования коллективная доза медицинского облучения населения снизилась примерно в 2 раза (с 140 тыс. чел.·Зв до 75,4 тыс. чел.·Зв) [208].

На рис. 1.16 показаны тенденции в формировании коллективной дозы населения для двух процедур: рентгеноскопии и компьютерной томографии (КТ). Использование нового оборудования, которое дает существенно меньшие дозы на

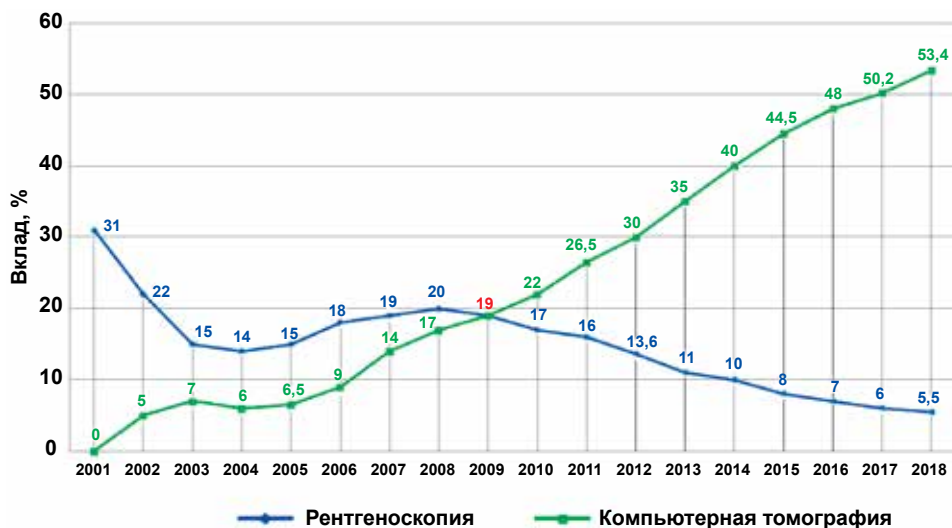


Рис. 1.16. Динамика вклада различных медицинских процедур в коллективную дозу облучения населения РФ [99]

исследователя, закономерно ведет к снижению коллективных доз. Одновременно все более активное внедрение в диагностику КТ процедур приводит к возрастанию дозы облучения пациентов. Вклад КТ в коллективную дозу медицинского облучения за последние 9 лет вырос в 7 раз, достигнув 35,2 %. В то же время, отмечая современные тенденции в диагностике и лечении населения в наиболее передовых странах, можно предположить, что в ближайшие годы вклад компьютерной томографии вырастет еще в несколько раз и в целом медицинские источники облучения могут выйти на первое место в структуре дозовых нагрузок.

Наибольший вклад компьютерной томографии в дозу медицинского облучения в 2018 году имел место в Республике Калмыкия (73,7 %), Республике Мордовия (71,3 %), Чувашской Республике (71,3 %), Сахалинской (70,3 %) и Пензенской областях (70,1 %). Еще в 17 субъектах Российской Федерации он составляет не менее 60 %, а в 25 — не менее 50 %.

Оставаясь на позициях консервативной предосторожности в отношении радиационного фактора, необходимо констатировать, что вопросы радиационной защиты пациентов становятся наиболее актуальными в мире и России. Так в России снижение доз медицинского облучения всего на 2 % в год полностью компенсирует коллективную дозу на население России от всех техногенных источников излучения в остальных областях их применения, включая облучение от прошлых аварий [209].

В целом можно отметить, что в XX-XXI веках уровень облучения населения вырос, но польза, полученная от внедрения новых технологий, особенно в медицине и производстве энергии, несомненно, перекрывает тот гипотетический ущерб, который, вопреки мнению МКРЗ и других авторитетных организаций, отдельные исследователи, используя методологию риска, оценивают в абсолютных величинах.

Следует также отметить, что в общественном сознании радиационная опасность складывается далеко не всегда на таком глобальном уровне, как сохранение и безопасность биосферы. Люди до настоящего времени обеспокоены ситуацией, сложившейся после аварий 1957 года на Урале, 1986 года на Чернобыльской атомной станции, в местах проживания в непосредственной близости от промышленных объектов атомной отрасли. При этом само наименование этих предприятий — ЯРОО, а также размещенные на их территории пункты хранения РАО или планируемые к сооружению ПЗРО оказывают дополнительное давление на психику обывательского сознания. Немалое число людей считает, что все эти предприятия — дети гонки ядерных вооружений, и поскольку эта гонка постепенно уходит в прошлое, то есть и прямая необходимость избавления от ее отпрысков — ЯРОО. Такую позицию заняли, например, австрийские и германские «зеленые» партии, добившиеся принятия законов о закрытии всех АЭС, но при этом в этих странах широко внедряются методы томографических исследований, которые создают несравнимо большие дозы облучения населения. Вопросам восприятия радиационной опасности и атомной отрасли в целом различными слоями общества будет посвящен раздел 3.

Конечно, в мире и в нашей стране издано немало книг и вышло значительное число серьезных научных трудов, в которых авторы старались дать объективную оценку радиоэкологическому влиянию различных источников радиации. В них в основном затрагиваются вопросы радиационного воздействия на население. Только в самое последнее время такие организации, как МКРЗ и МАГАТЭ, в своих рекомендациях стали продвигать тезис о необходимости оценок и на наиболее уязвимые объекты биоты, которые по сравнению с человеком могут оказаться в более невыгодных условиях и, следовательно, подвергаться большим дозам облучения.

В своей работе мы постарались охватить весь имеющийся спектр вопросов, относящихся к обеспечению радиационной безопасности предприятий отрасли. Одновременно на ряде наиболее характерных примеров будет дана оценка рисков радиационных последствий от техногенного загрязнения в сравнении с другими рисками, присущими предприятиям иных отраслей промышленности рассматриваемого региона в целях сравнения разных источников. При этом будут использованы методы расчетов рисков, максимально привязанные к региональным и местным особенностям.

1.3. Радиоэкологический мониторинг и оценки доз облучения населения и биоты

Важным средством обеспечения безопасности объектов использования атомной энергии (ОИАЭ) является радиационный мониторинг окружающей среды (радиоэкологический мониторинг). Данные мониторинга используются для предупреждения о создающихся опасностях, угрозах, критических ситуациях и обеспечения органов управления информационной поддержкой для подготовки и принятия управленческих решений по регулированию экологической безопасности (рис. 1.17).

Радиационно-экологический мониторинг — это система регулярных наблюдений за показателями радиоактивного загрязнения окружающей среды и параме-

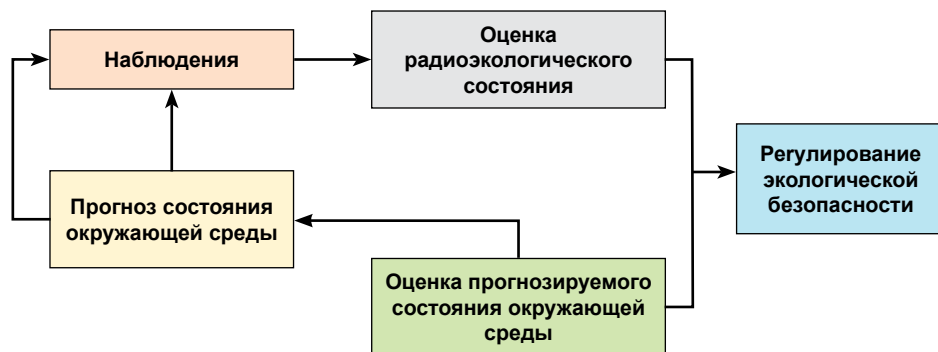


Рис. 1.17. Блок-схема регулирования радиоэкологической безопасности ЯРОО на основе радиационного мониторинга окружающей среды

трами состояния человека и биоты с целью своевременного выявления и прогноза нежелательных для человека и экосистем последствий [100, 210].

Целями радиационно-экологического мониторинга ЯРОО являются:

- наблюдение за ЯРОО;
- оценка состояния, тенденций и динамики изменения радиационной ситуации;
- обеспечение лиц, принимающих решения, достоверной и необходимой радиоэкологической информацией (ретроспективной, текущей, прогнозной, картографической и т. п.) для принятия управленческих решений в области радиационной безопасности в соответствии с требованиями законодательства РФ.

Радиоэкологический мониторинг является частью общей системы государственного экологического мониторинга (государственного мониторинга окружающей среды), включающего подсистемы государственного мониторинга состояния и загрязнения окружающей среды и государственного мониторинга радиационной обстановки, выполняющих регулярные наблюдения за показателями радиоактивности окружающей среды.

Система радиационно-экологического мониторинга выполняет следующие основные задачи:

- организация и проведение **непрерывных систематических** наблюдений за уровнем радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды;
- **оперативное обнаружение** фактов и степени ухудшения радиационной обстановки (опасного повышения радиационного фона), свидетельствующих о неконтролируемом поступлении радиоактивных веществ в окружающую среду в случае радиационной аварии;
- выполнение первичной обработки результатов наблюдений (в том числе анализ проб объектов природной среды), анализ и обобщение данных наблюдений, оценка и прогноз уровней и масштабов радиоактивного загрязнения, в частности, при радиационных авариях;
- организация и надежное осуществление передачи информации о фактическом радиоактивном загрязнении окружающей среды в установленном порядке в соответствии с требованиями законодательства РФ;

- оперативное обеспечение работ по преодолению последствий радиационных аварий данными о состоянии и динамике изменения радиационной обстановки и о формировании устойчивого радиоактивного загрязнения;
- осуществление совместно с другими ведомствами контроля за соблюдением международных соглашений, регламентирующих использование ядерной энергии;
- оценка и прогнозирование по данным наблюдений интегральных показателей радиоэкологического состояния;
- информационное обеспечение подготовки и принятия управленческих решений в области обеспечения радиоэкологической безопасности ЯРОО, с учетом непревышения социально приемлемого уровня риска для человека.

Интеграция России в международное сообщество требует гармонизации национальной системы радиационного мониторинга с аналогичными международными системами, что позволит обеспечить эффективное выполнение Российской Федерацией международных обязательств в области использования ядерной энергии и охраны окружающей среды.

В частности, гармонизация банков и баз данных мониторинга с международными эколого-информационными системами является одной из основных задач национального радиационного мониторинга. При организации радиационного мониторинга и разработке структуры базы радиоэкологических данных в районах размещения ЯРОО на территории РФ целесообразно придерживаться рекомендаций МАГАТЭ [211, 212].

Современные системы радиационного мониторинга окружающей среды имеют многоуровневую структуру, учитывающую множественность источников и путей радиационного воздействия на человека и объекты биосферы, существенные различия в величине радиационного воздействия в условиях чрезвычайных радиационных ситуаций и штатных условиях эксплуатации ЯРОО, специфику контроля загрязненных радионуклидами территорий, различных пространственных и временных масштабов радиационного мониторинга.

На разработку регламента радиационного мониторинга окружающей среды оказывают влияние следующие факторы [211], имеющие принципиальное значение в процессе такого анализа:

- возможные источники радиоактивного загрязнения и их тип — локальные или распределенные;
- текущие и прогнозируемые выбросы радионуклидов;
- радионуклидный состав выброса;
- пространственные и временные особенности распределения радионуклидов в компонентах окружающей среды;
- относительная значимость путей радиационного воздействия.

С учетом рекомендаций [211] могут быть сформулированы следующие основные требования к регламенту радиационного мониторинга окружающей среды:

- слежение (контроль) за соблюдением установленных нормативов содержания радионуклидов в компонентах природной среды;
- получение данных, необходимых для определения радиационного воздействия на компоненты природной среды и население;
- проверка адекватности контроля выбросов/сбросов и в случае необычных или непредсказуемых условий переход на специальную программу радиационного мониторинга.

Регламент радиационного мониторинга окружающей среды является результатом процесса оптимизации, в котором рассматриваются наличие и возможности технических средств измерений, относительная значимость различных путей формирования радиационного риска, уровни содержания радионуклидов в компонентах природной среды относительно допустимых значений и оцениваемые величины радиационного риска [100].

Принципиально важным условием распространения методологии оценки радиоэкологического воздействия ЯРОО является наличие представительных данных радиационного мониторинга в зоне наблюдений ЯРОО. Использование обобщенных данных мониторинга окружающей среды в качестве входных параметров для комплексной оценки радиоэкологического воздействия позволяет существенно снизить неопределенность прогнозных радиоэкологических оценок. При отсутствии данных мониторинга по отдельным компонентам природной среды могут использоваться радиоэкологические модели.

1.3.1. Эволюция задач радиоэкологического мониторинга

1.3.1.1. Создание государственной сети радиационного мониторинга

Необходимость контроля радиационной обстановки на территории страны возникла первоначально в связи с широкомасштабными процессами загрязнения окружающей среды в результате испытаний ядерного оружия [101]. За основу сети радиационного мониторинга была взята сеть метеостанций. В 1958 году директором института прикладной геофизики (ИПГ) академиком Евгением Константиновичем Федоровым было принято решение сосредоточить проведение работ по изучению радиоактивного загрязнения окружающей среды продуктами ядерных взрывов на Обнинском полигоне ИПГ, впоследствии преобразованном в самостоятельный Институт экспериментальной метеорологии (ИЭМ), на базе которого и подразделений ЦКБ ГМП в 1986 году было организовано Научно-производственное объединение «Тайфун».

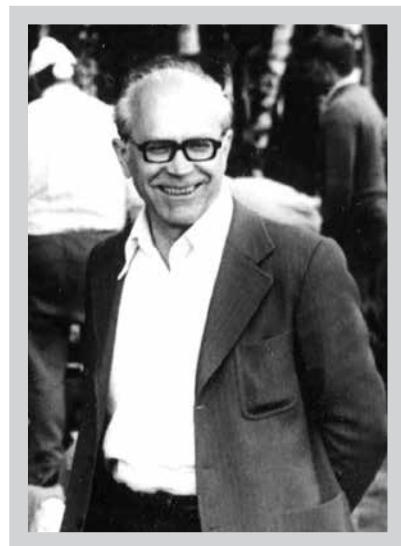
На Обнинском полигоне начали работать специально приглашенные для этой цели С. М. Вакуловский, Ц. И. Бобовникова, Я. И. Газиев, И. Л. Кароль, С. Г. Малахов, К. П. Махонько, Г. А. Середа, А. Н. Силантьев, внесшие впоследствии выдающийся вклад в изучение процессов радиоактивного загрязнения окружающей среды и научно-методическое обеспечение радиационного мониторинга [122].

В 1961 году на основании постановления Совета Министров СССР от 04.02.1961 № 103-41 была создана Общегосударственная радиометрическая служба наблюдений и информации с возложением обязанностей по организации и обеспечению систематических наблюдений за радиоактивным загрязнением воздуха, атмосферных выпадений, вод суши и морей, поверхности почвы и снега на радиометрической сети пунктов; проведению радиоизотопного анализа проб; передаче информации и предупреждений о радиоактивном загрязнении; организации в научно-исследовательских институтах Гидрометслужбы проведения исследовательских работ в области изучения распределения радиоактивного загрязнения на территории страны, создания методов прогнозирования и предупреждения о распространении радиоактивного загрязнения.



**Евгений Константинович
Федоров
(1910-1981)**

щих контроль за радиоактивным загрязнением окружающей среды техногенными радионуклидами. Специально для радиометрической сети специалистами ИЭМ было разработано и в 1975 году издано Гидрометеоиздатом «Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. Выпуск 12. Наблюдения за радиоактивным загрязнением природной среды», переработанное и актуализированное в последующих изданиях, вышедших в 1982 и 2015 годах [103]. Из других методических разработок ИЭМ и НПО «Тайфун» можно отметить «Методику массового спектрометрического анализа проб природной среды» (под редакцией А. Н. Силантьева и К. П. Махонько [104]), «Методические рекомендации по определению радиоактивного загрязнения водных объектов» (под редакцией С. М. Вакуловского [105]) и «Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС (под редакцией К. П. Махонько [106]).



**Константин Павлович
Махонько
(1928-2002)**

На Обнинском полигоне с 1961 года начала создаваться система сбора, обработки и обобщения информации о радиационной обстановке на территории страны с составлением ежеквартальных, полугодовых и ежегодных обзоров, которые с 1985 года выпускаются в форме ежегодников. Основным составителем этих обзоров был С. Г. Малахов, а с 1972 года — К. П. Махонько. В 1964 года на Обнинский филиал ИПГ было возложено научно-методическое руководство всей сетью наблюдений за радиоактивным загрязнением воздуха, воды и почвы на территории страны, включая работы по радиоизотопному анализу этих проб [102].

В 1966-1968 годах был подготовлен и издан Гидрометеоиздатом в четырех частях «Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды» в качестве руководства для организаций, осуществляющих контроль за радиоактивным загрязнением окружающей среды техногенными радионуклидами. Специально для радиометрической сети специалистами ИЭМ было разработано и в 1975 году издано Гидрометеоиздатом «Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. Выпуск 12. Наблюдения за радиоактивным загрязнением природной среды», переработанное и актуализированное в последующих изданиях, вышедших в 1982 и 2015 годах [103]. Из других методических разработок ИЭМ и НПО «Тайфун» можно отметить «Методику массового спектрометрического анализа проб природной среды» (под редакцией А. Н. Силантьева и К. П. Махонько [104]), «Методические рекомендации по определению радиоактивного загрязнения водных объектов» (под редакцией С. М. Вакуловского [105]) и «Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС (под редакцией К. П. Махонько [106]).

В рамках государственного радиационного мониторинга под научно-методическим руководством ИЭМ была создана система регулярных наблюдений («тритиевая сеть») за содержанием трития в атмосферных осадках и поверхностных водах [27].

Загрязнение продуктов питания от глобальных выпадений контролировалось в рамках системы Госэпиднадзора МЗ СССР путем регулярного отбора проб в реперных насе-

ленных пунктах и измерения содержания изотопов ^{90}Sr и ^{137}Cs [107-109].

Радиационно опасные объекты первоначально контролировали в соответствии с их ведомственной принадлежностью и в пределах их возможного воздействия на здоровье людей. Для мониторинга использовались накопительные и интегральные пробы с последующими измерениями в специализированных лабораториях.

После запрещения испытаний ядерного оружия в атмосфере и постепенного выхода глобальных выпадений на стационарный уровень актуальность мониторинга глобальных выпадений стала снижаться. Стала возрастать значимость задач по развитию мониторинга объектов ядерно-промышленного комплекса и ядерной энергетики, а также на загрязненных радионуклидами территориях.

С 1990 года бывший Госкомгидромет СССР начал разворачивать дополнительную систему контроля загрязнения природной среды в районах расположения радиационно опасных объектов. Частично такая дополнительная система существовала и раньше, например, вокруг ПО «Маяк» на Южном Урале и некоторых АЭС она действовала десятилетиями, но постепенно она стала приобретать всеобъемлющий характер, охватывая все радиационно опасные объекты страны без исключения. С 1990 года введено в действие единое руководство по организации радиационного контроля в окрестностях АЭС [106]. В первом российском выпуске Ежегодника [110] дан обзор динамики за 30-летний предшествующий период усредненных по географической территории СССР основных регистрируемых сетью параметров радиационной обстановки.

После аварии на Чернобыльской АЭС возникла необходимость модернизации приборной базы и методик радиационного мониторинга для приведения в соответствие современных задач мониторинга и системы средств их реализации, которая должна включать в себя следующие основные компоненты: обеспечение высокой скорости оповещения о неблагоприятном изменении радиационной обстановки, возможность количественного определения широкого спектра радионуклидов от разнообразных источников в различных средах с высокой чувствительностью с целью контроля непревышения безопасных уровней загрязнения окружающей среды и оценок доз на население.

Система наблюдения в этой новой схеме тоже перестраивалась, может, не так революционно, но согласно новым требованиям, которые диктовали одно: быстрое, качественное измерение параметра и незамедлительная передача пользователю. С принятием Федеральной целевой программы «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года» модернизация системы наблюдения за радиационной обстановкой в стране обрела реальные очертания.

К настоящему времени наблюдения за содержанием радионуклидов в объектах природной среды (воздух, поверхностные и морские воды, почва) на территории



**Аркадий Никитович
Силантьев
(1927-2002)**

РФ в отсутствие ЧС с радиационным фактором проводятся преимущественно стационарными пунктами наблюдения (гидрометеостанциями и постами), входящими в систему радиационного мониторинга (СРМ) Росгидромета.

В соответствии с постановлением Правительства Российской Федерации от 10.07.2014 № 639 организация и ведение системы государственного мониторинга радиационной обстановки осуществляются в рамках единой государственной автоматизированной системы мониторинга радиационной обстановки (ЕГАСМРО). Координация деятельности по ведению системы мониторинга и ее функциональных подсистем осуществляется Федеральной службой по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды.

Отраслевая система мониторинга радиационной обстановки (ОСМРО) Госкорпорации «Росатом» проводит мониторинг радиационной обстановки в районах размещения объектов использования атомной энергии Госкорпорации «Росатом» в составе ЕГАСМРО на территории Российской Федерации в соответствии со статьей 21 Федерального закона от 21.11.1995 № 170-ФЗ «Об использовании атомной энергии» [111]. Информация о радиационной обстановке в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения в районах размещения ядерно и радиационно опасных объектов, содержащаяся в ОСМРО Госкорпорации «Росатом», передается в ЕГАСМРО в порядке, установленном приказом Минприроды России от 06.12.2016 № 638.

Требования к сбору, обработке, хранению, предоставлению, распространению информации о радиационной обстановке, содержащейся в единой государственной автоматизированной системе мониторинга радиационной обстановки на территории Российской Федерации и ее функциональных подсистемах, а также к обмену информацией о радиационной обстановке утверждены приказом Министерства природных ресурсов и экологии Российской Федерации (Минприроды РФ) от 06.12.2016 № 638.

Участники информационного взаимодействия представлены главным информационно-аналитическим центром (ГИАЦ) ЕГАСМРО, региональными информационно-аналитическими центрами (РИАЦ) ЕГАСМРО и информационно-аналитическими центрами ведомственных подсистем мониторинга радиационной обстановки федеральных органов исполнительной власти и Госкорпорации «Росатом» (ВИАЦ) ЕГАСМРО.

ГИАЦ ЕГАСМРО действует на базе Федерального государственного бюджетного учреждения «Научно-производственное объединение «Тайфун» (ФГБУ «НПО «Тайфун») Росгидромета, являющегося оператором ГИАЦ ЕГАСМРО. В состав программных комплексов подсистем ЕГАСМРО входят банки данных и ряд программ, предназначенных для визуализации предоставляемой информации и ее оперативного анализа [213-215].

В качестве исходных данных для проведения анализа используются результаты измерений содержания радионуклидов естественного и техногенного происхождения в различных компонентах природной среды (приземном воздухе, почве, воде, продуктах питания), опубликованные в сборниках Росгидромета «Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств» [29-43, 134], данные служб государственного и ведомственного надзора, а также в ряде случаев результаты научных исследований, опубликованные в печати.

ОСМРО исполняет функции функциональной подсистемы мониторинга радиационной обстановки Госкорпорации «Росатом» в составе ЕГАСМРО на территории

Российской Федерации. Требования ОСМРО обязательны для исполнения работниками Госкорпорации «Росатом» и ее организаций, участвующими в организации и осуществлении мониторинга радиационной обстановки в районах размещения ядерных установок, радиационных источников, пунктов хранения ядерных материалов и радиоактивных веществ, для которых в соответствии с требованиями санитарных правил установлена I или II категория по потенциальной радиационной опасности (таблица 1.31) [111].

В состав ОСМРО входят:

- ВИАЦ — ведомственный информационно-аналитический центр Госкорпорации «Росатом», отраслевой центр сбора, анализа, обмена, предоставления и распространения информации о радиационной обстановке в районах размещения ОИАЭ, является подсистемой ЕГАСМРО;
- локальные системы мониторинга — совокупность сил и технических средств, принадлежащих организации Госкорпорации «Росатом», которые обеспечивают получение информации о состоянии радиационной обстановки в районах размещения ОИАЭ, их обработку, хранение и передачу в ВИАЦ.

Реализация локальной системы мониторинга и сбор данных о содержании радионуклидов в компонентах природной среды на особых территориях (СЗЗ и ЗН) в районах размещения ОИАЭ осуществляются с учетом специфики производственной деятельности организации, эксплуатирующей ОИАЭ в соответствии с регламентом (программой) мониторинга радиационной обстановки (радиационного контроля), разработанным организацией, эксплуатирующей ОИАЭ.

Таблица 1.31. Перечень организаций Госкорпорации «Росатом», участвующих в осуществлении государственного мониторинга радиационной обстановки в Российской Федерации

№ п/п	Название организации	Категория потенциальной радиационной опасности объекта
1	ФГУП «Комбинат «Электрохимприбор»	1
2	ФГУП «ПО «Маяк»	1
3	ФГУП «РФЯЦ-ВНИИТФ им. акад. Е. И. Забабахина»	1
4	ФГУП «РФЯЦ-ВНИИЭФ»	1
5	ФГУП «ПСЗ»	1
6	ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова»	1
7	Филиалы АО «Концерн Росэнергоатом»:	
7.1	«Балаковская атомная станция»	1
7.2	«Белоярская атомная станция»	1
7.3	«Билибинская атомная станция»	1
7.4	«Калининская атомная станция»	1
7.5	«Кольская атомная станция»	1
7.6	«Курская атомная станция»	1
7.7	«Ленинградская атомная станция»	1
7.8	«Нововоронежская атомная станция»	1
7.9	«Ростовская атомная станция»	1
7.10	«Смоленская атомная станция»	1

Окончание табл. 1.31

8	АО «НИФХИ им. Л. Я. Карпова»	1
9	АО «ГНЦ НИИАР»	1
10	АО «СХК»	1
11	Филиалы ФГУП «ФЭО»:	
11.1	СЗЦ «СевРАО» — отделение Гремиха	
11.2	СЗЦ «СевРАО» — отделение отделение Губа Андреева	1
11.3	СЗЦ «СевРАО» — отделение Сайда-Губа	1
11.4	ДВЦ «ДальРАО» — отделение Фокино	2
11.5	«Северо-Западный территориальный округ», Ленинградское отделение	2
11.6	«Приволжский территориальный округ», Саратовское отделение	2
12	ФГУП «Атомфлот»	2
13	ФГУП «ГХК»	2
14	ФГУП «Радон»	2
15	ФГУП «НО РАО», филиал «Железногорский»	2

В состав локальной системы мониторинга должны входить один или несколько постов измерения метеорологических параметров.

Составляется карта-схема рассматриваемой территории, на которой указывается расположение рассматриваемых ЯРОО и приводится описание ее гидрометеорологических, экологических и демографических характеристик.

Определяются потенциальные пути радиационного воздействия на изучаемой территории, проводится систематизация данных о распределении радионуклидов в компонентах природной среды в зоне наблюдений и на фоновом (контрольном) участке вне зоны влияния рассматриваемых ЯРОО.

В случае отсутствия данных мониторинга по некоторым компонентам природной среды, например, пищевым продуктам и биоте, выполняются модельные расчеты содержания радионуклидов в этих компонентах при помощи математических моделей [216-233, 156]. В случае необходимости проводится дополнительное радиоэкологическое обследование территории.

Проводится статистический анализ данных радиационного мониторинга в зоне наблюдений и на фоновом участке. В случае, когда функция распределения совокупности данных неизвестна, используются методы непараметрической статистики [234-240].

В методологии комплексной оценки радиоэкологического воздействия ЯРОО особое внимание должно быть уделено критическим путям воздействия и критическим радионуклидам, дающим наибольший вклад в дозу облучения населения и объектов биоты и радиационный риск. Для этого рекомендуется проводить специальный анализ, направленный на исключение из дальнейшего рассмотрения факторов, наименее значимых для радиационной безопасности, с тем чтобы в последующем сконцентрироваться на более существенных. Обычно такой анализ выполняется на начальном этапе комплексной оценки радиоэкологического

воздействия ЯРОО при консервативных предположениях, упрощенной программе наблюдений и консервативных модельных оценках.

Обобщенные результаты статистического анализа данных мониторинга используются в дальнейшем в качестве исходных для расчета доз облучения населения и объектов биоты.

В соответствии с рекомендациями МКРЗ [241, 242] оценка радиационного воздействия на биоту производится на основе оценок дозы облучения референтных организмов флоры и фауны в районе расположения ЯРОО. Методология ограничения радиационного воздействия на биоту основана на постулате порогового действия ионизирующего излучения, подтвержденного многочисленными экспериментальными данными [156, 243-248].

В качестве критериев радиоэкологического воздействия ЯРОО на биоту используются референтные уровни безопасных дозовых нагрузок (или безопасные уровни облучения биоты — БУОБ), принятые международным сообществом:

- 1 мГр/сут для позвоночных животных и сосны;
- 10 мГр/сут для других растений, кроме сосны, и беспозвоночных животных [156, 186, 249, 250].

При таких уровнях воздействия не ожидается детерминистских радиационных эффектов в рассматриваемых популяциях.

Оценка дозовых нагрузок на организмы биоты выполняется при помощи методов математического моделирования [156, 186, 218, 228, 229, 249, 251-253]. В отличие от человека, для которого оцениваются, как правило, эффективные дозы за год, для биоты производится оценка поглощенных доз за более короткие промежутки (сутки или часы). В отдельных случаях для оценки доз внутреннего облучения от α -излучателей производят оценку эквивалентной дозы в тканях или во всем организме.

1.4. Радиоэкологическая база данных радиационного мониторинга

Важной задачей радиоэкологического мониторинга в районе расположения ЯРОО является создание информационного пространства на основе радиоэкологической базы данных и современных геоинформационных технологий. Основное назначение информационной системы заключается в поддержке принимаемых решений в области радиационно-экологической безопасности органами управления различных уровней. Разработанная на основе данных радиоэкологического мониторинга информационная система имеет большое значение для объективного информирования населения и формирования позитивного отношения общественности к развитию ядерной энергетики.

Базы радиоэкологических данных создаются с целью выполнения следующих практически важных задач:

- подготовка и визуализация интегрированной информации о радиоэкологическом состоянии окружающей среды в районах размещения ЯРОО;
- накопление и представление информации по временной динамике параметров радиоэкологической обстановки;
- оценка величины параметров моделей миграции радионуклидов в компонентах окружающей природной среды и прогноза радиоэкологической обстановки.

ки, в том числе в рамках обоснования текущей и долговременной безопасности ЯРОО, планирования любых видов деятельности в районе ЯРОО;

- подготовка информации для тестирования радиоэкологических моделей;
- оценка радиоэкологического риска для населения и референтных объектов биоты, в том числе оценка долговременной безопасности;
- оптимизация регламентов радиоэкологического мониторинга и их гармонизация с международными рекомендациями и стандартами;
- обмен информацией о радиоэкологическом состоянии окружающей среды с другими информационными системами;
- предоставление информации для лиц, принимающих решения в области радиоэкологической безопасности ЯРОО, для экологического образования, средств массовой информации и общественности.

База радиоэкологических данных имеет многоуровневую структуру. В основе базы лежат первичные данные мониторинга содержания радионуклидов в основных компонентах биосферы: атмосферном воздухе, поверхностных водах, почвах и биоте, а также таких параметров, как мощность дозы или величина плотности потока заряженных частиц.

Структурная схема базы радиоэкологических данных представлена на рис. 1.18.

Помимо данных, относящихся к характеристике источника радиационного воздействия, большой объем исходных данных требуется собрать по миграционным параметрам для каждого попадающего в окружающую среду радиоактивного элемента, а также по параметрам, характеризующим потенциальные объекты радиационного воздействия. Результатом обработки и анализа всей совокупности данных являются оценки радиационного риска для человека и биоты и общего радиоэкологического воздействия, на основе которых могут приниматься управленческие решения.

В отличие от существующих ЯРОО, для которых уже развернута система ЕГАСМРО и отлажена работа по формированию баз радиоэкологических данных, для планируемых к сооружению ПЗРО, а также для пунктов размещения и консервации особых РАО этот путь предстоит пройти.

Практически в каждой стране, занимающейся выбором площадки для захоронения РАО, создаются информационные системы, основная цель которых — систематизация справочных данных, данных, получаемых при проведении обследований территорий потенциального размещения ПЗРО, архивов документов (научных исследований, научных статей, комплексных инженерных и радиационных обследований (КИРО), проектов, отчетов по обоснованию безопасности (ООБ) и т. д.). Информационные системы позволяют проводить проектное управление, отслеживать изменение данных, оперативно учитывать вновь появляющуюся информацию, другими словами, управлять знаниями [254].

В современной международной практике учет требований к информации, необходимой для обоснования безопасности объекта [255, 256], как правило, реализуется на основе перечня особенностей, процессов и явлений (FEPs) [257]. База данных NEA FEPs учитывает всевозможные факторы, способные повлиять на долгосрочную безопасность захоронения, в том числе климатические и биотические данные (рис. 1.19). Роль климатических данных в первую очередь связана с их непосредственным и опосредованным влиянием на прогнозные оценки переноса радионуклидов (атмосферный перенос загрязнения, влияние на режим

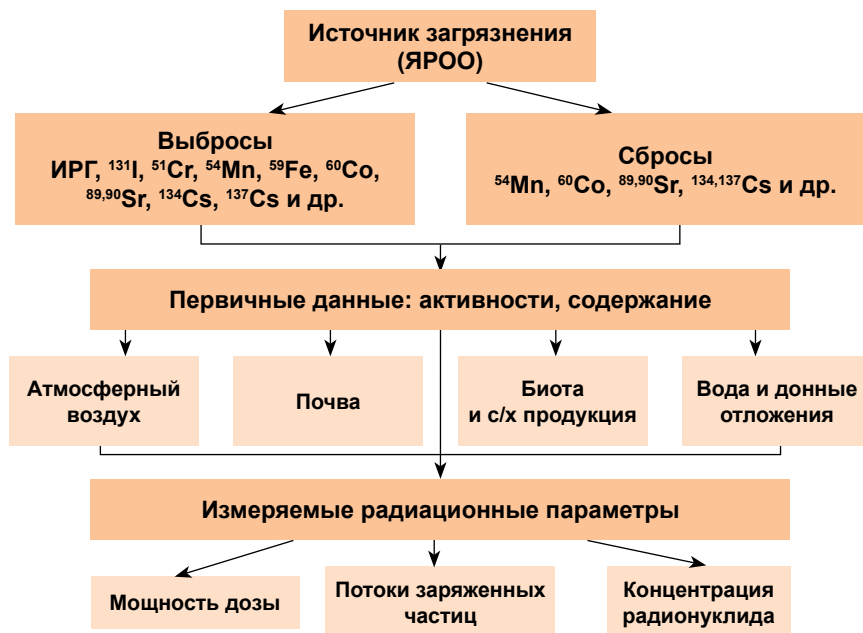


Рис. 1.18. Типовая схема базы радиоэкологических данных воздействия ЯРОО на население и окружающую среду

подземных вод и т. д.). Биотические данные необходимы для моделирования переноса в биосфере.

Региональные базы данных лежат в основе всех информационных систем, направленных на проведение долгосрочных прогнозов ПЗРО. Сбор и систематизации региональной информации являются основой для проведения первого скрининга и принятия решений о возможности рассмотрения конкретного участка для размещения будущего ПЗРО. Кроме этого, данная информация является основой для проведения долгосрочных оценок безопасности как вновь сооружаемых объектов, так и объектов наследия.

На начальных этапах в описании площадки захоронения для учета климатических и биотических факторов часто используются уже имеющиеся (не связанные с проектом захоронения) базы данных, однако впоследствии становится необходимым получение более точных локальных данных. В качестве примера можно привести базу данных по кристаллическим формациям SICADA, разработанную шведской компанией Nuclear Fuel and Waste Management Company (SKB) [254], которая изначально включала в себя преимущественно геологические данные, а затем была дополнена SKB GIS [258]. Сейчас эта база данных является единым источником информации для всех специалистов, работающих над проектом создания ПЗРО, занятых анализом, оценкой, моделированием и интерпретацией получаемых результатов в контексте захоронения РАО. Шведская база данных содержит не только первичные данные измерений, но также и результаты расчетов, информацию о конкретных мероприятиях, в ходе которых эти данные были получены, а также о работах, которые могли повлиять на результаты измерений.

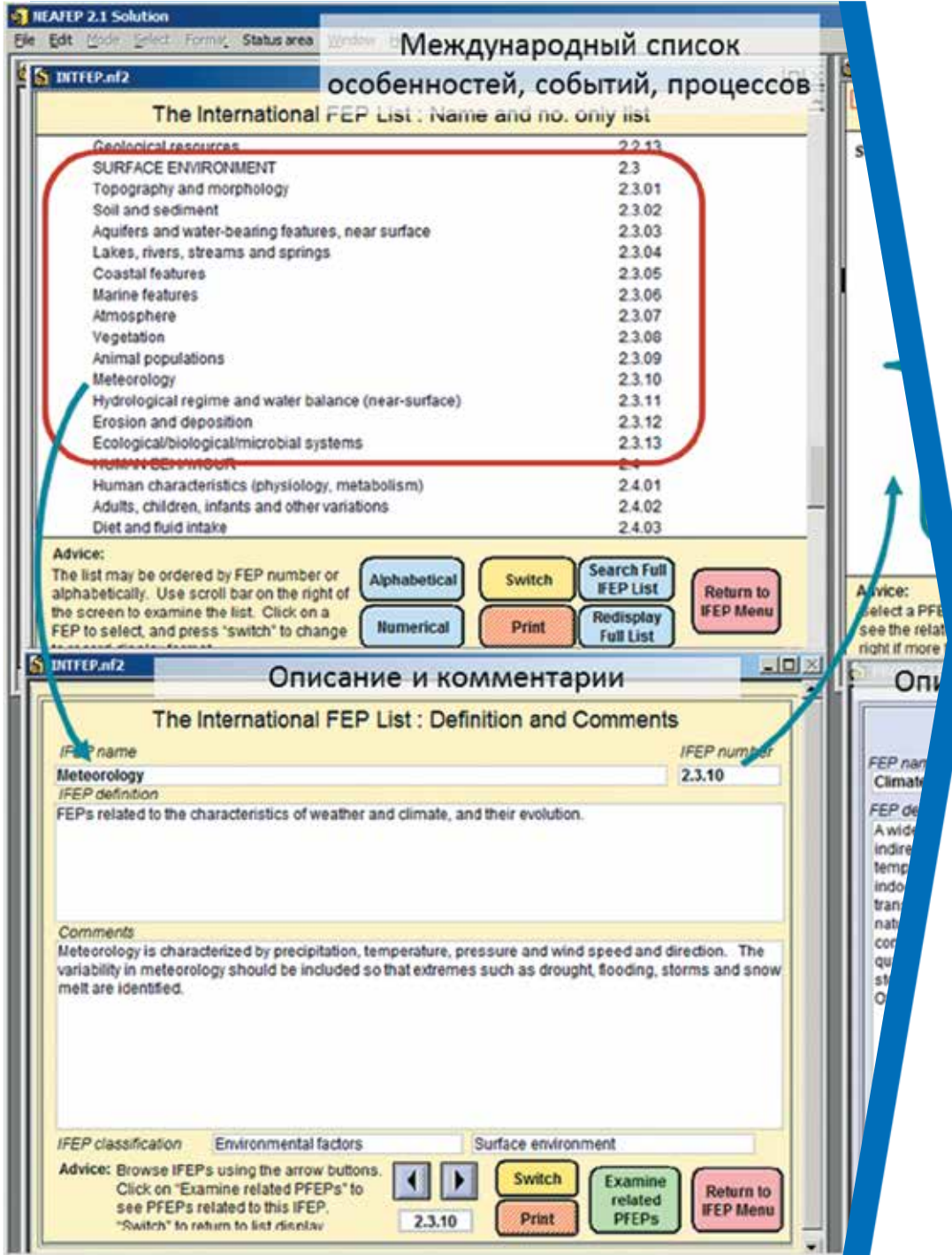
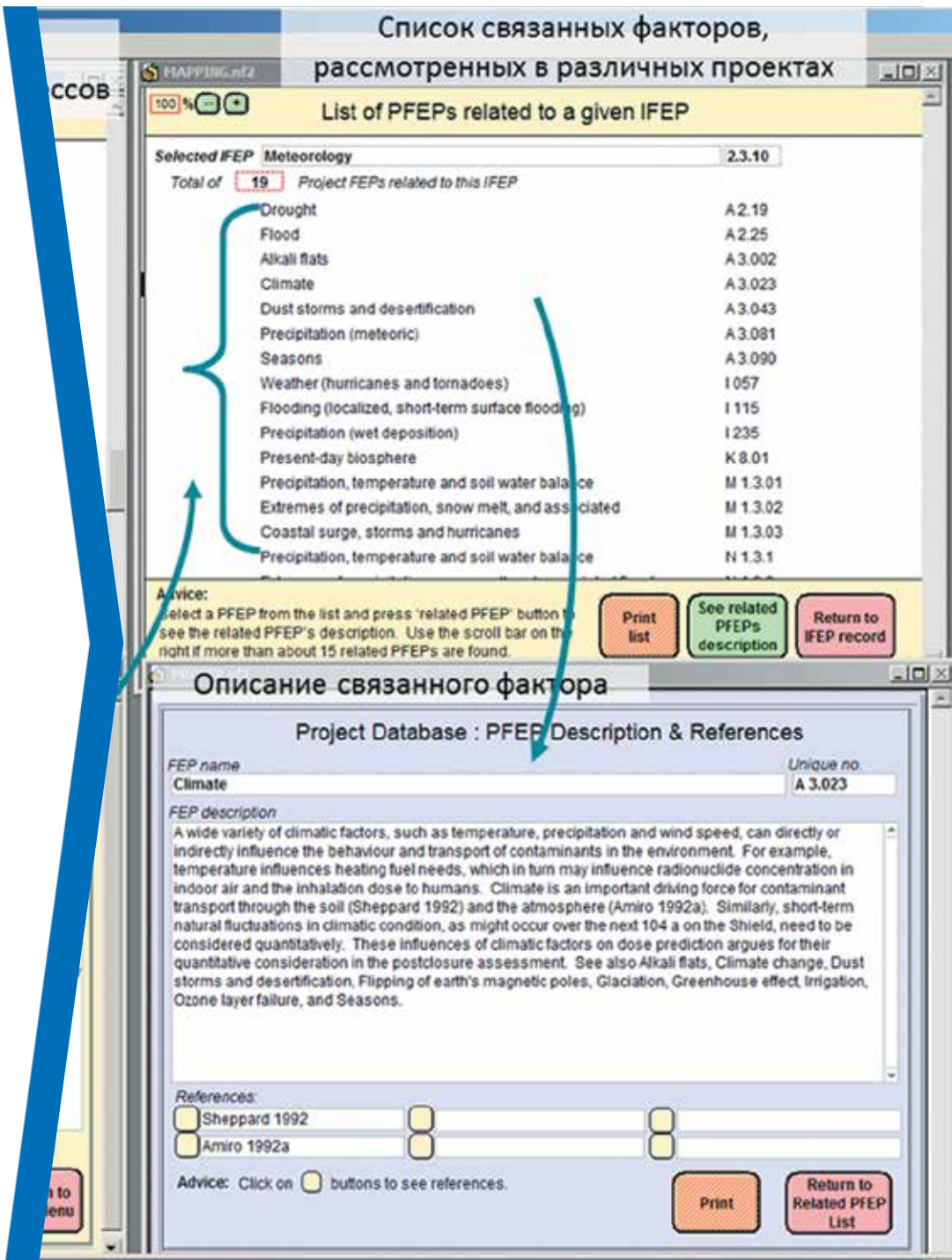


Рис. 1.19. Международная база данных особенностей, событий, процессов



Вопросам разработки баз для хранения достаточно большого массива данных, собираемых в рамках изучения потенциальных площадок ПЗРО, а также возможности управления этими данными, расширению базы данных по мере получения дополнительных сведений о площадке и объекте на сегодняшний день посвящено много работ, и они широко обсуждаются на международных конференциях [259-261].

К общим принципам создания базы данных можно отнести следующие:

- возможность управлять получаемыми данными и информацией (вносить изменения, расширять информацию при ее поступлении);
- данные должны быть обеспечены источником (ссылкой на источник данных);
- данные должны обновляться или дополняться с определенной периодичностью;
- данные должны быть доступны для пользователей;
- должна быть обеспечена целостность и безопасность данных.

Каждый из перечисленных принципов баз данных используется для разработки требований к базам данных и дальнейшему управлению данными.

В российских нормативных документах содержится информация об основных требованиях, в том числе к проведению обоснования долгосрочной безопасности захоронения РАО [262, 263], а также рекомендации по наполнению отчетов по обоснованию безопасности [264]. Кроме этого, в конце 2016 года выпущены рекомендации по проведению оценки долгосрочной безопасности пунктов приповерхностного захоронения РАО [265].

Например, информация о природных условиях в районе площадки ПЗРО является основной для:

- выбора способа захоронения конкретных РАО, выбора конструкции объекта, определения свойств инженерных барьеров безопасности ПЗРО (п. 2.5. НП-55);
- исследования и оценки всех характерных процессов и явлений природного происхождения;
- формирования перечня факторов, характеризующих условия размещения ПЗРО (ПГЗ ЖРО), которые могут оказать влияние на безопасность ПЗРО (ПГЗ ЖРО) и на безопасность работников (персонала), населения и окружающей среды в период потенциальной опасности размещенных РАО;
- оценки вероятности внешних воздействий природного происхождения на ПЗРО;
- проведения изысканий и научных исследований для определения и обоснования условий размещения ПЗРО (ПГЗ ЖРО);
- прогноза изменений условий размещения ПЗРО;
- получения необходимых исходных данных для долговременной оценки системы захоронения РАО (НП-55);
- изучения факторов, влияющих на выход радионуклидов из ПЗРО (ПГЗ ЖРО), их перенос и накопление в окружающей среде;
- оценки влияния ПЗРО на население и окружающую среду.

Кроме этого, база данных должна позволять дополнять информацию в период эксплуатации ПЗРО, закрытия и проведения мониторинга параметров процессов, явлений и факторов природного происхождения для подтверждения безопасности

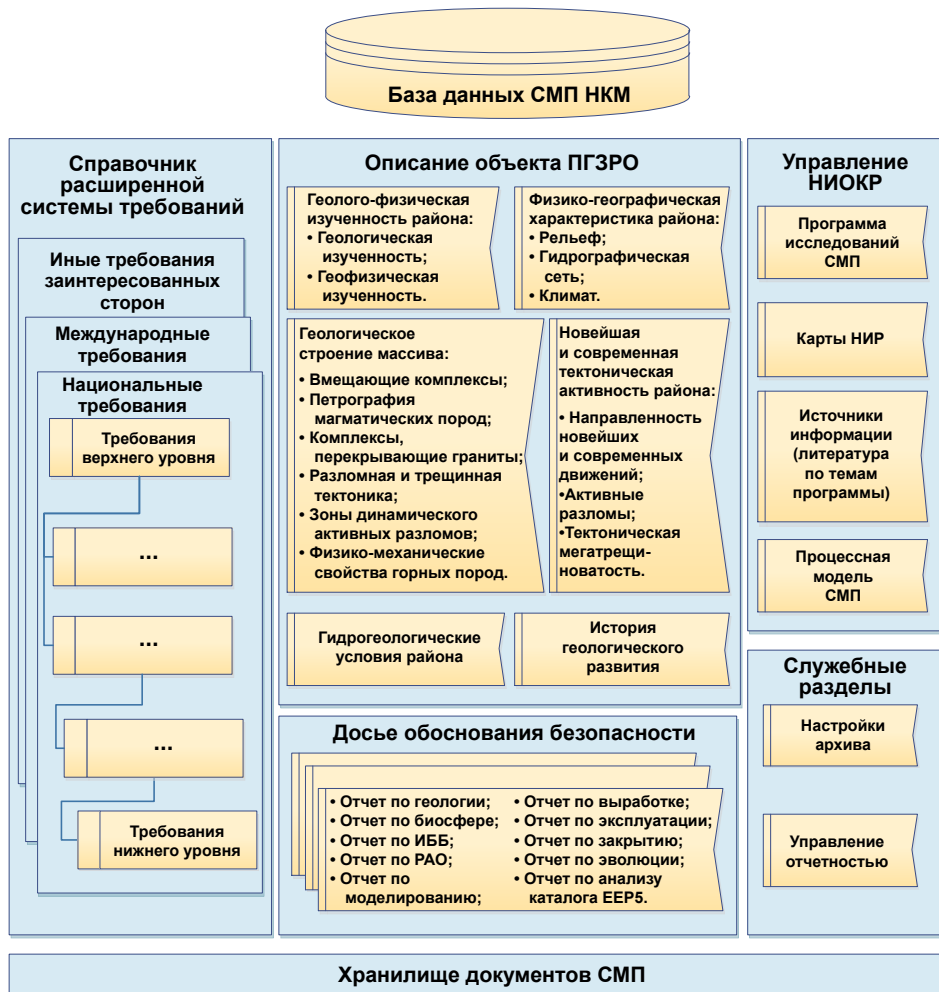


Рис. 1.20. Состав информации в базе данных СМП НКМ [254]

системы захоронения РАО. Таким образом, это требование полностью совпадает с международными принципами создания баз данных.

Ведутся работы по созданию базы данных по обеспечению подготовки оценок и обоснований долговременной безопасности пункта глубинного захоронения твердых высокоактивных РАО (ПГЗРО) для захоронения РАО 1-го и 2-го классов в Нижнеканском массиве (далее — СМП НКМ) [254]. В рамках данной работы также систематизируются сведения о районе размещения объекта (рис. 1.20), и полученные в результате уже проведенных работ, и получаемые в процессе дальнейших исследований. На рис. 1.21 показан рубрикатор характеристик площадки, необходимых для обоснования безопасности, также включающий климатические и биосферные характеристики.

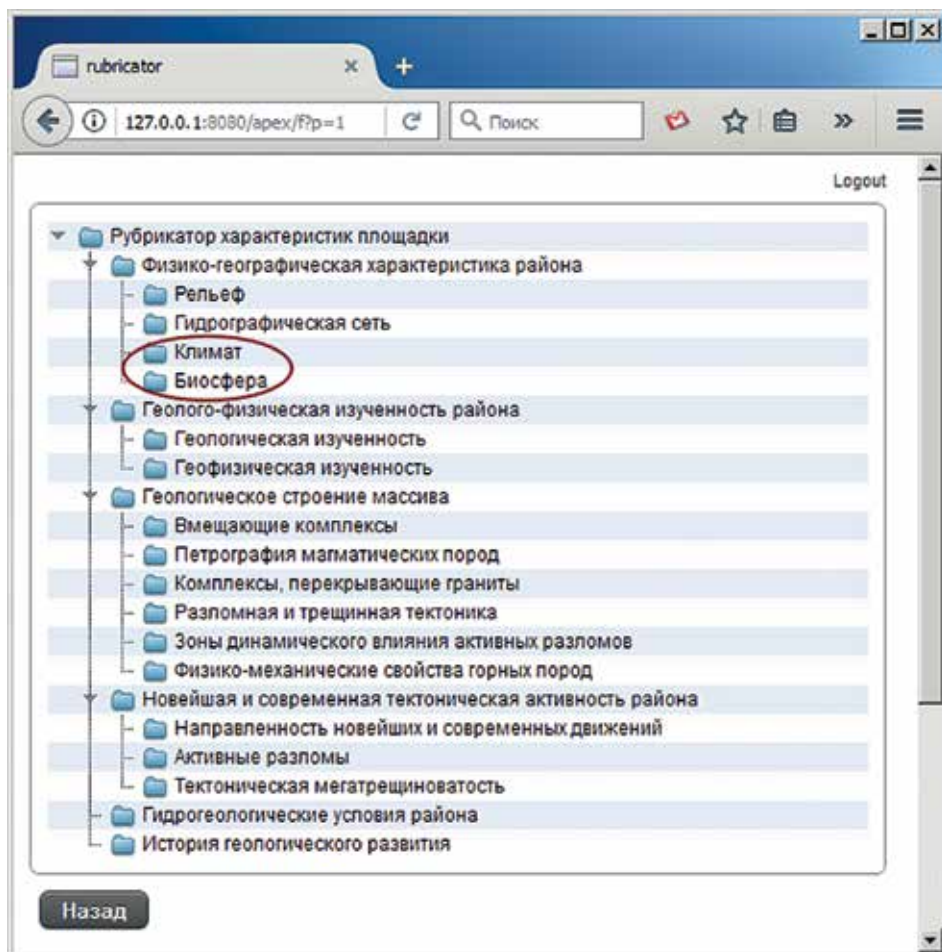


Рис. 1.21. Фрагмент тематического рубрикатора информации по Нижнеканскому гранитоидному массиву [254]

Список использованных источников к разделу 1

1. Вернадский В. И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения — М.: Наука, 1987. — 340 с.
2. Spurny F. Radiation doses at high altitudes and during space flights // *Radiation Phys. Chem.* 2001. 61 (3-6). — P. 301-307.
3. UNSCEAR, 2010. — UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly. Annex B, New York, 2010. — 245 p.
4. Van Allen J.A. et al. // *Jet Propulsion.* — 1958. — Vol .28. — 1 p.
5. Вернов С. Н., Чудаков А. Е. // *Успехи физ. наук.* — 1960. — Т. 70. — 585 с.
6. Bouville A. and Lowder W. M. Human population exposure to cosmic radiation // *Radiat. Prot. Dosim.* 1988. 24 (1). P. 293-299.
7. UNSCEAR, 2000. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York. NY, USA, 2000.
8. Баренбаум А. А. Галактический период на земле и в солнечной системе // Конференция «Физико-химические и петрофизические исследования в науках о Земле». Москва, 24-28 сентября 2018 г.
9. Эдо Бергер (профессор Гарвард-Смитсоновского астрофизического центра (CfA)) пресс-конференция CfA в Кембридже, штат Массачусетс, 2013.
10. Тутаева Н. А. Ядерная геохимия. М.: Изд-во МГУ, 2000. — 336 с.
11. Partial radiogenic heat model for Earth revealed by geo neutrino measurements. The KamLAND Collaboration. *Nature Geoscience* 4, 647–651 (2011) doi:10.1038/ngeo1205.
12. Oliphant ML, Hartreck P, Lord Rutherford (1934) Transmutation effect observed with heavy hydrogen. *Nature* 133:413
13. Faltings V. and Harteck P. Z. Z. *Natur.* 5a (1950) 438.
14. Grosse, A. V., Jonston, W. M., Wolfgang, R. L. and Libby W. F. *Science* 113 (1951) 1.
15. Грачева Л. М., Королев В. Г. Генетические эффекты распада радионуклидов в клетках. М.: Атомиздат, 1977. — 158 с.
16. UNSCEAR, 1982. Sources and Biological Effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1982 Report to the General Assembly, with annexes. New York, 1982.
17. Жигаловская Т. Н., Колосков И. А. и др. Тритий в реках умеренных широт // *Труды Института экспериментальной метеорологии*, 1976, вып.4 (56). — 21 с.
18. Чеботина М. Я. Тритий в компонентах биосферы // *Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах.* Свердловск: Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1983. — С. 3-21.
19. Катрич И. Ю. Динамика выпадения трития с атмосферными осадками на территорию СССР и его сток в окружающие моря // *Метеорология и гидрология.* 1991. № 7. — С. 106-110.
20. Buttlar H. and Libby W. F. Natural distribution cosmic ray produced tritium II // *Journal Inorganic and Nuclear Chemistry.* 1955. № 1.
21. Povinec P. Radioactivity produced in the earth's atmosphere by solar particles // *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Commemanae Physia.* 1977. Vol. 18.
22. Jonzel J. & Merlivat L. Low-level tritium measurements in water: a complete system including liquid scintillation, gas counting and electrolysis // *Meth. Low-level Counting and Spectrom.* Proc.Int. Symp., Berlin (West), 6-10 Apr., 1981. — Vienna, 1981, IAEA-SM-252/54.
23. Ленский Л. А. Физика и химия трития. М.: Энергоиздат, 1981.
24. Соифер В. Н., Горячев В. А., Вакуловский С. М., Катрич И. Ю. Тритиевые исследования природных вод в России. М.: ГЕОС, 2008. — 286 с.

25. Тетчер Л., Пейн Б., Камерон Дж. Тенденции в глобальном распределении трития начиная с 1961 г. // Радиоактивные выпадения от ядерных взрывов. — М.: Мир, 1968. — С. 284.
26. Вакуловский С. М., Воронцов А. И., Катрич И. Ю. Тритий в атмосферных осадках, реках и морях, омывающих территорию Советского Союза // Атомная энергия, 1978. Т. 44, вып. 5. — С. 432.
27. Катрич И. Ю. Мониторинг трития в природных водах СССР (России). Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. Обнинск: НПО «Тайфун», 2009. — 42 с.
28. Bennett B. G. Fallout tritium in the environment and the dose commitment. HASL-268, January 1, 1973.
29. Росгидромет, 2000. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1999 году. — Обнинск, 2000. — 239 с.
30. Росгидромет, 2001. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 году. — СПб.: Гидрометеиздат, 2001. — 251 с.
31. Росгидромет, 2002. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году. — СПб.: Гидрометеиздат, 2002. — 225 с.
32. Росгидромет, 2003. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году: Ежегодник / ГУ «НПО Тайфун» — СПб.: Гидрометеиздат, 2003. — 248 с.
33. Росгидромет, 2004. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году. — СПб.: Гидрометеиздат, 2004. — 274 с.
34. Росгидромет, 2005. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году. — М., Метеоагентство Росгидромета, 2005. — 288 с.
35. Росгидромет, 2006. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году. — М., Метеоагентство Росгидромета, 2006. — 273 с.
36. Росгидромет, 2007. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году. — Н. Новгород: Вектор-Тис, 2007. — 280 с.
37. Росгидромет, 2008. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году. — Обнинск: ВНИИГМИ — МЦД, 2008. — 285 с.
38. Росгидромет, 2009. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. — Обнинск: Росгидромет, 2009. — 297 с.
39. Росгидромет, 2010. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году. — Обнинск: Росгидромет, 2010. — 316 с.
40. Росгидромет, 2011. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. — Обнинск: Росгидромет, 2011. — 281 с.
41. Росгидромет, 2012. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. — Обнинск: Росгидромет, 2012. — 297 с.
42. Росгидромет, 2013. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. — Обнинск: Росгидромет, 2013. — 344 с.
43. Росгидромет, 2014. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. — Обнинск: Росгидромет, 2014. — 358 с.
44. Косинский В. В., Орлов М. И., Шамов В. П. Образование трития на атомных электростанциях с РБМК и его поступление в окружающую среду. М.: ЦНИИАтоминформ, 1987.
45. Гусев Н. Г. Обеспечение радиационной безопасности на АЭС. Атомная энергия. 1976. Т. 41, вып. 4. — 254 с.
46. Москалев Ю. А. (Ред.). Окись трития. М., 1968.
47. Garston A. L. Tritium in the environment. Adv. Radiat. Biol. 1979. Vol. 8. — 419 p.
48. Бондаренко Л. Г., Изотова А. В., Большаков В. А. и др. ТРИТИЙ, ТРИТИЙ, ТРИТИЙ: Препринт РИ-270 / Радиевый институт им. В. Г. Хлопина. СПб., 2016. — 16 с. ISBN 978-5-9907511-1-8.

49. *Frédérique Eyrollea, Loïc Ducrosa, Séverine Le Dizès, Karine Beaugelin-Seillera, Sabine Charmassona, Patrick Boyera, Catherine Cossonnet.* An updated review on tritium in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 181 (2018). — P. 128-137.
50. *Diabaté S., Strack S.* Organically bound tritium in wheat after short-term exposure to atmospheric tritium under laboratory conditions // *J. Environ. Radioact.* 1997. 36. — P. 157-175.
51. *Daillant O.,* 2004. Les lichens, intégrateurs de tritium et de carbone-14. In: *Compte Rendu d'un Article ou d'une Conférence.*
52. *Turner A., Millward G. E., Stemp M.,* 2009. Distribution of tritium in estuarine waters: the role of organic matter // *J. Environ. Radioact.* 100. — P. 890-895.
53. *Kim S. B., Baglan N., Davis P. A.,* 2013b. Current understanding of organically bound tritium (OBT) in the environment // *J. Environ. Radioact.* 126. — P. 83–91.
54. *Jaeschke B. C., Clare Bradshaw.* Bioaccumulation of Tritiated Water in Phytoplankton and Trophic Transfer of Organically Bound Tritium to the Blue Mussel, *Mytilus Edulis* // *J Environ Radioact* 2013 Jan. 115. — P. 28-33.
55. *El-Kharbachi A., Chêne J., Garcia-Argote S., Marchetti L., Martin F., Miserque F., Vrel D., Redolfi M., Malard V., Grisolia C., Rousseau B.,* 2014. Tritium absorption/desorption in ITER-like tungsten particles // *Int. J. Hydrogen Energy* 39. — P. 10525-10536.
56. *Kalinowski Martin B. and Colschen Lars C.* International Control of Tritium to Prevent Horizontal Proliferation and to Foster // *Nuclear Disarmament Science &: Global Security.* 1994. Vol. 5. P. 131- 203.
57. US EPA, 1999. Understanding Variation In Partition Coefficient, K_d , Values Volume II: Review of Geochemistry And Available K_d Values For Cadmium, Cesium, Chromium, Lead, Plutonium, Radon, Strontium, Thorium, Tritium (3H), And Uranium. EPA 402-R-99-004B, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Indoor Air. Washington D., 1999.
58. ЕС, 1998. О качестве воды, предназначенной для употребления людьми. Директива 98/83/ЕС Совета от 3 ноября 1998 года.
59. *Рублевский В. П., Яценко В. Н., Чанышев Е. Г.* (под ред. Кочеткова О. А.). Роль С-14 в техногенном облучении человека. М., 2004. — 197 с.
60. *Yim M. S., Caron F.* Life cycle and management of carbon-14 from nuclear power generation // *Progress in Nuclear Energy.* 2006. 48. — P. 2-36.
61. *Сахаров А. Д.* Радиоактивный углерод ядерных взрывов и непороговые биологические эффекты // *Атомная энергия.* 1958. Т. 4, № 6.
62. *Сахаров А. Д.* Воспоминания. Нью-Йорк: Изд-во им. Чехова, 1990. — 943 с.
63. *Арутюнян и др.* Современный взгляд на нормирование радиационной безопасности / Р. В. Арутюнян, Л. А. Большов, О. А. Павловский // *Атомная энергия.* — 2009. — Т. 106, вып. 5. — С. 285-297.
64. ICRP, 2007. International Commission on Radiological Protection. Publication 103. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection // *Annals of the ICRP.* — Elsevier, 2007. — Vol. 37, № 2-4. — 313 p.
65. *Yankovich T., K. J. King-Sharp, M. L. Benz, J. Carr, R. W. D. Killely, N. A. Beresford, M. D. Wood.* Do site-specific radiocarbon measurements reflect localized distributions of ^{14}C in biota inhabiting a wetland with point contamination sources? // *Journal of Environmental Radioactivity.* 2013. 126. — P. 352-366.
66. *Давыдовкина А. В., Кулькова М. А., Лебедев С. В.* Тритий в объектах экосистемы Санкт-Петербурга и Ленинградской области // *Известия РГПУ им. А. И. Герцена* № 153-2, 2012. — С. 58-66.
67. *Jean-Baptiste P., D. Baumier, E. Fourre', A. Dapoigny, B. Clavel.* The distribution of tritium in the terrestrial and aquatic environments. — P. 107-118.

68. Boyer C., L. Vichot, M. Fromm, Y. Losset, F. Tatin-Froux, P. Guïtat, P.M. Badot Tritium in plants: A review of current knowledge Environmental and Experimental Botany 67 (2009). — P. 34–51.
69. Адамов Е. О., Ганев И. Х., Лопаткин А. В. и др. Степень приближения к радиационной эквивалентности высокоактивных отходов и природного урана в топливном цикле ядерной энергетике России // Атомная энергия. 1996. Т. 81, вып. 6. — С. 403-409.
70. Электронный ресурс http://www.epa.gov/rpdweb00/docs/radwaste/402-k-94-001-snf_hlw.html.
71. Третий национальный доклад РФ о выполнении обязательств, вытекающих из объединенной конвенции «О безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами». М., 2012. — 128 с.
72. Вернадский В. И. Живое вещество и биосфера. М., 1994. — 346 с.
73. Сахаров В. К. Радиоэкология: Учебное пособие. — СПб.: Издательство «Лань», 2006. — 320 с., ил. — (Учебники для вузов. Специальная литература).
74. Radiation protection 132. Marina II Update of the Marina Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters. Annex F: Assessment of the Impact of Radiactive Substances on Marine Biota of North European Waters, 2002.
75. Блэк К. А. Растение и почва. М.: Колос, 1973. — 504 с.
76. UNSCEAR, 1962. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1958 Report to the General Assembly. — New York, 1962.
77. СанПиН 2.6.1.2523-09. «Санитарные правила и нормативы. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009» (утв. постановлением главного государственного санитарного врача РФ от 7 июля 2009 г. N 47). — М., 2009. — 74 с.
78. Высоцкий Э. А., Губин В. Н., Кутырло В. Э. Экономико-географические аспекты калийной промышленности // Вестник БГУ. Сер. 2. 2007. № 1.
79. Глазовский Н. Ф. Избранные труды. Т. 1. Геохимические потоки в биосфере. М., Товарищество научных изданий КМК: 2006, 535 с.
80. Sohrabi M. Environments with elevated radiation levels from natural radioactive substances, p. 113-134 // Restoration of Environments with Radioactive Residues. Proceedings Series. STI/PUB/1092. IAEA. Vienna, 2000.
81. Rammachandran T. V., Balani M. C. Report on the participation by the B ARC in the tenth Indian Expedition to Antarctica. March 1993. B ARC. Bombay. India.
82. Veiga L. H. S., I. Sachet. E.C.S. Amaral et al. Brazilian areas of high background radiation—Are levels really high? p. 63-65 in: High Levels of Natural Radiation and Radon Areas: Radiation Dose and Health Effects (J. Peter, G. Schneider, A. Bayer et al., eds.). Volume II: Poster Presentations. BFS Schriften 24/2002. Bundesamt fur Strahlenschutz, Salzgitter, 2002.
83. Gehrcke K., Kummel M., Dushe K. Background radon levels in Germany and how to take them into account in radiological evaluations // International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity, June 15–20, 2008, Bergen, Norway. — P. 9295.
84. Mortazavi S. M. J. and P. A. Karam. Apparent lack of radiation susceptibility among residents of the high background radiation area in Ramsar. Iran: Can we relax our standards? P. 1141-1147 in: Natural Radiation Environment VII. Seventh International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-VII) (J.P. McLaughlin, S.E. Simopoulos, F. Steinhausler, eds.). Elsevier B.V., 2005.
85. UNSCEAR, 2006. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume I. United Nations, New York, 2008.
86. Xutong L., Z. Li, C. Ling et al. Preliminary investigation of natural radiation level for Jiangzha hot spring area in Sichuan province // Radiat. Prot. 2005. 25 (6). — P. 369-375. (In Chinese).

87. *Manova M. and M. Matolin.* Radiometric map of the Czech Republic 1:500 000. Czech Geological Survey, Prague, 1995.
88. *Романович И. К., Стамат И. П., Кормановская Т. А., Кононенко Д. В. и др.* Природные источники ионизирующего излучения: дозы облучения, радиационные риски, профилактические мероприятия / Под редакцией академика РАН Г. Г. Онищенко и профессора А. Ю. Поповой. — СПб.: ФБУН НИИРГ им. П. В. Рамзаева, 2018. — 432 с.
89. *Oikawa S., Kanno N., Sanada T., Ohashi N., Uesugi M., Sato K., Abukawa J., and Higuchi H.* A nationwide survey of outdoor radon concentration in Japan // *J. Environ Radioact.* 2003. 65. — P. 203-213.
90. *Максимовский В. А., Решетов В. В., Харламов М. Г.* Карта радоноопасности России. Масштаб 1:10 000 000 / Под ред. Смыслова А. А. М.; СПб.: СПбГГИ, 1995. — 1 с.
91. *Березина Е. В.* Приземные концентрации и потоки радона-222 на территории России, и оценки биогенных эмиссий углекислого газа, метана и сухого осаждения озона. Диссертация на соискание ученой степени кандидата ф.-м. наук. 2014. — 136 с.
92. *Zahorowski W., Chambers S., and Henderson-Sellers A.* Ground based radon-222 observations and their application to atmospheric studies // *J. Environ. Radioact.* 2004. 76. — P. 3-33.
93. Радиозкология (курс лекций) / Давыдов А. В., Игумнов С. А., Талалай А. Г., Фоминых В. М., Хайкович И. М. Уральское об-во горн. инж. Екатеринбург, 1999. — 350 с.
94. *Маньшина Н. В.* Курортология для всех. За здоровьем на курорт. — М.: Вече, 2007. — 592 с.
95. Каталогизация: Радиация: эффекты и источники, Программа ООН по окружающей среде, 2016. ISBN: 978-92-807-3598-7. No работы: DEW/2034/NA. Электронная версия: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7790/-Radiation_Effects_and_sources-2016Radiation_-_Effects_and_Sources_RU.pdf.pdf?sequence=6&isAllowed=y
96. *Баласаева Л. Н., Кадука М. В., Бекяшева Т. А., Иванов С. А., Салазкина Н. В., Ступина В. В.* Оптимизация методов определения содержания природных радионуклидов в пищевых продуктах // Актуальные вопросы радиационной гигиены: Материалы международной научно практической конференции — СПб, 2018. — 308. — С. 33-36.
97. Радиация. Дозы, эффекты, риск / Пер. с англ. М.: Мир, 1988.
98. *Кормановская Т. А., Козулина Е. С., Матвеева И. Г.* Дозы природного облучения населения Российской Федерации в 2017 г. // Актуальные вопросы радиационной гигиены: Материалы международной научно практической конференции — СПб., 2018. — С. 182-184.
99. *Онищенко Г. Г., Попова А. Ю., Романович И. К., Барковский А. Н., Кормановская Т. А., Шевкун И. Г.* Радиационно-гигиеническая паспортизация и ЕСКИД — информационная основа принятия управленческих решений по обеспечению радиационной безопасности населения Российской Федерации. Сообщение 2. Характеристика источников и доз облучения населения Российской Федерации // Радиационная гигиена. — 2017. — Т. 10, №3. — С. 18-35.
100. *Крышев И. И. и Рязанцев Е. П.* Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: ИздАТ, 2010. — 498 с.
101. *Махонько К. П.* Поведение в атмосфере радиоактивных продуктов ядерных взрывов. — СПб.: Гидрометеиздат, 2002. — 164 с.
102. *Махонько К. П., Павлова Л. Н.* Радиоактивные продукты в атмосфере СССР от китайских ядерных взрывов. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. — 139 с.
103. Росгидромет. Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. Выпуск 12. Наблюдения за радиоактивным загрязнением компонентов природной среды. РД 52.18.826-2015. ФГБУ «НПО «Тайфун», Обнинск, 2015. — 96 с.
104. Методика массового гамма-спектрометрического анализа проб природной среды / Гос. ком. СССР по гидрометеорологии и контролю природ. среды; [К. П. Махонько и др.]. — Л. : Гидрометеиздат, 1984. — 64 с.

105. Методические рекомендации по определению радиоактивного загрязнения водных объектов / Ин-т эксперим. метеорологии; [С. М. Вакуловский и др.]; Под ред. С. М. Вакуловского. — М.: Гидрометеоиздат, Моск. отд-ние, 1986. — 78 с.
106. Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС / Гос. ком. СССР по гидрометеорологии; [К. П. Махонько и др.]; Под ред. К. П. Махонько. — Л.: Гидрометеоиздат, 1990. — 263 с.
107. *Петухова Э. В., Книжников В. А.* Поступление стронция-90 и цезия-137 глобального происхождения с пищевым рационом населению Советского Союза в 1976-1979 годы: Препринт НКРЗ № 81-29, 1980.
108. *Марей А. Н., Зыкова А. С., Сауров М. М.* Радиационная коммунальная гигиена. М.: Энергоатомиздат, 1984. — 176 с.
109. *Бархударов Р. М., Борисов Б. К., Книжников В. А., Петухова Э. В., Шенелева Е. Р.* Поступление с рационом и содержание стронция-90 и цезия-137 в организме жителей СССР в 1980-1982 годы // Гигиена и санитария. — 1987. — № 5.
110. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1991 г. Ежегодник. Под ред. К. П. Махонько. Обнинск — НПО «Тайфун», 1992. — 339 с.
111. Положение об отраслевой системе мониторинга радиационной обстановки Госкорпорации «Росатом», утвержденное приказом Госкорпорации «Росатом» от 2 апреля 2019 года № 1/334-П.
112. *Whicker F. W. and Schults V.* Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. CRC Press Inc. Boca Raton, Florida, 1982.
113. *Woodhead D. S.* Concentration of radionuclides in aquatic environment and the resultant radiation dose rates received by aquatic organisms//Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems. Vienna: IAEA, 1976. Tech.rep.ser. № 172. — P. 5-54.
114. *Башилов И. Я.* Введение в технологию редких элементов. М.; Л.: Государственное химико-технологическое издательство, 1932. — 156 с.
115. *Богоявленский Л. Н.* Ухтинское месторождение радия // Доклады АН СССР. Сер. А, 1928. № 14/15. — 156 с.
116. *Кичигин А. И., Таскаев А. И.* «Водный промысел». История производства радия в республике Коми (1931-1956 годы) // Вопросы истории естествознания и техники. 2004. № 4.
117. *Terrill J. G., Ingraham S. C., Moeller D. W.* Pub. Health Reports, 69, 255 (1954).
118. Некос В. Е. Основы общей экологии и неоэкологии: учебное пособие. Экология. Часть I. — Харьков, 1998.
119. *Кароль И. Л.* Радиоактивные изотопы и глобальный перенос в атмосфере. Л.: Гидрометеоиздат, 1972. — 366 с.
120. *Малахов С. Г.* Соотношение между запасами стронция-90 в стратосфере и его выпадениями на поверхность земли // Радиоактивность атмосферы. Труды ИЭМ, 1972. — № 1 (32). — С. 15–26.
121. *Малахов К. П., Силантьев А. Н., Бобовникова Ц. И., Брендаков В. Ф., Махонько К. П., Полякова Т. В., Савченкова А. А., Чуркин В. Н.* Исследование динамики радиоактивных выпадений на территории СССР в 1963-1967 годы // Радиоактивность атмосферы. Труды ИЭМ, 1970. — № 17. — С. 5–16.
122. *Крышев И.И.* Радиационный мониторинг окружающей среды. Альманах научных трудов к 60-летию НПО «Тайфун». Под редакцией д. т. н. В. М. Шершакова и д. ф.-м. н. А. Ф. Нерушева. М.: ООО «Информполиграф», 2018. — С. 85–110.
123. *Газиев Я. И.* Методика радиографирования зольных остатков проб атмосферных аэрозолей // Радиоактивность атмосферы. Труды ИЭМ. 1972. Вып. 1 (32). — С. 117-122.
124. *Лукашенко С. Н.* Радиоэкологическое обоснование возвращения территорий Семипалатинского испытательного полигона в хозяйственное использование: фундаментальные и прикладные аспекты. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. Обнинск, 2016. — 47 с.

125. UNSCEAR, 1988. Report to the General Assembly, with annexes. Scientific Annexes B. Exposures from nuclear power production. United Nations, New York, 1988. — P. 135-239.
126. UNSCEAR, 2016. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Scientific Annex B. Exposures of the public and workers from various sources of radiation. United Nations, New York, 2017. — P. 135-240.
127. World Uranium Mining Production (Updated July 2018). World Nuclear Association. URL: <http://www.world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/mining-of-uranium/world-uranium-mining-production.aspx>. — 5 p.
128. Uranium production figures (Updated July 2018). World Nuclear Association. URL: <http://www.world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures/uranium-production-figures.aspx>. — 1 p.
129. Nuclear share figures (Updated April 2018). World Nuclear Association. URL: <http://www.world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures/nuclear-generation-by-country.aspx>. — 2 p.
130. ППГХО, 2016. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2015 г. — Краснокаменск, 2016. — 29 с.
131. ППГХО, 2017. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2016 г. — Краснокаменск, 2017. — 29 с.
132. ППГХО, 2018. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2017 г. — Краснокаменск, 2018. — 29 с.
133. ППГХО, 2019. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2018 г. — Краснокаменск, 2019. — 49 с.
134. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году. — Обнинск, 2016. — 346 с.
135. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2016 году. — Обнинск, 2017. — 398 с.
136. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2017 году. — Обнинск, 2018. — 375 с.
137. Heeb C. M. Iodine-131 Releases from the Hanford Site, 1944 through 1947. PNWD-2033 HEDR vol. 1-2, Battelle Pacific Northwest Laboratories, Richland, Washington, USA, 1992.
138. Napier B. A. Hanford Environmental Dose Reconstruction Project. В 6-ке журнала «Мед. Радиология и радиационная безопасность» т. 2. Материалы 1-го Международного симпозиума г. Челябинск, 9-13 января 1995. М., 1996.
139. Napier B. A., Shipler D. B., Farris W. T. et al. Environmental Modeling for the Hanford Environmental Dose Reconstruction Project // Assessing the Radiological Impact of Past Nuclear Activities and Events. IAEA-TECDOC-755. Vienna, 1994. — P. 63-77.
140. Алексахин Р. М., Булдаков Л. А., Губанов В. А., Дрожко Е. Г., Ильин Л. А., Крышев И. И., Линге И. И., Романов Г. Н., Савкин М. Н., Сауров М. М., Тихомиров Ф. А., Холина Ю. Б. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общей редакцией Л. И. Ильина и В. А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. — 752 с.
141. На атомной волне: Советский атомный проект — решающая предпосылка взлета физики // Научное сообщество физиков СССР. 1950-е-1960-е годы. Документы, воспоминания, исследования / Составители и редакторы П. В. Визгин и А. В. Кессених. — СПб.: Издательство РХГА, 2005. — Т. I. — С. 25. — 720 с.
142. Ильин Д. И. Миграция радиоактивных веществ из открытых водоемов: Диссертация на соискание д-ра т.н./Архив ПО «Маяк». Озерск, 1956, — 270 с.
143. Мокров Ю. Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча, ч.1. Роль взвешанных частиц в процессе формирования радиоактивного загрязнения реки Теча в 1949-1951 годы Озерск, 2002. — 174 с.

144. *Алексахин А. И., Глаголев А. В., Дрожко Е. Г. и др.* Водоем-9 — хранилище жидких радиоактивных отходов и воздействие его на геологическую среду. Москва; Озерск, 2007. — 256 с.
145. *Меркушкин А. О.* Озеро Карачай — хранилище радиоактивных отходов под открытым небом. ОТИ МИФИ, г. Озерск, 2000. — <http://www.polar.mephi.ru/ru/conf/2000/6/8.html>.
146. Четвертый национальный доклад Российской Федерации «О выполнении обязательств, вытекающих из объединенной конвенции о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами. М., 2014. — 166 с.
147. *Линге И. И., Арутюнян Р. В., Большов Л. А., Осипьянц И. А.* Воздействие на окружающую среду и здоровье населения при обращении с ОЯТ. Сборник докладов Второй научно-технической экологической конференции «Экология ядерной отрасли». М.: Министерство Российской Федерации по атомной энергии, 2001. — С. 106-116.
148. Потребление электроэнергии в ЭЭС России в 2017 году (10.01.2018). URL: <https://minenergo.gov.ru/node/10277>. — 1 с.
149. Reactor database (Updated September 2018). World Nuclear Association. URL: <http://www.world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures/reactor-database.aspx>. — 1 p.
150. *Яблоков А. В., Нестеренко В. Б., Нестеренко А. В.* Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы. — СПб., 2007. — 376 с.
151. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Израэль Ю. А., Вакуловский С. М., Ветров В. А. и др. — Л.: Гидрометеоздат, 1990. — 295 с.
152. BIMP-5 — Bureau International Des Poids Et Mesures. Table of Radionuclides (Vol. 3 — A = 3 to 244), Pavillon de Breteuil, F-92310 SÈVRES, France, 2006.
153. Плутоний в России. Экология, экономика, политика. Независимый анализ. Под руководством чл.-корр. РАН, проф. А. В. Яблокова; Социально-экологический союз, 1994, 144 с.
154. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана. Под ред. А. И. Бурназяна, М.: Энергоатомиздат, 1990, 144 с.
155. *Pavlovski O. A. et al.* Radiological hazard assessment code exercise. Moscow, 1998.
156. UNSCEAR, 2011 — United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Effects of radiation on the environment. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II, Scientific Annex E. Effect of ionizing radiation on non-human biota. United Nations. New York, 2011. — 164 p.
157. *Хижняк В. Г.* О радиационной обстановке в пойме р. Енисей. Обзор отчетных материалов / В. Г. Хижняк. — Красноярск: Красноярская инспекция по радиационной безопасности, 1993. — 22 с.
158. *Popov V. K., E. Stukin, E. Kvasnikova, M. Savkin, V. Golosov.* KRASNOYARSK-26 // René J.C.Kirchmann & Arrigo A. Cigna. Radioactivity from Military Installations sites and Effects on Population Health, 2005. <http://www.ancia.be/radio>.
159. Селлафилд, Доклад объединения «Беллона». Эрик Мартиниуссен, 2004, 90 с.
160. Report of the Japanese Government to the IAEA Ministerial Conference on Nuclear Safety, Attachment 04-1, June 2011. — 780 p.
161. Авария на АЭС «Фукусима-1»: опыт реагирования и уроки / Науч. ред. Р. В. Арутюнян. М.: Наука, 2013. — 246 с.
162. *Cambray R. S. et al.* Radioactive fallout in air and rain, results to the middle of 1963. UKAEA Report AERE R-4392. — 1963.
163. *Хохлаков В. В., Дрожко Е. Г.* Выбросы в атмосферу ¹³¹I из источников ПО «Маяк». Результаты многолетнего мониторинга и опыт ретроспективного восстановления // Вопросы радиационной безопасности. 2000. № 1. — С. 31-36.
164. *Loutit J. F. et al.* // The Hazards to man of nuclear and allied radiations, Cmnd. 1225. London, H.M.S.O., 1960. — 129 p.

165. Ильин Л. А., Г. В. Архангельская, Ю. О. Константинов, И. А. Лихтарев. Радиоактивный йод в проблеме радиационной безопасности. — М., АтомИзда, 1972. — 272 с.
166. Cottrell Wm. B. Nuclear Safety, 3, 64 1962.
167. Marter W. L. Radioiodine release incident at the Savannah River plant // Health Phys. 1963. Vol. 9. — P. 1105-1109.
168. Soldat J. K. Environmental evaluation of an acute release of ^{131}I to the atmosphere // Health Phys. 1965. Vol. 11. — P. 1009-1015.
169. Ахметов М. А., Дубасов Ю. В., Искра А. А., Логачев В. А., Матущенко А. М. и др. Характеристика исходных данных радиационного состояния эпицентральной зоны объекта «Чаган» — экскавационного подземного ядерного взрыва для создания искусственного водохранилища // Известия НАН Республики Казахстан. Серия физ.-мат. 1994. № 6. — С. 79-97.
170. Raphael B. The Anatomy of Bereavement. New York: Basic book, 1983.
171. Buzulukov Yu. P., Dobrynin Yu. L. Release of Radionuclides During the Chernobyl Accident. In book: The Chernobyl Papers. Dose to the Soviet Population and Early Health Effects Studies Vol. 1, Ed. S.E. Merwin and M.I. Balanov, 1993, 439 p.
172. IAEA, 2015. The Fukushima Daiichi Accident. Technical Volume 4 Radiological Consequences. Vienna : International Atomic Energy Agency, 2015.
173. Шинкарев С. М. Научно-методические основы оценки индивидуальных поглощенных доз в щитовидной железе у населения после крупной радиационной аварии. Диссертация на соискание ученой степени доктора технических наук. М., 2009. — 268 с.
174. Хохлаков В. В. Реконструкция доз облучения населения г. Озерска, обусловленных выбросами в атмосферу йода-131 при переработке облученного ядерного топлива : диссертация ... кандидата технических наук : 05.26.01. — Озерск, 1999. — 165 с.: ил. РГБ ОД, 61 01-5/497-Х
175. Booker D. V. UKAEA Report AERE HP/R 2607, 1958
176. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении. Кол. авторов под рук. проф. В. А. Логачева — М.: ИзДАТ, 2001 — 519 с.
177. Abee H. H. Nuclear Safety. 1964. 6. 87.
178. Ильин Л. А., Павловский О. А. Радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и меры, предпринятые с целью их смягчения // Атомная энергия. 1988. Т. 65, вып. 2. — С. 119-129.
179. Ильин Л. А. Реалии и мифы Чернобыля. М.: 1996. — 474 с.
180. Крышев И. И., Рязанцев Е. П. Экологический риск радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима» (Япония) // Атомная энергия. — 2017. — Т. 122, № 1. — С. 46–55.
181. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г., Крышев А. И. Экологические критерии радиационной безопасности окружающей среды: опыт применения для Восточно-Уральского радиоактивного следа и других загрязненных территорий // Тезисы докладов научной конференции «Зарождение радиоэкологии, ее развитие и роль в обеспечении радиационной безопасности природной среды и человека» (10-12 октября 2017 года, г. Озерск). Озерск: ПО «Маяк», 2017. — С. 10-11.
182. UNSCEAR 2014 Report. Levels and Effects of Radiation Exposure Due to the Nuclear Accident after the 2011 Great East-Japan Earthquake and Tsunami. UN. New York, 2014. — 296 p.
183. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г., Крышев А. И. Экологические риски чернобыльской аварии. Сборник трудов конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления». Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. — С. 246-266.
184. Крышев И. И., Алексахин Р. М., Рябов И. Н. и др. Радиоэкологические последствия чернобыльской аварии. Под ред. И. И. Крышева. М.: Ядерное общество СССР, 1991. — 172 с.

185. Рекомендации Р 52.18.820-2015. Министерство природных ресурсов и экологии РФ, Росгидромет. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Обнинск, 2015. — 50 с.
186. ICRP, 2009. ICRP Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. — 251 p.
187. *Рябов И. Н.* Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Тов. науч. изд. КМК, 2004. — 215 с.
188. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: 20-летний опыт. Вена: МАГАТЭ, 2008. — 199 с.
189. Результаты, 2002. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2001 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава, 2002. — 57 с.
190. Результаты, 2003. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2002 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава, 2003. — 48 с.
191. Результаты, 2004. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2003 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации).—М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава, 2004. — 48 с.
192. Результаты, 2005. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2004 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2005. — 69 с.
193. Результаты, 2006. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2005 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. — 73 с.
194. Результаты, 2007. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2006 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2007. — 94 с.
195. Результаты, 2008. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2007 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2008. — 98 с.
196. Результаты, 2009. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2008 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. — 111 с.
197. Результаты, 2010. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2009 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. — 132 с.
198. Результаты, 2011. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2010 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2011. — 122 с.
199. Результаты, 2012. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2011 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2012. — 146 с.

200. Результаты, 2013. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2012 год (Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — 2-е изд., испр. — М., Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора 2013. — 130 с.
201. Результаты, 2014. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2013 год (Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). М., Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2014. — 124 с.
202. Результаты, 2015. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2014 год (Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). М., Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2015. — 134 с.
203. Результаты, 2016. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2015 год (Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). М., Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2016. — 125 с.
204. Результаты, 2017. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2016 год (Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). М., Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2017. — 126 с.
205. Результаты, 2018. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2017 год (Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). М., Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2018. — 128 с.
206. Результаты, 2019. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2018 год (Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). М., Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2019. — 130 с.
207. *Читига Л. А., Звонова И. А., Рыжкова Д. В., Меньков М. А., Долгушин М. Б.* Уровни облучения пациентов и возможные пути оптимизации ПЭТ-диагностики в России // Радиационная гигиена. — 2017. — Т. 10, № 4. — С. 31-43.
208. *Балонов М. И., Голиков В. Ю., Звонова И. А., Читига Л. А., Кальницкий С. А., Сарычева С. С., Водоватов А. В.* Дозы пациентов от медицинских исследований в России в 2009-2015 годах // Актуальные вопросы радиационной гигиены: Материалы международной научно-практической конференции. — СПб., 2018. — С. 22-23.
209. *Романович И. К.* Актуальные задачи радиационной гигиены в свете итогов ФЦП ЯРБ // X Российская научная конференция «Радиационная защита и радиационная безопасность в ядерных технологиях», 22 сентября 2015 года, г. Москва.
210. *Израэль Ю. А.* Экология и контроль состояния природной среды. Л.: Гидрометеоздат, 1979 г.
211. IAEA, 2005. Environmental and source monitoring for purposes of radiation protection. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. Safety Guide No. RS-G-1.8. Vienna, 2005. — 136 p.
212. IAEA, 2010. Programmes and Systems for Source and Environmental Monitoring. Safety Reports Series No. 64. Vienna, 2010. — 248 p.
213. *Арутюнян Р. В., Богатов С. А., Гаврилов С. Л. и др.* Создание объектовых автоматизированных систем радиационного мониторинга на объектах, связанных с утилизацией АПЛ, обращением ОЯТ и РАО // Известия РАН, серия «Энергетика». 2009. № 6.
214. *Шершаков В. М.* Особенности организационного управления в ЕГАСКРО // Сб. докладов 2-й Всероссийской научно-практической конференции «Состояние и развитие ЕГАСКРО на территории РФ». Обнинск, 2009. — 35 с.

215. Шершаков В. М., Булгаков В. Г., Крышев И. И., Косых В. С., Бурков А. И., Прописнова М. В. Экологический мониторинг ядерно и радиационно опасных объектов // Безопасность окружающей среды. 2010. № 3. — С. 12-16.
216. IAEA, 2001. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety Report Series, № 19. IAEA. Vienna, 2001. — 213 p.
217. Методические рекомендации по расчету нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ из организованных источников в атмосферный воздух применительно для организаций Госкорпорации «Росатом». Утверждены распоряжением Госкорпорации «Росатом» от 15.07.2014 № 1-1/310-Р. — 85 с.
218. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Имитационные модели динамики экосистем в условиях антропогенного воздействия ТЭС и АЭС. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 184 с.
219. Носов А. В., Крылов А. Л., Киселев В. П., Казаков С. В. Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах / Под редакцией профессора, доктора физико-математических наук Р. В. Арутюняна. — М.: Наука, 2010. — 253 с.
220. Романов Г. Н. Ликвидация последствий радиационных аварий. Справочное руководство. М.: ИздАТ, 1993. — 336 с.
221. ДВ-98. Руководство по установлению допустимых выбросов радиоактивных веществ в атмосферу. Госкомэкология России. Минатом России. — М., 1999. — 365 с.
222. Трахтенгерц Э. А., Шершаков В. М., Камаев Д. А. Компьютерная поддержка управления ликвидацией последствий радиационного воздействия. — М., СИНТЕГ, 2004. — 460 с.
223. Труды ИБРАЭ РАН / Под общ. ред. чл.-кор. РАН Л. А. Большова; Ин-т проблем безопас. развития атом. энергетики РАН. — М.: Наука, 2007. — Вып. 9: Моделирование распространения радионуклидов в окружающей среде / Науч. ред. Р. В. Арутюнян. — 2008. — 229 с. — ISBN 978-5-02-036954-2.
224. Труды ИБРАЭ РАН / Под общ. ред. чл.-кор. РАН Л. А. Большова; Ин-т проблем безопас. развития атомной энергетики РАН. — М.: Наука, 2007. — Вып. 11: Вопросы радиоэкологии / Науч. ред. И. И. Линге. — 2009. — 444 с.: ил. — ISBN 978-5-02-037457-7 (в пер.).
225. Sazykina T.G. ECOMOD — An ecological approach to radioecological modelling // Journal of Environmental Radioactivity. 2000. 50 (3). — P. 207-220.
226. Sazykina T. G. Modelling Radioactivity in the Environment. A companion series to the Journal of Environment Radioactivity // Radioactivity in the Environment. 2003. Volume 4 / Ed. by E. M. Scott. ELSEVIER SCIENCE Ltd. — P. 391-416.
227. Bulgakov V. G., Gariyants A. M., Kosykh V. S., Shershakov V. M. Decision support system RECASS NT. — Netherlands, 2006. — P. 179-189.
228. Фесенко С. В., Скоттикова О. Г., Скрыбин А. М., Сафронова Н. Г., Пахомова И. А. Моделирование долгосрочной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в непроточном пресноводном водоеме // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. — Т. 44. — № 4. — С. 466-472.
229. Avila R. Model of the long-term transfer of radionuclides in forest. Report for SKB. 2004. — 55 p.
230. Крылов А. Л., Носов А. В., Крышев А. И., Крышев И. И., Киселев В. П. Расчет содержания радионуклидов в воде и донных отложениях рек // Метеорология и гидрология. 2007. № 7. — С. 81-92.
231. Avila R., Kazakov S. V., Pakhomov A. Yu., Pakhomova I. A., Fesenko S. V. Application of mathematical modelling techniques for evaluation of radionuclide accumulation levels in biota // Radioprotection, 2008. Vol. 43, № 5. — P. 190-202.
232. McDonald M. G., Harbaugh A. W. A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations. Book 6. Chapt. A1, 1988. — P. 44-69.
233. Till J. E., Grogan H. A. (Eds). Radiological Risk Assessment and Environmental Analysis. Oxford University Press, 2008. — 729 p.

234. Кобзарь А. И. Прикладная математическая статистика. Для инженеров и научных работников. — М.: Физматлит, 2006. — 816 с.
235. ГОСТ Р 16269-7-2004 «Статистические методы. Статистическое представление данных. Медиана», 2004. — 15 с.
236. ГОСТ Р ИСО 50779-22-2005 «Статистические методы. Статистическое представление данных. Точечная оценка и доверительный интервал для среднего», 2005. — 11 с.
237. ГОСТ Р ИСО 5479-2002 «Статистические методы. Проверка отклонения распределения вероятностей от нормального распределения», 2002. — 31 с.
238. Гмурман В. Е. Теория вероятностей и математическая статистика. — М., 2007. — 479 с.
239. Guidance for Environmental Background Analysis. Naval Facilities Engineering Command. 20374-5065. — Washington, DC, 2002. — 191 p.
240. ГОСТ Р ИСО 14001-2007. «Системы экологического менеджмента. Требования и руководство по применению», 2007. — 28 с.
241. ICRP, 2003. International Commission on Radiological Protection. Publication 91. A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species. Annals of the ICRP, 2003. — P. 79.
242. ICRP, 2009. International Commission on Radiological Protection. Publication 114. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. — 111 p.
243. NCRP, 1991. National Council on Radiation Protection and Measurements. Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms. NCRP Report № 109. — Bethesda, Maryland, USA, 1991. — 115 p.
244. FASSET, 2003. Framework for Assessment of Environmental Impact. D. Woodhead and I. Zinger, eds. Deliverable 4: Radiation effects on plants and animals, 2003. — 97 p.
245. Sazykina T. G., Kryshev I. I. Assessment of radiological impact on marine biota in the OSPAR region (Marina update project). Proceedings from the International Conference on Radioactivity in the Environment. Extended Abstracts. NRPA, 2002. — P. 565-568.
246. Sazykina T. G., Kryshev A. I. Effects of ionizing radiation to aquatic organisms: The EPIC Database // International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, Stockholm, Sweden. Contributed Papers. IAEA-CN-109, 2003. — P 91-94.
247. Sazykina T., Kryshev A. I. Radiation effects in wild terrestrial vertebrates — the EPIC collection // Journal of Environmental Radioactivity, 2006. 88, №.1. — P. 11-48.
248. Sazykina T. G., Kryshev A. I., Sanina K. D. Non-parametric estimation of thresholds for radiation effects in vertebrate species under chronic low-LET exposures // Radiation and Environmental Biophysics, 2009. Vol. 48, № 4. — P. 391-404.
249. Рекомендации Р 52.18.820-2015. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 17.04.2015. — 55 с.
250. UNSCEAR, 1996. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Effects of Radiation on the Environment, Annex to Sources and Effects of Ionizing Radiation (1996 Re-port to the General Assembly, with one Annex), Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation. UN. New York, 1996. — 86 p.
251. Ulanovsky A., Pröhl G., Gomez-Ros J. Methods for calculating dose conversion co-efficients for terrestrial and aquatic biota // Journal of Environmental Radioactivity, 2006. № 99. — P. 1440-1448.
252. Ulanovsky A., Pröhl G. Tables of dose conversion coefficients for estimating internal and external radiation exposures to terrestrial and aquatic biota // Radiation and Environmental Biophysics, 2008. — Vol. 47 (2). — P. 195-203.

253. *Kryshchuk A. I., Sazykina T. G., Strand P. & Brown J. E.* Radioecological model for dose estimation to Arctic marine biota // Proceedings of the 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. — St. Petersburg, 2002. — P. 326-329.
254. *Цебаковская Н. С., Свительман В. С., Линге Ин. И., Пронь И. А., Коновалов В. Ю.* Структура базы данных СМП НКМ. Препринт / ИБРАЭ РАН, № ИБРАЭ-2017. — М.: ИБРАЭ РАН, 2017. — 46 с. (в печати).
255. Specific Safety Guide No. 14. Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste. IAEA Safety Standards Series. Vienna, 2011.
256. Specific Safety Guide No. 23. The Safety Case and Safety Assessment for Disposal of Radioactive Waste. IAEA Safety Standards Series. Vienna, 2011.
257. NEA. Features, Events and Processes (FEPs) for Geologic Disposal of Radioactive Waste: An International Database. Nuclear Energy Agency, Organisation for Economic Cooperation and Development. Paris, 2000.
258. *Werner K. et al.* Description of climate, surface hydrology, and near-surface hydrogeology // Preliminary site description Forsmark area version 1.2. — SKB, 2006.
259. H17 Development and Management of the Technical Knowledge Base for the Geological Disposal of HLW, Knowledge Management Report JNC-TN1400-2005-022, Japan Nuclear Cycle Development Institute, 2005.
260. *Carter A.* Data Management to Support a Post-Closure Safety Case for Higher Activity Wastes / Book of Paper: International Conference on the Safety of Radioactive waste Management 21-25 November 2016 Vienna, Austria. IAEA-CN-242. Session 3c — ILW. — P. 17-20.
261. *Fujiyama T.* Development of the NUMO Pre-selection, Site-specific Safety Case/ Book of Paper: International Conference on the Safety of Radioactive waste Management 21-25 November 2016 Vienna, Austria. IAEA-CN-242. Session 3d — ILW. — P. 25-28.
262. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. «Захоронение радиоактивных отходов. Принципы, критерии и основные требования безопасности» (НП-055-14). Утв. приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 22.08.2014 № 379. Зарегистрированы в Минюсте России 2 февраля 2015 г. № 35819. Вступили в силу с 14.02.2015.
263. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. «Приповерхностное захоронение радиоактивных отходов. Требования безопасности» (НП-069-14). Утв. приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 06.06.2014 № 249. Зарегистрированы в Минюсте России 14 августа 2014 г. № 33583. Вступили в силу с 28.11.2014.
264. Руководство по безопасности при использовании атомной энергии. «Положение о структуре и содержании отчета по обоснованию безопасности приповерхностных пунктов захоронения радиоактивных отходов» (РБ-058-10). Утв. приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 02.07.2010 № 556.
265. Руководство по безопасности при использовании атомной энергии. «Оценка долговременной безопасности пунктов приповерхностного захоронения радиоактивных отходов» (РБ-117-16). Утв. приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 14.12.2016 № 531.

2. ОЦЕНКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ ОТРАСЛИ

В данном разделе дана оценка радиоэкологической обстановки в районах расположения ведущих предприятий атомной отрасли (уранодобывающего предприятия, радиохимических комбинатов, АЭС с реакторами ВВЭР, РБМК и БН) в соответствии с современными отечественными и международными нормативно-методическими требованиями, в том числе с новыми международными основными нормами безопасности МАГАТЭ.

2.1. Приаргунское производственное горно-химическое объединение им. Е. П. Славского (ПАО «ППГХО им. Е. П. Славского»)

Публичное акционерное общество «Приаргунское производственное горно-химическое объединение им. Е. П. Славского» (ППГХО) — крупнейшее в Забайкальском крае многоотраслевое горнодобывающее и перерабатывающее предприятие, флагман российской уранодобывающей отрасли (рис. 2.1).

Основной вид деятельности ППГХО — производство закиси-окиси урана с целью ее дальнейшего обогащения на предприятиях ядерного топливного цикла Госкорпорации «Росатом». Разрабатывает Стрельцовское урановое месторождение с конца 1960-х. Кроме добычи урана в Краснокаменске ведется добыча угля на разрезе Уртуй. Также здесь находится месторождение цеолита. Наряду с добычей и переработкой уранового сырья ППГХО производит ряд других востребованных



Рис. 2.1. Вид на предприятие (фото предоставлено С. В. Панченко)

на рынке продуктов — концентратов цветных и благородных металлов с выпуском лигатурного золота и высокочистых элементов [1].

2.1.1. К истории возникновения ППГХО и заселения края

«Стране был нужен уран» — именно так называется книга Е. А. Пятова, выпущенная в 2005 году [2]. В послевоенное время в СССР урана было катастрофически мало. И только с открытием и освоением Стрельцовского месторождения ситуация заметно исправилась.

Свое имя это месторождение урана получило по фамилии местных уроженцев братьев Алексея и Георгия Стрельцовых, подавших в августе 1946 года заявку на наличие развалов плавикового шпата. На месте этих развалов позднее геологами была обнаружена кварц-флюоритовая жила, которую перевели в ранг месторождения. Братья Стрельцовы официально были признаны первооткрывателями и получили вознаграждение.

Касаясь открытия крупнейших месторождений урана Стрельцовской группы необходимо отметить, что все они являются скрытыми, не выходящими на дневную поверхность, в связи с этим потребовалось 15 лет от начала поисков в этом районе до их открытия.

У исследователей несколько раз менялись представления о перспективности этой территории на добычу урана. Первоначально в восточной части Тулукуевской впадины в 1948 году было выявлено Стрельцовское месторождение флюорита [3].

В ходе работ в 1950 году Тургинская партия Читинского геологического управления провела радиометрическое обследование всех пройденных горных выработок. В одной из них в глубоком шурфе, заданном на вскрытии флюоритовой жилы, была зафиксирована радиоактивная аномалия с мощностью дозы в 260 мкР/ч (2,6 мкГр/ч).



Лидия Петровна Ищукова
(1925–2013)

Затем в 1954 году Сосновская экспедиция приступает к планомерному опоскованию на уран территории Южного Забайкалья — Приаргунья [2]. В площадь поисков вошла и восточная часть Тулукуевского вулканогенного поля, включая и участок Стрельцовского флюоритового месторождения. В ходе этой работы было отмечено несколько локальных участков с повышенной радиоактивностью от 170 до 320 мкР/ч. По этим материалам В. П. Зенченко с коллегами дали оценку урановых проявлений в Стрельцовском прогибе, и были даны рекомендации о необходимости сосредоточения там изыскательных работ. И хотя работы там продолжались и в 1956, и в 1957, и в 1958, и в 1959 годах, но небольшими силами, и все изученные аномалии дали отрицательный результат.

В 1962 году работы возобновились, были получены отдельные обнадеживающие результаты, но в целом поиски многим казались бесперспективными. И только Лидия Петровна Ищукова активно выступала за продолжение здесь работ. В 1963 году ей был предоставлен последний шанс. В связи с наличием лишь локальных проявлений урана в верхних частях Стрельцовского месторождения флюорита и отсутствием значимых концентраций урана до глубины 100 м первые скважины были пройдены на юго-восточном фланге с целью оценки ураноносности более глубоких уровней. И вот на глубине 220 м в разломе было установлено не выходящее на поверхность урановое оруденение в дацитах. Так в 1963 году была выявлена первая глубоководная урановорудная залежь [3]. Из воспоминаний Лидии Петровны: «Начальник главного геологического управления Василий Иванович Кузьменко мне тогда сказал: “Лидия Петровна! Утомились мы ждать месторождение в южном Приаргунье, последний раз даю Вам деньги на проведение работ!” Огромная ответственность лежала на мне... А вдруг не подтвердится? <...> И вот 18 мая 1963 года первая же скважина вошла в хорошую руду. Начались предварительные оценки. Мы боялись радоваться, но чувства захлестывали нас. Прогнозы подтвердились, и через месяц на этом месте уже вместо одного крутились пятнадцать буровых станков. Залежи были обнаружены под Стрельцовским месторождением флюоритов, поэтому название решили оставить то же».

В январе 1964 года начальник Сосновской экспедиции В. М. Степанов уже докладывал в Москве министру среднего машиностроения Е. П. Славскому о выявлении в Южном Забайкалье нового промышленного Стрельцовского месторождения урана. Вообще о значении урана той поры говорит следующий факт: в мае 1963 года оно открыто, а уже в январе 1964 года заложили первую шахту, через четыре года создан Приаргунский горно-химический комбинат, началось строительство города Краснокаменска. Строительство комбината началось в разгар разведочных работ в соответствии с Постановлением СМ СССР № 108-31 от 20.02.1968 «О промышленном освоении месторождений урана Стрельцовского рудного района и строительстве на их базе Приаргунского горно-химического комбината (ПГХК) с вводом в эксплуатацию первой очереди в 1972 году». Директором комбината назначается Сталь Сергеевич Покровский, главным геологом — Б. Н. Хоментовский, главным инженером — П. И. Югов, главным геофизиком — Л. Н. Лобанов.

С. С. Покровский — организатор горного производства, доктор технических наук, действительный член Академии горных наук, Герой Социалистического Труда (1980 год), почетный гражданин города Краснокаменска (1994 год), он являлся директором ОАО «ППГХО» с января 1968 года по март 1997 года.

Первооткрывателями Стрельцовского месторождения урана специальная комиссия Мингео СССР в 1969 году признала сотрудников Мацевской партии Чи-



**Сталь Сергеевич Покровский
(1926—1997)**

тинского геологического управления, выявивших урановую минерализацию на одноименном флюоритовом месторождении, и сотрудников партии № 324 Сосновской экспедиции, которые перевели урановое проявление в разряд промышленного объекта.

В 1970 году за открытие и разведку урановых месторождений Стрельцовского рудного района сотрудники сосновской экспедиции Г. П. Гагарин, Л. П. Ищукова, В. П. Зенченко, В. М. Степанов и главный геолог Первого главка А. П. Рогожин были удостоены звания лауреатов Ленинской премии (в то время высшая награда страны). Главному геологу Сосновской экспедиции О. Н. Шанюшкину, начальнику партии Б. М. Журавлеву и главному геологу партии Л. П. Ищуковой было присвоено звание «Заслуженный геолог РСФСР».

2.1.2. Промышленное освоение территории



Первый десант производственников и строителей высадился в Приаргунье в начале 1968 года, а через два года страна уже получала промышленный уран из Забайкалья. В степи небывало быстрыми темпами строились новый город и многочисленные промышленные объекты. Интересна и самобытна история имени города: «Красный камень. Так назывался поселок геологов — первое прибежище и прибывших строителей. За поселком, ближе к рудникам, расположена сопка с возвышающейся над ней скалой из красного монолитного камня. Отсюда и название. Геологи чтили этот камень, и на нем всегда развевался государственный флаг. Даже в самом начале строительства, ночью, далеко на подъездах к городу с любой стороны видно зарево над степью. Оно возвышается над сопками, как ориентир, как маяк путнику на тысячах дорог Забайкалья» (из книги «Дорогами созидания» Ю. Я. Васина, первого директора ПУС).

16 июля 1969 года Краснокаменск согласно указу Президиума Верховного Совета РСФСР получил статус города областного подчинения, но краснокаменцы рождение города связывают с датой рождения комбината и даже День города проходит совместно с Днем шахтера — главным праздником ППГХО.

Первым учреждением, где краснокаменцы проводили деловые встречи, праздники и досуг, стал Дом культуры «Строитель». Его двери и сейчас гостеприимно распахнуты, каждому находится дело по интересам. Большим событием стало открытие в стенах «Строителя» краеведческого музея. Визитной карточкой города называют Дворец культуры «Даурия».

Сегодня Краснокаменск — второй по величине город Забайкальского края после краевого центра (Читы) с населением 51 387 чел. (2020 год) (рис. 2.2). Во многом численность населения определяется степенью развития атомной отрасли. Градообразующее предприятие — Приаргунское производственное горно-химическое объединение (ППГХО), входящее в состав концерна Атомредметзолото, является крупнейшим в России уранодобывающим предприятием и одним из крупнейших в мире поставщиков природного урана. В 2007-м Краснокаменск стал «Самым благоустроенным городом Читинской области». А ранее ему присуждалось звание самого благоустроенного города России. В распоряжении Правительства Российской



Рис. 2.2. Краснокаменск (фото А. С. Мартынова)

Федерации от 29 июля 2014 г. № 1398-р (ред. от 13.05.2016) Краснокаменск вошел в перечень монопрофильных муниципальных образований Российской Федерации (моногородов). При этом он отнесен к монопрофильным муниципальным образованиям Российской Федерации (моногорода), в которых имеются риски ухудшения социально-экономического положения, что в какой-то мере и отражает динамика численности населения (рис. 2.3).

Экономическое развитие Краснокаменска недавно встало на новую базисную платформу, поддерживаемую на государственном уровне. 16 июля 2016 года (в день

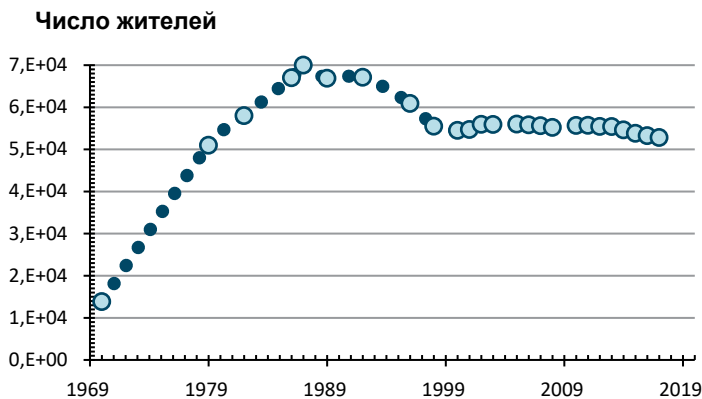


Рис. 2.3. Динамика численности населения Краснокаменска с момента основания города (1969 год)

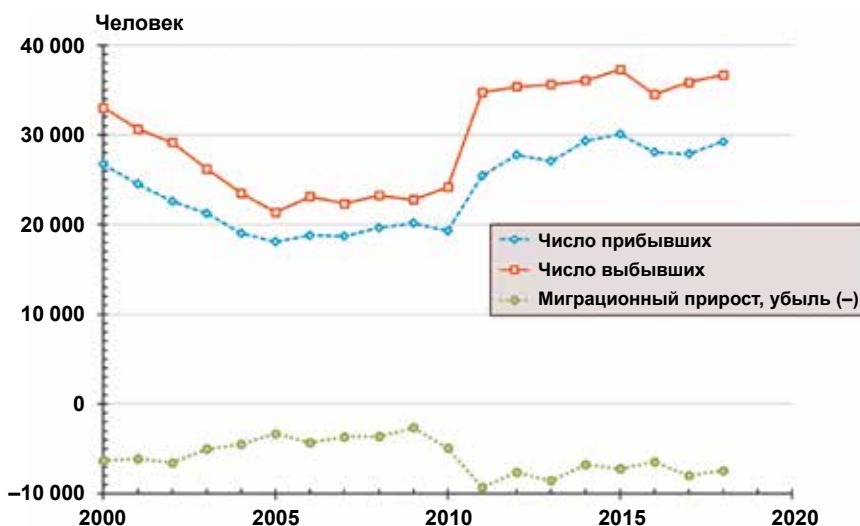


Рис. 2.4. Миграция населения Забайкальского края (человек) в 2000-2018 годах

рождения города!) постановлением Правительства РФ № 675 создана Территория опережающего социально-экономического развития «Краснокаменск». Главным для обеспечения стабильной работы градообразующего предприятия (ПАО «ППГХО» им. Е. П. Славского) на несколько десятилетий вперед и нормальной жизни Краснокаменска является в настоящее время строительство рудника № 6. Из других предприятий города можно отметить Краснокаменскую ТЭЦ, работающую на местном угле.

Говоря о демографической ситуации Забайкальского края в целом, можно отметить негативные демографические тенденции, связанные главным образом с оттоком населения в другие регионы страны (рис. 2.4). В настоящее время Забайкальский край относится к числу субъектов Российской Федерации, в которых население сокращается за счет превышения миграционной убыли над естественным приростом. Ежегодно численность населения уменьшается в среднем на 0,3-0,4 %.

Численность постоянного населения Забайкальского края, по данным Забайкалкрайстата, на 1 января 2018 года составляла 1072,8 тыс. чел., на 1 января 2019 года — 1065,8 тыс. чел. Снижение численности населения составило 7,0 тыс. чел. — за счет превышения миграционной убыли населения над естественным приростом. Этот фактор обуславливает текущую демографическую ситуацию, когда миграционная составляющая превалирует над естественными демографическими показателями.

Кроме того, ухудшились показатели естественного движения населения. Так, число родившихся за 2018 год составило 13 590 чел. — на 792 чел., или на 5,5 % меньше, чем за прошлый год (14 382 чел.). Общий коэффициент рождаемости на 1000 чел. населения составил 12,7 (за 2017 год — 13,4). Число умерших за 2018 год составило 13 138 — на 553 чел., или на 4,4 %, больше, чем за 2017 год (12 585 чел.). Общий коэффициент смертности на 1000 чел. населения составил 12,3 (за 2017 год — 11,7).

2.1.3. Некоторые черты влияния ППГХО на население и окружающую среду

Несомненно, с приходом человека ландшафт местности стал быстро меняться. Нам предстоит рассмотреть эти изменения и дать им некоторую оценку с учетом современных представлений о техногенном воздействии на окружающую среду и действующих требований по ее охране. При этом мы должны с пониманием относиться к историческому прошлому страны и к тем условиям, в которых происходили преобразования в экономической и политической сферах.

Следует также обратить внимание на то, что «Основополагающие принципы безопасности» (SF-1) МАГАТЭ [4] и Основные требования безопасности МАГАТЭ [5] прямо указывают, что «...радиологическое воздействие на ту или иную конкретную окружающую среду является лишь одним из видов воздействия, и в большинстве случаев оно может не быть преобладающим воздействием на среду применительно к данной установке или деятельности. Кроме того, оценку воздействия на окружающую среду следует рассматривать в комплексе с другими элементами системы обеспечения защиты и безопасности в целях разработки требований, применяемых в отношении данного источника. Современная концепция защиты населения и охраны окружающей среды вследствие наличия сложных взаимосвязей не должна ограничиваться предотвращением радиологического воздействия на людей и другие биологические виды. При разработке и введении регулирующих положений необходимо применять интегрированный подход к обеспечению в настоящее время и в будущем устойчивого характера сельского, лесного хозяйства, рыболовства и туризма, а также использования природных ресурсов».

Но прежде чем исследовать влияние человека на местный ландшафт, полезно остановиться на некоторых природных характеристиках этого края.

2.1.3.1. Геология

Стрельцовское рудное поле находится в восточной части Монголо-Южноякутской урановорудной провинции, расположенной в пределах Монголо-Охотского складчатого пояса, разделяющего Сибирскую и Северо-Китайскую платформы. Главной структурной единицей восточного блока этой провинции, включающей район СРП, является Аргунско-Буреинский микроконтинент, представляющий собой обломок Северо-Китайской платформы, заключенный между двумя ветвями упомянутого выше складчатого пояса.

Породы, участвующие в геологическом строении месторождения, образуют нижние и верхние структурные этажи.

Нижний этаж — кристаллический фундамент, представленный архей-раннепалеозойским метаморфическим комплексом и рифей-палеозойскими гранитоидами. Породы кристаллического фундамента выполняют основание мезозойских впадин, вулканогенных сооружений и разделяющие их поднятия.

Верхний этаж содержит мезозойские терригенные толщи вулканогенных и литифицированных осадочных пород, среднеюрские интрузии, субвулканические породы, связанные с позднеюрским и меловым вулканизмом [6].

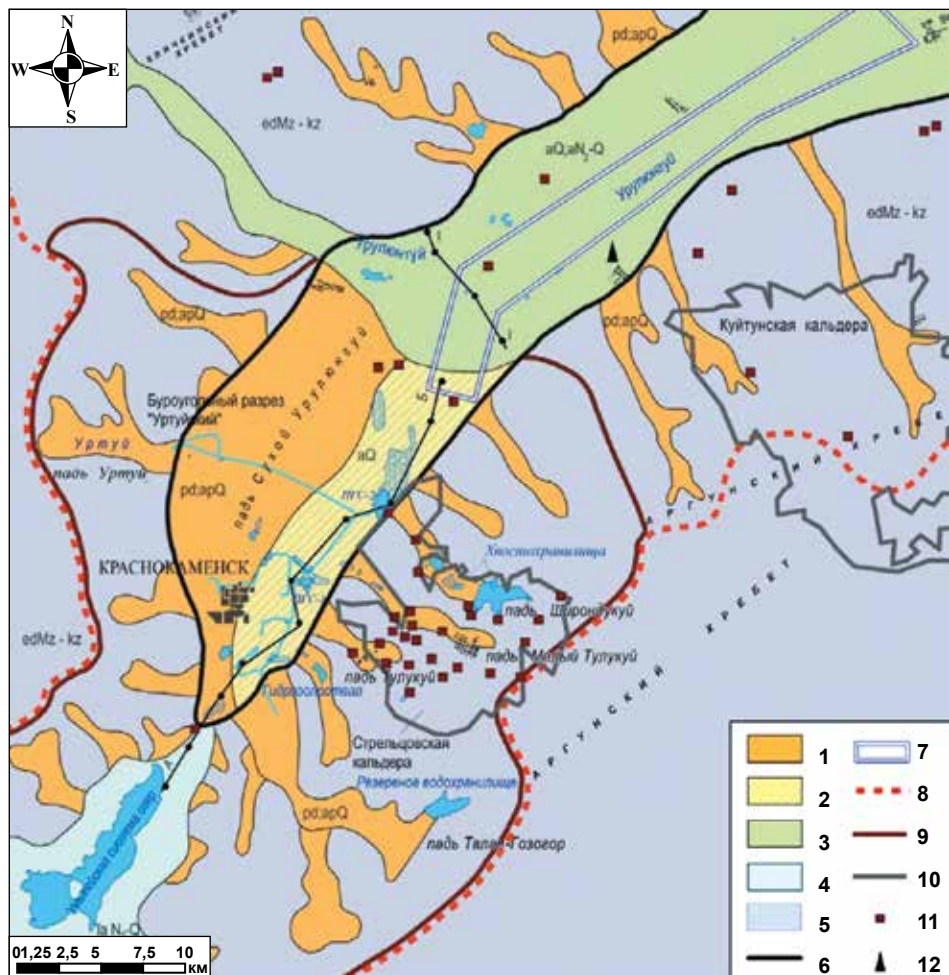


Рис. 2.5. Геологическая схема (с элементами геоморфологии) территории наблюдения ПАО «ППГХО» [4]: 1 — пролювиально-делювиальные и аллювиально-пролювиальные четвертичные отложения, 2 — аллювиальные четвертичные отложения погребенных палеодолин, 3 — аллювиальные четвертичные и неоген-четвертичные отложения долины р. Урулунгуй, 4 — озерно-аллювиальные неоген-четвертичные отложения, 5 — дочетвертичные отложения горных массивов, 6 — граница Восточно-Урулунгуйской межгорной впадины, 7 — водозабор подземных вод (ХПВ), 8 — граница водосборного бассейна р. Урулунгуй, 9 — граница водосборного бассейна пади Сухой Урулунгуй, 10 — кальдеры, рудные поля, 11 — отдельные уран-молибденовые месторождения и рудопроявления, 12 — месторождение флюорита

Многочисленное чередование в мезозое периодов излияния лав и континентального осадконакопления привело к накоплению в районе Стрельцовского рудного поля мощной толщи вулканогенно-осадочных пород. В результате опустошения глубинного магматического очага произошло обрушение этой толщи вдоль кольцевых разломов с образованием Стрельцовской вулканно-тектонической кальдеры. Связанный с вулканизмом гидротермальный процесс был многостадийным и привел к значительной переработке пород кальдеры — привнесу в гидротермальных

растворах кремнезема, мышьяка, бериллия, фтора, серы, редких земель и радиоактивных элементов [7]. Осадочные породы кутинской свиты (гравелиты, алевролиты, аргиллиты, бурые угли) слагают Восточно-Урулюнгуйскую впадину; вулканогенные образования приаргунской (базальты, дациты) и тургинской (липариты) свит — Стрельцовскую и Куйтунскую кальдеры. На рис. 2.5 представлена геологическая схема рассматриваемой территории.

Важнейшая роль в геологическом строении изучаемой территории и локализации оруденения принадлежит разрывным нарушениям и в первую очередь региональным глубинным разломам. Наиболее четко фиксируются разломы северо-восточного, северо-западного — субмеридионального простирания. Многие из северо-восточных разломов разграничивают тектонические блоки. В местах пересечения региональных разломов размещаются главные центры мезозойского вулканизма. В одном из таких узлов находится Тулукуевская вулканотектоническая депрессия, частью которой является Стрельцовская кальдера.

Содержание урана в рудах колеблется от 0,1 до 0,3 %, достигая на отдельных участках 1 % и более. Общие запасы урана в районе Стрельцовского рудного поля составляют более 230 тыс. т [8, 9].

Помимо U-Мо месторождений в пределах Тулукуевской вулканотектонической структуры открыты месторождения флюорита, рудопроявления фосфора, олова, полиметаллических руд. Уртуйский разрез одноименного месторождения бурых углей на стыке падей Сухой Урулюнгуй и Уртуй к настоящему времени является вторым по мощности эксплуатируемым угольным разрезом Читинской области [10].

2.1.3.2. Рельеф

В геоморфологическом отношении территория принадлежит к Онон-Борзинской области Восточно-Забайкальской геоморфологической провинции [11]. Ее орографический рисунок типичен для Забайкалья. Основными морфологическими элементами этой низкогорной территории являются линейно вытянутые в северо-восточном направлении Кличкинский и Аргунский хребты, разделенные долиной Сухого Урулюнгуйа, и озерные котловины (рис. 2.6).

«Основные черты мелкосопочного рельефа сформированы в эпоху более сухого климата верхнего и среднего плейстоцена, в конце которого происходило активное выветривание горных массивов с формированием основных масс склоновых отложений с последующим перемещением их в долины. Невысокие сопки имеют пологовыпуклые вершины, длинные выположенные склоны крутизной 6-12 градусов. Абсолютные отметки водоразделов не превышают 800-1300 м. Склоны изрезаны небольшими падами с U-образным поперечным профилем глубиной 25-30 м. Системы падей левого макросклона Аргунского хребта и правого — Кличкинского выходят в падь Сухой Урулюнгуй. Эта палеодолина отличается достаточно выровненной поверхностью с постепенным понижением высот от периферии к центру и по направлению к долине реки Урулюнгуй. Абсолютные отметки долины — от 640 до 595 м.

По днищу пади когда-то проходило русло водотока, о чем свидетельствует широкое распространение четвертичных песчаных, щебнисто-галечниковых аллювиальных отложений, перекрытых тонким слоем делювия. Краевые части долины, как было указано, окаймляются низкими грядово-сопочными массивами (отроги

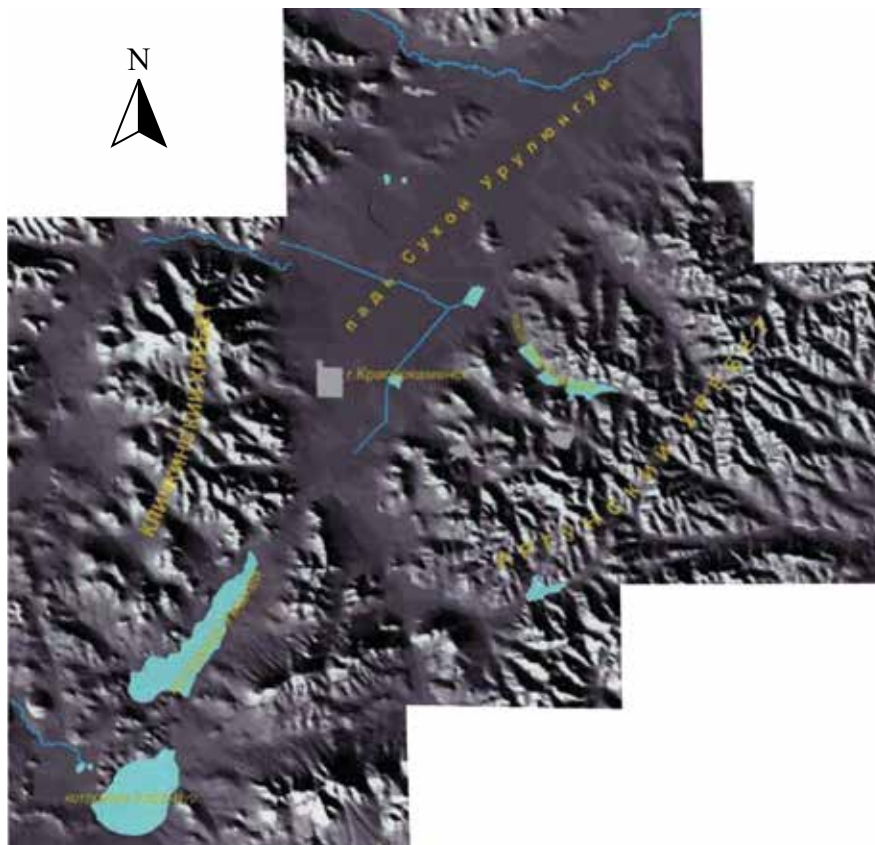


Рис. 2.6. Отмывка рельефа на территории Стрельцовского рудного поля и его окрестности (выполнена И. И. Чуднявцевой [12])

хребтов Аргунского и Кличкинского), отдельные сопки которых в низовьях пади доходят почти до центра древней долины.

В южной части территории, между двух хребтов расположены две крупные озерные котловины: Умыкеевская и Хара-Нурская с системой бессточных озер» [12].

2.1.3.3. Климат

Климат Забайкальского края резко континентальный, годовая амплитуда среднемесячных температур превышает 40 °С, характерны значительные суточные колебания температур [12] с неравномерным распределением осадков в течение года. Зима длительная и холодная, характерны сильные морозы, резкие перепады температуры в течение суток.

Лето короткое, сравнительно теплое. Безморозный период составляет 102 дня. Основная часть годовых осадков выпадает именно в этот период, в результате чего на реках формируется серия паводков, нередко весьма интенсивного характера. Средняя температура июля +21 °С, января –25 °С.

Ввиду преобладания безоблачных или малооблачных типов погоды на территории района очень высок и даже максимален для Забайкальского края показатель величины солнечного сияния — от 2600 до 2700 ч за год; это намного больше, чем, например, на курортах северного Кавказа (Кисловодск), расположенных намного южнее. Суммарная солнечная радиация колеблется от 120 (на севере района) до 127 ккал/см² на юге; годовой радиационный баланс варьирует соответственно от 45 до 47 ккал/см². Указанные величины солнечного света и тепла вполне благоприятны для выращивания многих сельскохозяйственных культур, в том числе теплолюбивых.

Среднегодовая температура воздуха повсеместно отрицательная и колеблется от $-1,1$ °C до $-1,9$ °C; это способствует сохранению здесь островов многолетней мерзлоты. Среднесуточные отрицательные температуры воздуха длятся почти полгода, но самые низкие приходятся на декабрь, январь и февраль; при этом самым холодным является январь, средняя температура которого изменяется по району от -26 °C до -28 °C; абсолютный минимум температуры воздуха составляет -47 °C. Среднесуточные температуры выше $+10$ °C (нижний порог фенологического лета) устанавливаются в третьей декаде мая и продолжаются до середины сентября, но самые высокие средние температуры устанавливаются в июне, июле и августе; при этом наибольший их показатель приходится на июль: от $+19$ °C до $+21$ °C, а абсолютный максимум достигал $+38$ °C. Сумма активных температур (со среднесуточными значениями выше 10 °C) за теплый период по району достигает $2000-2130$ °C, что также позволяет (как и по величинам солнечного сияния и радиации) выращивать многие сельскохозяйственные культуры. Однако эти благоприятные факторы значительно снижаются за счет нередко случающихся заморозков в начале и в конце теплого периода, когда температура воздуха по ночам может опускаться ниже 0 °C. Рискованным здесьнее земледелие является и за счет засухи, которая отмечается в конце весны — первой половине лета, а иногда (как в последние годы) продолжается и в июле — начале августа. Годовое количество осадков по району в настоящее время составляет около 300 мм, в горах — до 350 мм, но в засушливые годы их количество может уменьшаться до 220-250 мм. До строительства комбината по данным метеостанции Соктуй-Милозан среднегодовое количество осадков составляло 304 мм/год, при этом после строительства Краснокаменского промузла был отмечен некоторый рост среднегодового количества атмосферных осадков до 370 мм (за 1973-1999 годы) [13]. Динамика осадков за период с 1978 по 2014 годы по данным метеостанции «Краснокаменск» представлена на рис. 2.7. Среднегодовое количество осадков в этот период составило 339 мм [11].

Особенно мало их выпадает в зимний период (не более 10-15 % от годовой суммы). Именно поэтому здесь формируется маломощный снежный покров (не более 10-15 см), который на открытых и возвышенных местах может сдуваться, а на склонах южной экспозиции подвергаться процессам сублимации. При морозе $30-40$ °C земля почти полностью лишена снега («Забайкальская засуха»). Снежный покров ложится, как правило, на промерзшие почвы; температура поверхности почвы в январе может достигать $-40,2$ °C (данные Краснокаменской метеостанции).

Весной снежный покров часто испаряется до наступления положительных температур, что определяет местами полное отсутствие талых вод. Неиспарившаяся часть твердых осадков весной расходуется на поверхностный сток по мерзлой почве, не пополняя запасов грунтовых вод и влаги в почвенном слое. Запас влаги в среднем в снежном покрове отражен на рис. 2.8 [7].

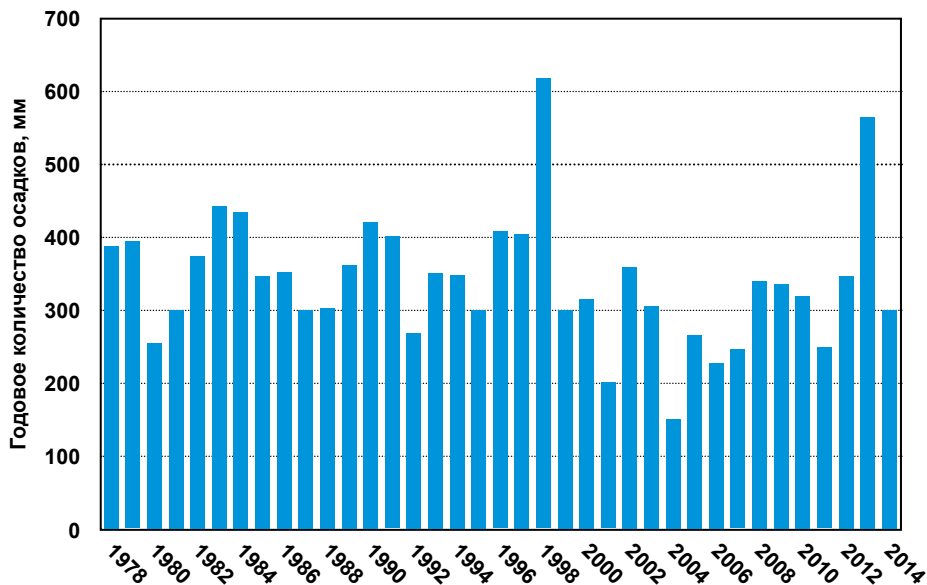


Рис. 2.7. Динамика годовых осадков по данным метеостанции «Краснокаменск» с 1978 по 2014 годы

Испарение, как правило, превышает осадки. Норма годового испарения с поверхности малых водоемов — порядка 700 мм. Среднегодовое испарение с суши составляет примерно 350 мм [13].

На исследуемой территории на реке Урулюнгуй были организованы два поста: гидрометрические створы (ГМС): 06046Р. УРУЛЮНГУЙ — ст. МАРГУЦЕК с водосборной площадью 3540 км² и 06048Р. УРУЛЮНГУЙ — ФЕРМА с водосборной площадью 7890 км².

Пост ФЕРМА существовал с 1955 по 1962 годы, а пост МАРГУЦЕК начал работать с 1964 года — по этому посту сохранились данные с 1964 по 1985 годы включительно.

В работе [7] на основе анализа данных с этих постов показано, что суммарный поверхностный сток, собираемый рекой Урулюнгуй с исследуемой территории, составляет около 12 мм, что существенно меньше величин, полученных при предварительном моделировании. Одним из возможных объяснений этому несоответствию может служить тот факт, что на территории бассейна реки Урулюнгуй есть и замкнутые бессточные области, и внутренние озера, обладающие собственными водосборами. Авторами была сделана попытка подобрать для полевого ландшафта номер кривой стока, дающий склоновый сток, максимально совпадающий с измерениями на гидропостах. На рис. 2.9 показано наилучшее совпадение измеренного и модельного стока, полученное при кривой стока, равной 72.

При расчете баланса получено, что разгрузка в реку Урулюнгуй на примерно 40-километровом участке между створами составляет около 900 л/с. При этом часть потока перехватывал водозабор, работавший с дебитом 320 л/с. Кроме того, порядка 680 л/с в октябре-месяце разгружалось на заболоченных участках поймы и первой надпойменной террасы реки. То есть по результатам расчета водного ба-

ланса реки Урулунгуй получено, что даже в октябре разгрузка подземных вод в русло и в виде испарения на заболоченных участках — соизмеримы.

Многолетняя мерзлота имеет островное распространение и приурочена к отрицательным формам рельефа: долинам, падям, склонам гор (северной экспозиции) и местным понижениям поверхности (впадинам, ложбинам и т. д.). Присутствие островной мерзлоты разбивает поток подземных вод на отдельные составляющие. Глубина сезонного промерзания-оттаивания колеблется от 1,5 до 4,5 м.

Ветры на юге Забайкалья наиболее частые и сильные отмечаются весной и в первой половине лета, зимой преобладают (в связи с господством Сибирско-Монгольского антициклона с повышенным атмосферным давлением) штилевые или слабо ветреные типы погод. На розе ветров преобладают ветры северо-западных и северных румбов, а летом увеличивается доля ветров юго-восточного направления (рис. 2.10) [14].

В таблице 2.1 представлены данные по среднегодовой розе ветров.

Среднегодовая скорость ветра около 4,5 м/с, среднемесячные — от 2,9 до 5,2 м/с, зимой — до 6,5 и 8,3 м/с — весной. Расчетная максимальная скорость ветра повторяемостью 1 раз в 5 лет — 34 м/с. Такие климатические характеристики, как направление и скорость ветра, в Краснокаменске и промзоне ППГХО представлены в таблице 2.2.

2.1.3.4. Поверхностные и подземные воды

Небольшие пади — Тулукуй, Малый Тулукуй, Билетуй, Кочатуй Бомбакай, Широндукуй, прорезающие склоны Аргунского хребта, и более крупные пади долинного типа (Сухой Урулунгуй) образуют систему стока, имеющую выход к рекам Урулунгуй и Аргунь. Эти реки являются основными зонами разгрузки поверхностных и подземных вод по обе стороны Аргунского хребта. Продольный профиль рек (как большинства рек Забайкалья) окончательно не выработан, и происходит интенсивный врез долин.

Основное питание (до 90 %) реки получают за счет атмосферных осадков [15].

Средняя величина годового стока составляет 75-200 мм, а в пределах бессточных котловин — несколько миллиметров. Величина модуля среднегодового стока для территории составляет 1-3 л/с·км [16].

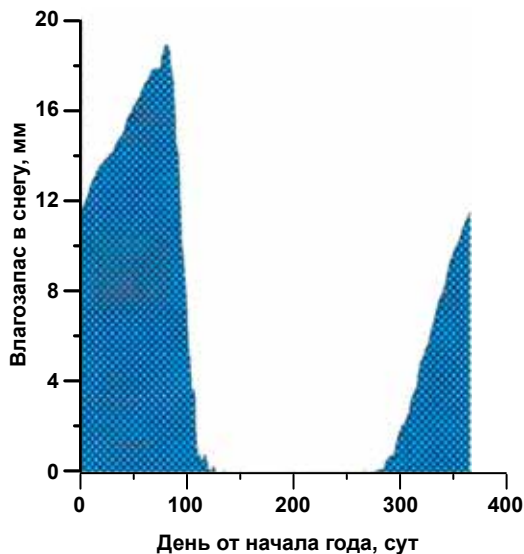


Рис. 2.8. Запас влаги в снежном покрове в районе расположения ППГХО [7]

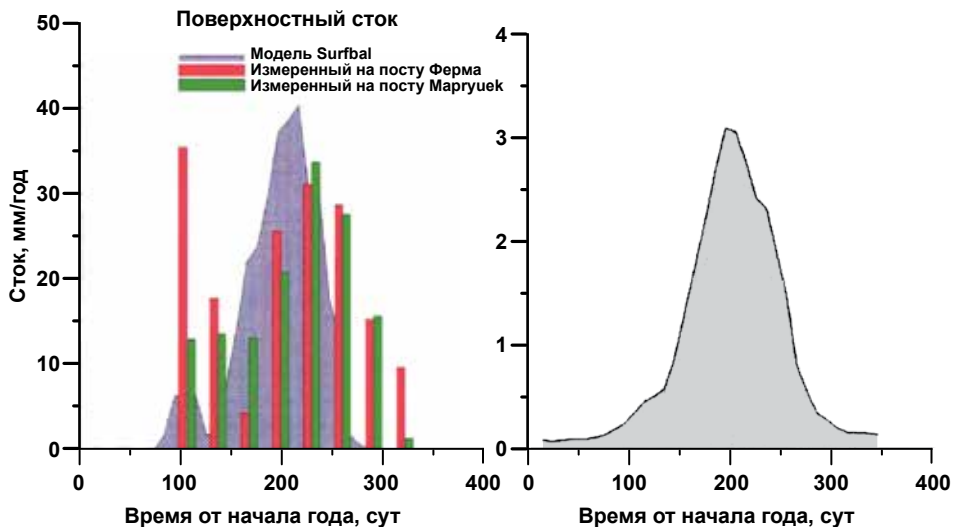


Рис. 2.9. Модельный среднемноголетний гидрограф стока за 1947-2012 годы при номере кривой стока 72 (годовая сумма — 9 мм) и среднемесечный сток реки Урулунгуй, измеренный на гидропостах (рисунок слева); среднемноголетнее внутригодовое распределение интенсивности осадков (рисунок справа) [7]

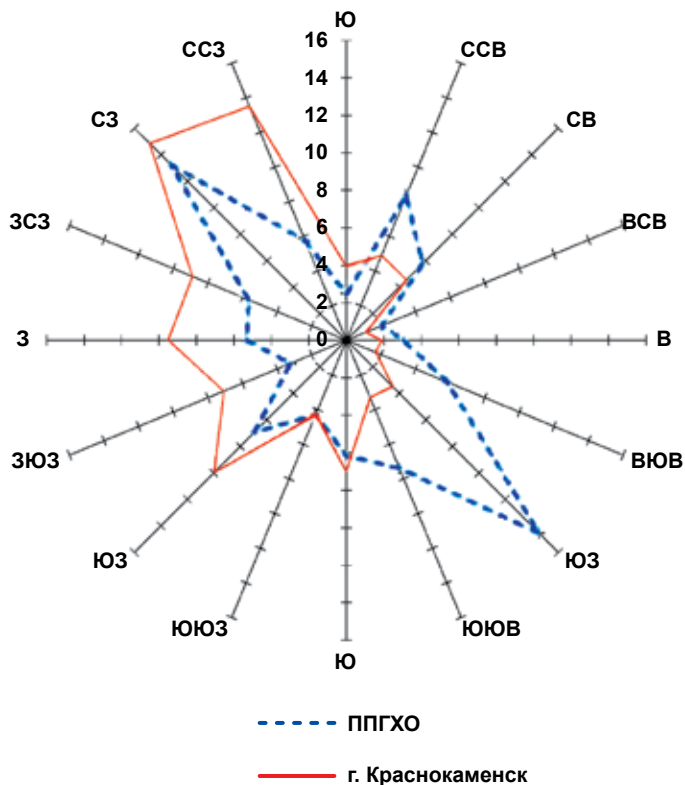


Рис. 2.10. Роза ветров Краснокаменска и промзоны ППГХО

Таблица 2.1. Среднегодовая роза ветров [14]

Направление ветра	Промзона ППГХО		Краснокаменск	
	P, %	V_{cp} , м/с	P, %	V_{cp} , м/с
С	2,47	3,4	3,92	2,4
ССВ	8,36	4,1	4,90	2,0
СВ	5,75	3,7	4,55	1,7
ВСВ	2,03	3,3	1,12	2,2
В	3,05	3,8	1,89	2,1
ВЮВ	5,84	3,2	1,68	2,3
ЮВ	14,55	3,2	3,50	2,2
ЮЮВ	7,39	4,1	3,29	1,9
Ю	6,15	3,9	7,00	2,3
ЮЮЗ	4,29	3,8	4,27	2,2
ЮЗ	6,94	3,0	10,01	2,1
ЗЮЗ	3,23	2,7	7,07	2,5
З	5,31	4,3	9,52	2,6
ЗСЗ	5,65	3,3	8,89	2,5
СЗ	13,22	4,2	14,84	2,4
ССЗ	5,75	3,6	13,51	1,8

Примечание: P — повторяемость из расчета среднегодовой розы ветров, %, V_{cp} — средняя месячная скорость ветра, м/с.

Таблица 2.2. Направление и скорость ветра в Краснокаменске и промзоне ППГХО в годовом периоде

Месяц	Промзона ППГХО				Краснокаменск			
	P _о	P, %	V_{cp} , м/с	V_{max} , м/с	P _о	P, %	V_{cp} , м/с	V_{max} , м/с
1	ЮЗ	6,8	2,8	14	ЮЗ	11,2	2,3	11
2	СЗ	7,4	3,4	18	СЗ	6,1	1,6	9
3	СЗ	7,8	4,0	19	СЗ	11,1	2,5	13
4	СЗ	9,1	4,8	19	ССЗ	13,2	2,8	17
5	СЗ	9,1	4,2	15	СЗ	11,8	2,8	17
6	ССВ	8,2	4,5	24	ЮВ	4,6	1,9	13
7	СЗ	8,2	3,6	15	СЗ	5,0	2,0	8
8	ЮВ	17,3	3,6	16	СЗ	5,3	2,4	12
9	ЮВ	8,2	3,7	19	СВ	8,4	2,7	15
10	ЮВ	2,9	3,8	16	ЗСЗ	8,8	2,7	12
11	ЮЗ	8,8	3,8	19	ЮЗ	8,6	2,3	12
12	ЮВ	6,8	2,4	15	СЗ	6,0	2,0	10

Примечание: P_о — преимущественное направление ветра, %, V_{max} — максимально установленная скорость ветра, м/с.

По данным А. М. Бочкарева (цит. по [16]), минерализация речных вод степной зоны Юго-Восточного Забайкалья в среднем составляет 100 мг/л с преобладанием гидрокарбонатов.

Река Урулюнгуй¹⁸ в Забайкальском крае России вытекает из небольших озер и болотистых ключей, носящих название Олон-булаки [17]. В настоящее время за ее исток принимается слияние рек Хундуй и Барун-Хундуй. Длина реки составляет 189 км, площадь водосбора — 8360 км². Течение реки очень извилистое; в среднем течении на протяжении 20-25 км постоянный водоток отсутствует. На берегах реки расположены пгт Приаргунск, села Досатуй, Усть-Тасуркай и др.

Воды р. Урулюнгуй пресные, желтоватого цвета, слабо мутные, с минерализацией, достигающей 590 мг/л. Состав воды сульфатно-гидрокарбонатный, содержание ионов кальция, магния, натрия и калия (двух последних суммарное) одинаковое — по 2,8-3 мг-экв./л. Общая жесткость составляет в среднем 5,8 мг-экв./л, окисляемость до 20,6 мг/л. В воде реки постоянно присутствует ион аммония в количестве 0,2-0,4 мг/л [18].

Режим водотока непостоянен и непосредственно связан с количеством и характером выпадения или таяния осадков. Два раза в году отмечаются паводковые периоды. Первый — весенний (конец апреля — начало мая) — происходит вследствие таяния снега и наледей подземных вод, второй — летне-осенний (конец июля — начало сентября) — является следствием муссонных дождей. Обычно второй паводок значительней первого. Во время выпадения больших ливней уровень в реке Урулюнгуй резко повышается и так же быстро (в течение 7-10 дней) спадает до первоначального. В зимнее время года река полностью перемерзает на период от 132 до 162 суток [13]. Среднегодовые расходы реки составляют 0,11-5,15 м³/с, средний многолетний расход — 3,08 м³/с [19].

Со склонов Аргунского хребта (правый берег долины реки) практически не стекает ни одного постоянного водотока. Только во время выпадения сильных дождей в падах образуются временные водотоки, стекающие в долину р. Урулюнгуй, но не достигающие русла. Со стороны Кличкинского хребта (левый борт долины) река принимает несколько притоков. Эти ручьи имеют постоянные водотоки в верхнем и среднем течении и временные — в нижнем [20].

На рассматриваемой территории имеются также небольшие озера, среди которых выделяются два типа: реликтовые и старичные¹⁹.

К первому типу относятся водоемы естественного происхождения — Умыкейская система соленых озер, расположенных у подножья Чиндачинского хребта (Цаган, Цаган-Тором, Умыкей, Кука-Азырга), озеро Хара-Нур, а также озера в урочище «Колбойские Торома» (рис. 2.11).

Питание озер изначально осуществлялось преимущественно за счет вод поверхностного стока и атмосферных осадков. С этим связана неустойчивость их водного режима вплоть до пересыхания.

¹⁸ Урулюнгуй с тунгусского означает «снежная лилия», с бурятского — «широкая долина».

¹⁹ Старичное: озеро, которое формируется, когда широкая излучина ручья или реки образует новое русло, чтобы сформировать озеро. Их называют старичными или дугообразными озерами из-за отличительной изогнутой формы, которая образуется при этом процессе.

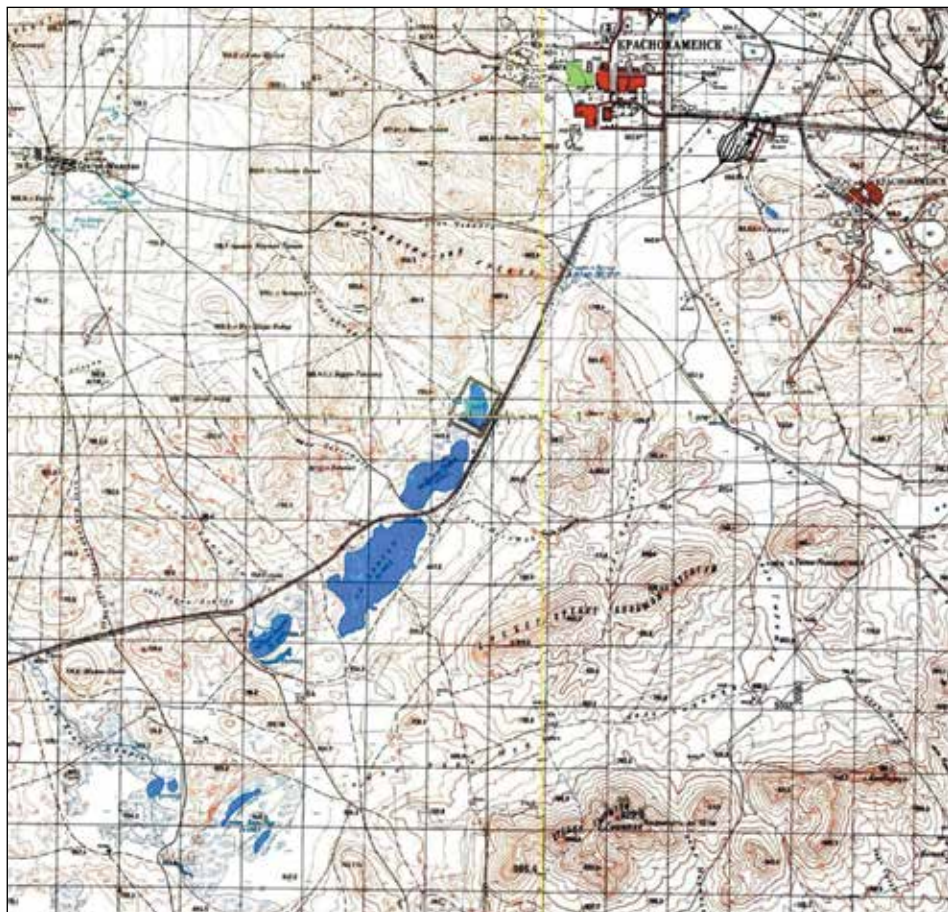


Рис. 2.11. Расположение системы Умыкеевских озер относительно Краснокаменска и Соктуй-Милозана в период существования СССР

Озеро Хара-Нур²⁰ является природным объектом, расположенным в одноименной котловине Хара-Нур. В сентябре 2005 года абсолютная отметка уровня воды составляла 645,10 м. По состоянию на октябрь 2006 года озерная вода характеризовалась как хлоридная магниевно-натриевая с минерализацией 10,27 г/л, общей жесткостью 58 мг-экв./л и водородным показателем (рН) 7,27. Содержание фтора составляло 0,52 мг/л, молибдена — 0,1 мг/л, марганца — 0,06 мг/л, свинца — 0,02 мг/л, меди — 0,07 мг/л, урана — 0,07 мг/л, объемная активность которого равнялась 1,76 Бк/л.

В 2008 году озеро из-за дефицита осадков практически пересохло, остались лишь заболоченные участки с редкими открытыми водными зеркалами. К 2013 году

²⁰ Хара-Нур — «черное озеро» (бурятский). Так буряты называют многочисленные мелкие озера, в которых не бывает отложения солей, с черным илистым побережьем в отличие от Саган-Нура, побережье которого покрыто белым налетом выступающих на поверхность земли солей.



Рис. 2.12. Озеро Умыкий (фото Виктора Хамина)

уровень воды значительно повысился и составил 645,3 м, а на 2014 год уровень достиг 647,8 м, в результате чего произошло затопление прилегающей к озеру территории и значительно увеличилась площадь его поверхности [18].

Три небольших реликтовых озера в урочище «Колбойские Торомы» имеют округлую форму и диаметр до 0,2 км. Озерная котловина, на дне которой расположены водоемы, имеет глубину до 10 м. Вода в этих озерах горько-соленая, преимущественно гидрокарбонатно-хлоридная с минерализацией до 2,5 г/л.

Озеро Цаган в естественном состоянии представляло собой водоем площадью около 25-30 га с глубиной 0,3 м, пересыхающий в засушливые годы. Абсолютная отметка поверхности составляла 646,6 м [13].

Озеро Цаган-Тором²¹ в естественном состоянии имело площадь около 30-35 га с глубиной 0,4 м, пересыхающее в засушливые годы. Абсолютная отметка уреза воды — 640,5 м [13].

Озеро Кука-Азырга расположено в обширной котловине с пологими склонами, оно отделено от озера Умыкей невысокой грядой. Форма озера овальная, площадь — около 200 га, глубина в центре 0,5 м.

Озеро Умыкий имело округлую форму площадью около 200 га и глубиной 0,2-0,3 м (рис. 2.12). Абсолютная отметка зеркала воды — 635,4 м. Дно озера было покрыто слоем мелкодисперсного ила с резким запахом сероводорода. Мощность ила составляла 2,5 м. Содержание водно-растворимых солей в иле равнялось 11,3 г/100 г сухого ила. Под слоем ила имеются отложения мирабилита мощностью 1,3 м [13].

Во всех Умыкейских озерах во влажные годы благодаря небольшой глубине значительно увеличивалась площадь водного зеркала. В настоящее время естественный режим этих озер полностью изменен. Преобладающим источником питания является сброс в Умыкейские озера сточных и шахтных вод. В результате озера Цаган, Цаган-Тором, Умыкей и Кука-Азырга слились в один крупный водоем, используемый как пруд накопитель-испаритель (рис. 2.13).

²¹ Цаган-Тором — «белое озеро» (бурятский).

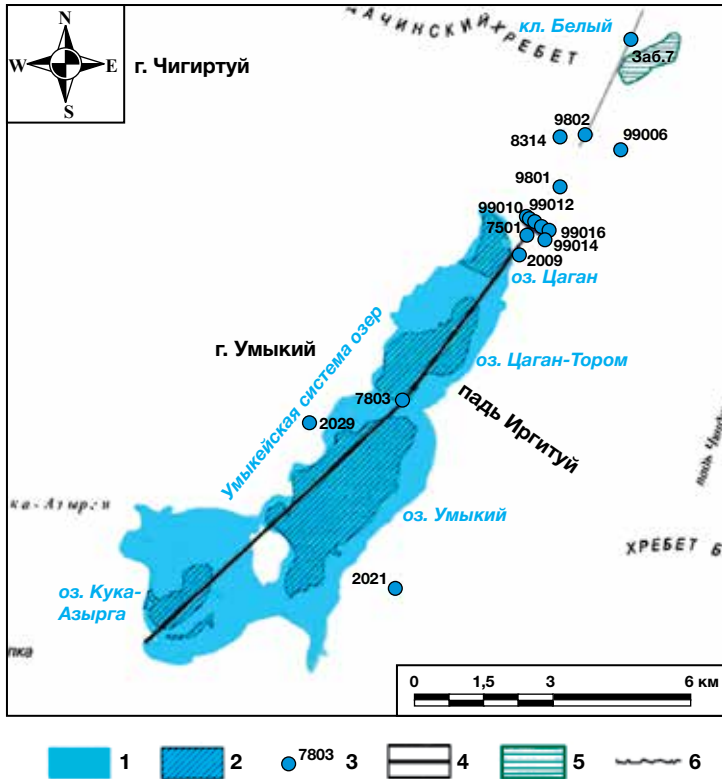


Рис. 2.13. Схема современного состояния Умыкeйской системы озер [7]: 1 — водоемы; 2 — контуры озер в естественных границах (до затопления); 3 — наблюдательные скважины; 4 — линия профиля через озера; 5 — заболоченности; 6 — гидросооружения: плотины

Заполнение озер происходило неравномерно. Отметки водного зеркала озера Цыган имели незначительные колебания около 650,0 м, в то время как отметки других озер неуклонно повышались. В целом уровень воды в озерах повысился на 5-17 м и на окончание 2014 года установился на отметке 651,36 м [18] (рис. 2.14). Наблюдения за подземными водами показали, что с 2000 года наступила относительная стабилизация (рис. 2.15). Чтобы предотвратить наводнения в населенных пунктах, силами ОАО «Приаргунское производственное горно-химическое объединение» в 2013 году был построен канал между системой Умыкeйских озер и озером Хара-Нур.

Исходный хлоридно-натриевый состав вод озера Хара-Нур в последнее время сменился на сульфатно-натриевый; общая минерализация в многолетнем цикле менялась от 6,1 до 13,9 г/л.

Природный гидрографический облик рассматриваемой территории изначально определялся рекой Урунлюнгуй с несколькими мелкими, обычно временными водотоками и в сочетании с отдельными небольшими озерами и заболоченными участками.

Водохранилища, отстойники и обводненные карьеры осложнили картину и увеличили общую площадь испарения с водной поверхности [21].

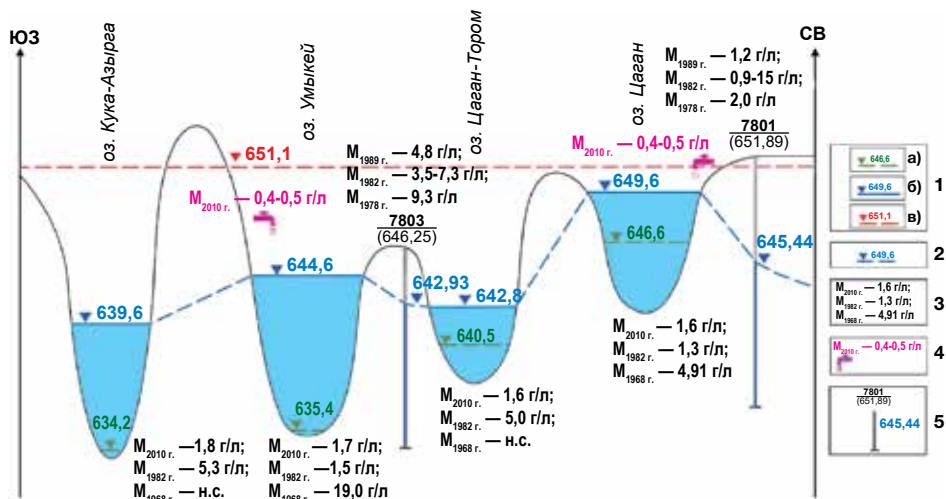


Рис. 2.14. Схематический профиль системы Умыкейских озер по состоянию на 2010 год [19]: 1 — абсолютная отметка уровня воды в озере, м: а) в 1968 году, б) в 1982 году, в) в 2010 году; 2 — абсолютная отметка уровня грунтовых вод в 1982 году, м; 3 — минерализация воды озер в различные годы; 4 — выпуск сточных вод и минерализация стоков в 2010 году, 5 — наблюдательная скважина, ее номер и абсолютная отметка устья, м

В настоящее время на рассматриваемой территории имеется большое количество техногенных озер, заполненных сточными водами, а также отработанные карьеры, хвостохранилища рудоперерабатывающего комплекса и ТЭС, Тулукуевское водохранилище технического водоснабжения и др.

Хронология появления основных техногенных объектов воздействия на гидродинамическую среду в районе расположения ППГХО:

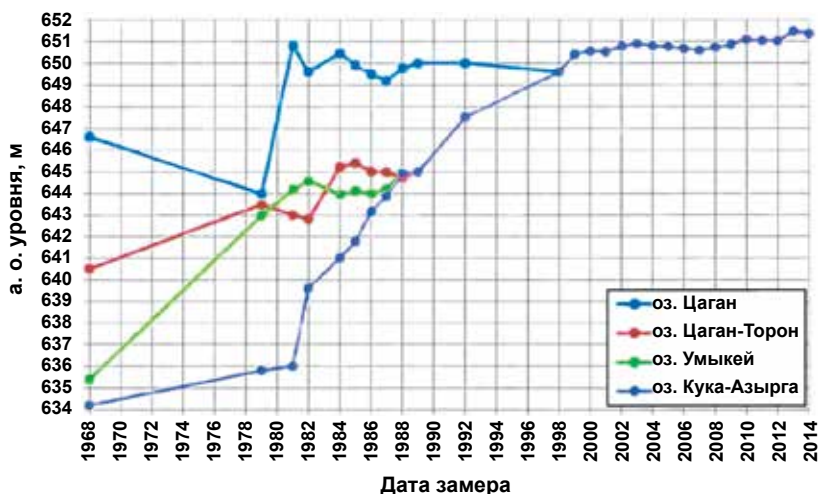


Рис. 2.15. Динамика изменения уровней в озерах Умыкейской системы с 1968 по 2014 годы [7]



Рис. 2.16. Искусственный водоем хвостохранилища (фото В. С. Панченко)

- 1974 год — резервное водохранилище;
- 1976 год — хвостохранилище «Верхнее»;
- 1976 год — огаркохранилище;
- 1986 год — Уртуйский буроугольный разрез (водопонижение);
- 1986 год — хвостохранилище «Среднее».

В пади Широндукуй расположены три поверхностных хвостохранилища: огаркохранилище СКЦ, хвостохранилища ГМЗ «Верхнее» и «Среднее» (рис. 2.16). Чаши хвостохранилищ имеют противофильтрационный экран из специальной двухслойной полиэтиленовой пленки толщиной 0,2 мм. Защитный слой — искусственный грунт II класса (суглинок уплотненный), подстилающее ложе — естественный грунт II класса [11].

Площадка хвостохранилища «Верхнее» расположена в средней части пади Широндукуй, имеющей на данном участке западное, а в общем северо-западное простирание и впадающей в падь Сухой Урулюнгуй. Падь имеет корытообразную форму в пределах существующего хвостохранилища, заполненного до отметок 703,00-704,00 м. Борты пади переходят в куполообразные сопки с абсолютными отметками, колеблющимися в пределах 740,0-800,0 м. К северу и к югу высота сопки увеличивается. Абсолютные отметки по тальвегу пади изменяются от 705,0 м выше хвостохранилища до 660,0 м ниже дамбы. Поверхность склонов пади частично нарушена земляными работами: прокладкой дорог и других коммуникаций, выемкой грунта для строительных целей, отвалами грунтов.

Кроме того, на гидродинамический режим подземных и поверхностных вод оказывают воздействие все промводоемы и водотоки, к которым относятся, в частности, резервное водохранилище, водозабор подземных вод хозяйственно-питьевого водоснабжения, водопонизительные системы на буроугольном разрезе «Уртуй» и урановых рудниках.

В районе работ выделяются следующие типы подземных вод: пластово-поровые, пластово-трещинные, трещинные, трещинно-жильные.

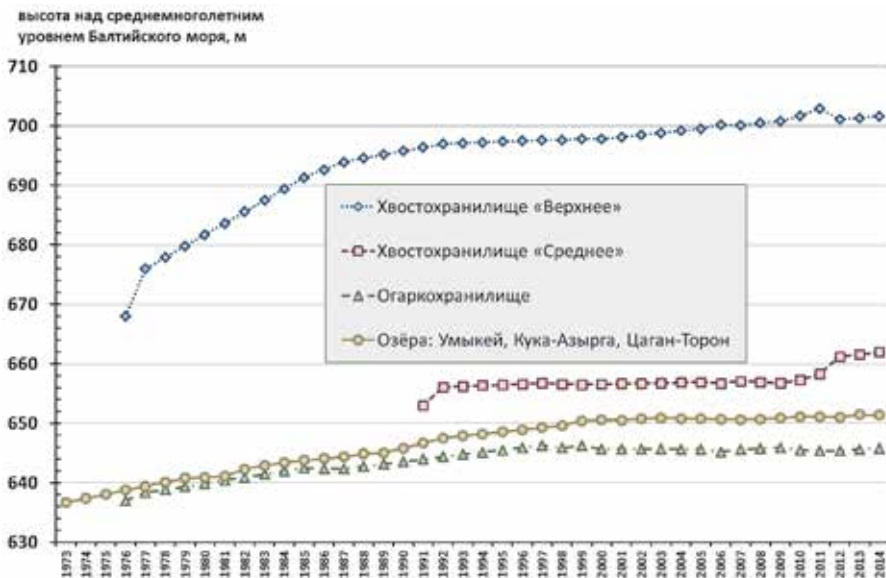


Рис. 2.17. Динамика уровней заполнения техногенных водоемов в районе расположения ППГХО [22]

Поровые воды характерны для разногенезисных отложений четвертичного возраста и коры выветривания, слагающих долины падей, а также для неоген-четвертичных отложений Восточно-Урулюнгуйской впадины и Умыкейской котловины.

Пластово-трещинные воды обладают слабой водообильностью и приурочены к юрско-меловым породам.

Заполнение техногенных водоемов со времени их возникновения показано на рис. 2.17.

Общая схема поверхностных вод и водотоков, а также наблюдательных скважин представлена на рис. 2.18.

Трещинные и трещинно-жильные подземные воды развиты в протерозой-мезозойской зонах экзогенной трещиноватости и зонах тектонических разломов горного обрамления.

Все типы подземных вод представляют собой единый водоносный горизонт, условно разделенный по типам водовмещающих пород, обладающих различными фильтрационными свойствами и приуроченных к разновозрастным отложениям.

Четвертичный водоносный комплекс является основным коллектором подземных вод района и содержит значительные ресурсы подземных вод. В 1968 году в межгорной впадине разведано Восточно-Урулюнгуйское месторождение подземных вод, которое является единственным источником питьевых вод в этом районе (запасы ВосточноУрулюнгуевского месторождения оцениваются в 73 872 м³/сут).

По данным службы режимных наблюдений ППГХО, подземные воды Аргунского массива залегают на глубине 7,2-22 м и глубже. Они имеют преимущественно гидрокарбонатный и сульфатно-гидрокарбонатный состав с преобладанием среди катионов Са, средняя минерализация 0,25-0,8 мг/л, реакция слабощелочная.

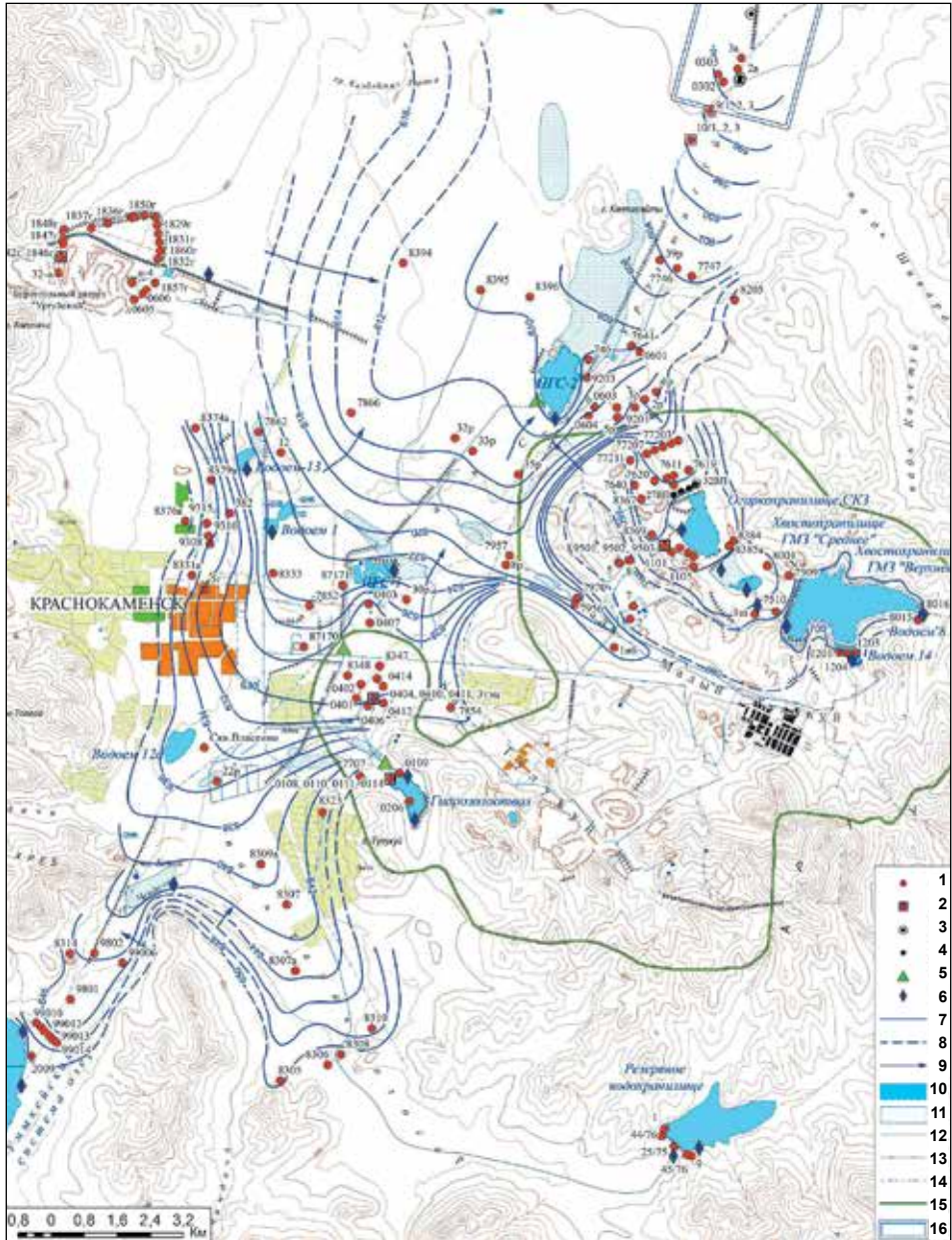


Рис. 2.18. Схема расположения водоемов и пунктов наблюдательной сети [7]: 1 — наблюдательная скважина и ее номер; 2 — группа наблюдательных скважин и их номер; 3 — водозаборная скважина; 4 — скважина водоперехвата и ее номер; 5 — гидроствор; 6 — точка наблюдения за поверхностными водами; 7-9 — гидроизогипса и ее абсолютная отметка, м в 2017 году: 7 — достоверная, 8 — предполагаемая, 9 — направление потока подземных вод; 10 — водоем; 11 — заболоченность; 12 — канал; 13 — водопровод наземный; 14 — водопровод подземный; 15 — граница санитарно-защитной зоны; 16 — граница водозабора

Воды долины Сухой Урулюнгуй вскрываются на глубинах 0,5-4,0 м, часто выклиниваются на поверхность. Для них характерна повышенная минерализация (до 1,2 мг/л), увеличение в составе анионов доли сульфат-иона, среди катионов — натрия, рН увеличивается до 8,3.

Наблюдения за подземными водами показывают, что в настоящее время наступила относительная стабилизация уровней подземных вод, т. е. насыщение грунтов Умыкейской долины, отмечавшееся после начала строительства комбината, прекратилось, геометрические параметры водоносного горизонта поддерживаются неизменными и режим потока характеризуется как установившийся (рис. 2.19) [7].

На химический состав поверхностных и подземных вод оказывают влияние утечки из хвостохранилищ РПК, золоотвала ТЭС, площадки склада кислот и др. Минерализация вод в непосредственной близости от них увеличивается до 5 г/л, изменяется макро- и микрокомпонентный состав [15].

В результате подтопления территории развились ореолы загрязнения в почвах, грунтах и водоносных горизонтах, образовались новые верховодки и надмерзлотные техногенные водоносные горизонты в осадочных отложениях, активизировались рассоления вторичного засоления почв и грунтов Умыкейской котловины.

2.1.3.5. Почвенный покров

Регион имеет сравнительно большую историю почвенно-геохимических исследований. В соответствии с почвенно-географическим районированием СССР [23] территория относится к зоне темно-каштановых и каштановых почв сухих степей, Тувинско-Южно-Забайкальской провинции темно-каштановых и каштановых мучнисто-карбонатных почв. Эти почвы относятся к фациальному подтипу умеренно длительно-промерзающих почв (восточно-сибирская группа).

Изучение почвенного покрова Приаргунья позволяет выделить два типа почвенного покрова: горных массивов, межгорных долин и котловин.

Аргунские и урулюнгуйские геохимические ландшафты, выделенные на территории Стрельцовского рудного поля и его окрестностей, резко отличаются по условиям миграции вещества, что выражается в различии природных содержаний элементов и факторов, определяющих пространственную вариацию геохимического поля:

- в ландшафтах горных массивов (аргунские) активна миграция анионогенных элементов, обеспечивающая их вынос за пределы ландшафта. Для них аргунский ландшафт является зоной транзита — природные аккумуляции этих элементов, как правило, выходят за пределы почвенного профиля и ландшафта в целом. Миграция катионогенных элементов в гипергенных миграционных потоках незначительна. К группе элементов с содержаниями около фоновых для аргунских ландшафтов принадлежит большая ассоциация катионогенных элементов — Cu, Th, Zn, Pb, Ni, Fe, Mn и As;
- аккумуляция вещества, поступающего с горных массивов, происходит в урулюнгуйских ландшафтах (ландшафты межгорных долин и котловин). Эти ландшафты характеризуются контрастными почвенно-геохимическими обстановками и между входящими в их состав транс-супераквальными и супераквальными элементарными ландшафтами. Процессы аккумуляции наиболее проявлены в супераквальных ландшафтах, где в преобладающих восстановительных сильнощелочных условиях на геохимических барьерах концентриру-

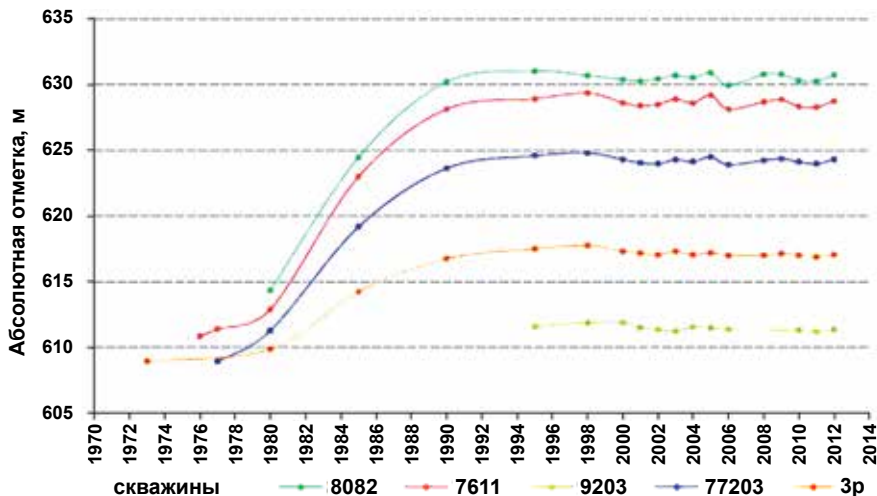


Рис. 2.19. Динамика уровней подземных вод в падах Широндукуй и Сухой Урулунгуй за период с 1973 по 2012 годы [7]

ются элементы содового комплекса (уран, молибден, цинк). Относительно почв аргунских ландшафтов в урулунгуйских ландшафтах зафиксировано превышение валовых форм наиболее подвижных элементов (U — в 1,6 раза и Mo — 1,3).

Основными факторами дифференциации геохимического поля в урулунгуйских ландшафтах являются глубина залегания грунтовых вод и гидрохимические особенности водных потоков.

Наиболее типичными почвами на территории горных массивов являются черноземы дисперсно-карбонатные, в пределах широких долин и котловин — черноземы криогенно-мицелярные. Активное освоение территории приводит к широкому проявлению техногенной трансформации почв и к усложнению структуры почвенного покрова.

Почвы Приаргунья имеют большое количество специфических признаков, обусловленных резко выраженной континентальностью климата. Глубина промерзания может превышать 3 м, почвы в замерзшем состоянии находятся в течение 5-7 месяцев; присутствуют массивы островной вечной мерзлоты. Криогенный фактор проявляется в структуре почв, механическом составе, плотности, распределении гумуса и карбонатов и других параметрах [12].

Наибольшей интенсивностью всех почвенных процессов характеризуется период максимальных летних осадков, сопровождающийся наивысшей биологической активностью [24]. Активные в это время процессы минерализации и гумификации формируют специфический гумусовый профиль, нехарактерный для каштановых почв — среднее содержание $C_{орг}$ составляет 2-4 %, достаточно постепенно уменьшающееся в нижней части профиля. Гумусонакопление осуществляется преимущественно за счет корнепада. Соотношение наземной и подземной фитомассы составляет 1:35-1:45. Для сухостепных почв Забайкалья характерно также сильное сужение отношения содержания углерода гуминовых и фульвокислот ($C_{гк}/C_{фк}$), равное 0,8-0,9 в верхних горизонтах и 0,5-0,6 в нижних. Периодическое промывание почв приводит к перемещению карбонатов вглубь профиля, и в подавляющем большинстве случаев гумусовый и карбонатный профили не совмещаются [12].

Основными диагностическими признаками почв территории являются: высокое содержание гумуса, отсутствие метаморфического каштанового горизонта, промытость профиля от легкорастворимых солей, специфические мучнистые формы карбонатных новообразований.

Почвенный покров изучаемой территории характеризуется следующими чертами.

В почвах преобладают процессы накопления элементов-загрязнителей на геохимических барьерах и инфильтрации загрязнителей в водоносные горизонты четвертичных отложений. Урулюнгуйские ландшафты геохимически сопряжены с аргунскими и находятся относительно них в подчиненном положении.

В ландшафтах Приаргунья главным видом миграции радионуклидов являются механическая, связанная с развеванием верхнего горизонта почв и снежного покрова, и водная физико-химическая. Из двух составляющих в последней латеральная миграция наиболее активна в достаточно короткий период муссонных дождей. Вертикальная миграция активна в течение всего года преимущественно в подчиненных ландшафтах, испытывающих влияние не столько бокового притока вещества из автономных ландшафтов, сколько восходящих токов грунтовых вод, залегающих близко к поверхности. Вертикальная миграция активно протекает и в зимний период благодаря движению влаги к фронту промерзания. Биологическая миграция радионуклидов в ландшафтах Приаргунья имеет второстепенный характер.

В гранулометрическом составе всех почв высока доля пылеватой фракции (1-10 мкм) до 21 %, что является результатом действия криогенной коагуляции глинистых частиц и криогенной диспергации более крупных агрегатов и минеральных зерен.

В экогеохимии для оценки экологической опасности загрязнения компонентов ландшафтов используют три основных эталона сравнения:

- гигиенические нормативы (предельно допустимые концентрации — ПДК или ориентировочно допустимые концентрации — ОДК);
- фоновые геохимические уровни;
- кларки.

Каждый из этих критериев имеет свои достоинства и недостатки. ПДК и ОДК для некоторых элементов в почве имеют околочларковые значения или даже ниже кларка, при этом их опасность для здоровья человека и для сохранения благоприятной окружающей среды остается не подтвержденной строгими исследовательскими протоколами. Так, например, ОДК мышьяка As и никеля Ni в песчаных и кислых суглинистых почвах в 1,5-2 раза меньше, чем их кларки [25]. И это при том, что эти элементы выполняют в организме человека жизненно важные функции. Такое положение вещей снижает применимость и без того узкого перечня разработанных и утвержденных экологических нормативов.

Для рассматриваемой территории были установлены значения местного фона для целого ряда элементов в почвенном покрове (таблица 2.3).

Установленные значения местного фона для большинства элементов хорошо согласуются с известными данными для почв степей и находятся в пределах величин, полученных в результате многоцелевого геохимического картирования Восточно-Забайкальского полигона.

Средние значения фоновых значений и кларки химических элементов могут быть использованы как условные константы [25]. Строительство горно-обогатительного комбината и появление нового города повлияли на геохимию местных

Таблица 2.3. Фоновые содержания химических элементов в почвах степных ландшафтов Приаргуны, г/т

Элемент или вещество	Среднее для аргунских ландшафтов [12]	Среднее для урулунгуйских ландшафтов [12]	Среднее в почвах степей [26, 27]	Среднее для горных черноземов [28]	Кларки		
					по Виноградову [29]	по Григорьеву [30]	местные [12]
U	2,5	3,9	1-4	—	2,5	—	—
Th	11,6	10,4	6-10	—	13	—	—
Mo	1,1	1,4	1,2	2	1,1	1,56	
Pb	19,8	20,1	10-40	30	16	17	20
As	11	10	8,7	—	1,7	5,6	
Zn	62,2	64,4	56	70	83	75	52
Cu	20,1	21,5	23,9	30	47	39	17
Ni	27,7	27,6	20	20	58	50	24
Co	11,9	10,6	12,7	9	18	17	10
Fe ₂ O ₃ (%)	4,5	4,1	3,8	—	—	—	2,68
MnO	963	831	850	900	—	—	624

ландшафтов и изменили содержание ряда элементов в почвенном покрове. Техногенно измененный фон рассмотрен ниже.

2.1.3.6. Ландшафтно-геохимические характеристики Приаргуны

Геоморфологический облик территории Стрельцовского рудного поля и его окрестностей определяют линейно вытянутые в северо-восточном направлении горные хребты, которые прорезаны сетью небольших падей и разделены плоскими широкими равнинами, являющимися современными долинами или палеодолинами (рис. 2.20) [31, 32].

Характерные геохимические параметры аргунского и урулунгуйского ландшафтов достаточно подробно рассматриваются в работах ведущего специалиста в области радиогеоэкологии, геологии и геохимии природных радионуклидов В. И. Величина и его коллег из Института геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии РАН (ИГЕМ РАН) [12, 32].

Центральное место в ландшафтно-геохимических исследованиях занимает анализ почвенно-геохимических процессов и состояний. Почвы определяют продуктивность и возможности воспроизводства экосистемы, устойчиво аккумулируют техногенные воздействия в виде загрязнений и специфических свойств. В них происходит основное преобразование водно-миграционного потока. Почва как регулятор химического состава вод и растительности и основная депонирующая природная среда по отношению к загрязнителям является главным объектом опробования при ландшафтно-геохимических исследованиях.

Для ландшафтов горных массивов максимальную дифференциацию геохимического поля во многом определяет характер почвообразующих пород и степень

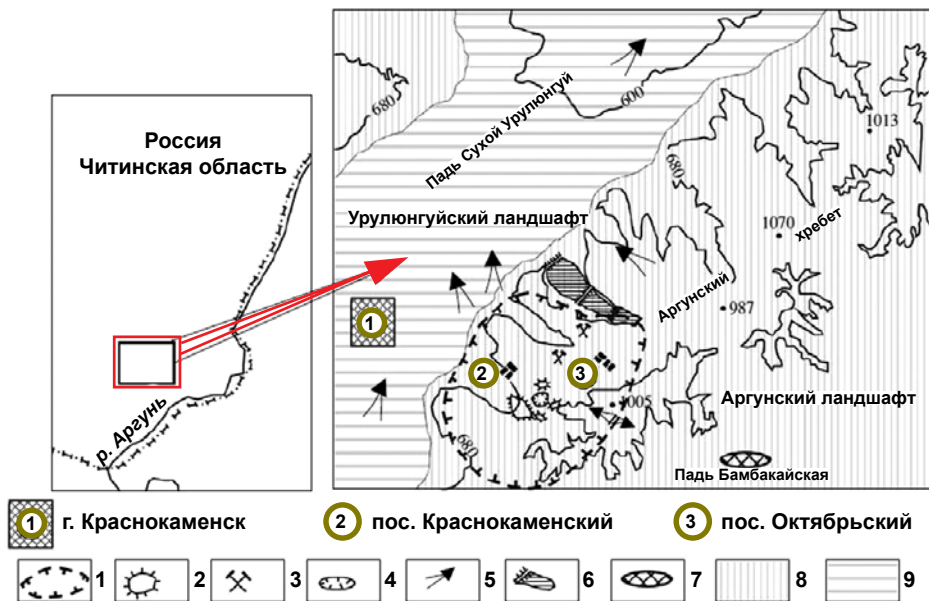


Рис. 2.20. Схема расположения Стрельцовского Мо-У поля [31, 32]: 1 — Стрельцовская кальдера, 2 — отвалы пород забалансовых и низкосортных Мо-У руд, 3 — действующие рудники, 4 — карьеры, 5 — направление разгрузки подземных вод, 6 — хвостохранилища рудоперерабатывающего комплекса, 7 — техногенное болото (место сброса шахтных вод), 8 — аргунский геохимический ландшафт, 9 — урулюнгийский геохимический ландшафт

проявленности в них рудообразующего процесса. Это ярко проявлено в природно-аномальных ландшафтах на породах Стрельцовской кальдеры, где в почвах четко фиксировались аномалии тория, никеля, меди, цинка, урана, мышьяка и других элементов по сравнению с почвами на других почвообразующих породах [3].

Аккумуляция вещества, поступающего с горных массивов, происходит в урулюнгийских ландшафтах, геохимическая специфика которых определяется вертикальной миграцией в почвах вещества, привнесенного с окружающих горных массивов потоками подземных, грунтовых, почвенно-грунтовых и в значительно меньшей степени поверхностных вод. Основными факторами дифференциации являлись глубина залегания грунтовых вод и гидрохимические особенности водных потоков [3].

Другой особенностью Стрельцовской кальдеры и в целом Забайкальского края являются повышенные концентрации радона в почвенном и приземном воздухе. Это обстоятельство создает для жителей этой территории повышенные дозы внутреннего облучения главным образом за счет накопления радона в воздухе жилых помещений. Среди радиологических параметров наличие радона в почве и соответственно в атмосфере является определяющим фактором радиационной обстановки.

Природными источниками химического и радиохимического воздействия на подземные и поверхностные воды, грунты и водовмещающие породы пади Сухой Урулюнгуй являются: урановые (уран-молибденовые), флюоритовые месторождения Стрельцовского рудного поля; неразрабатываемые уран-молибденовые месторождения и рудопроявления «Полевое», «Тором», «Горизонт», расположенные в районе южной границы питьевого водозабора. Вторичным (природно-техногенным) источником воздействия на режим и качественный состав подземных вод является Умыкейская система озер-испарителей (рис. 2.21).

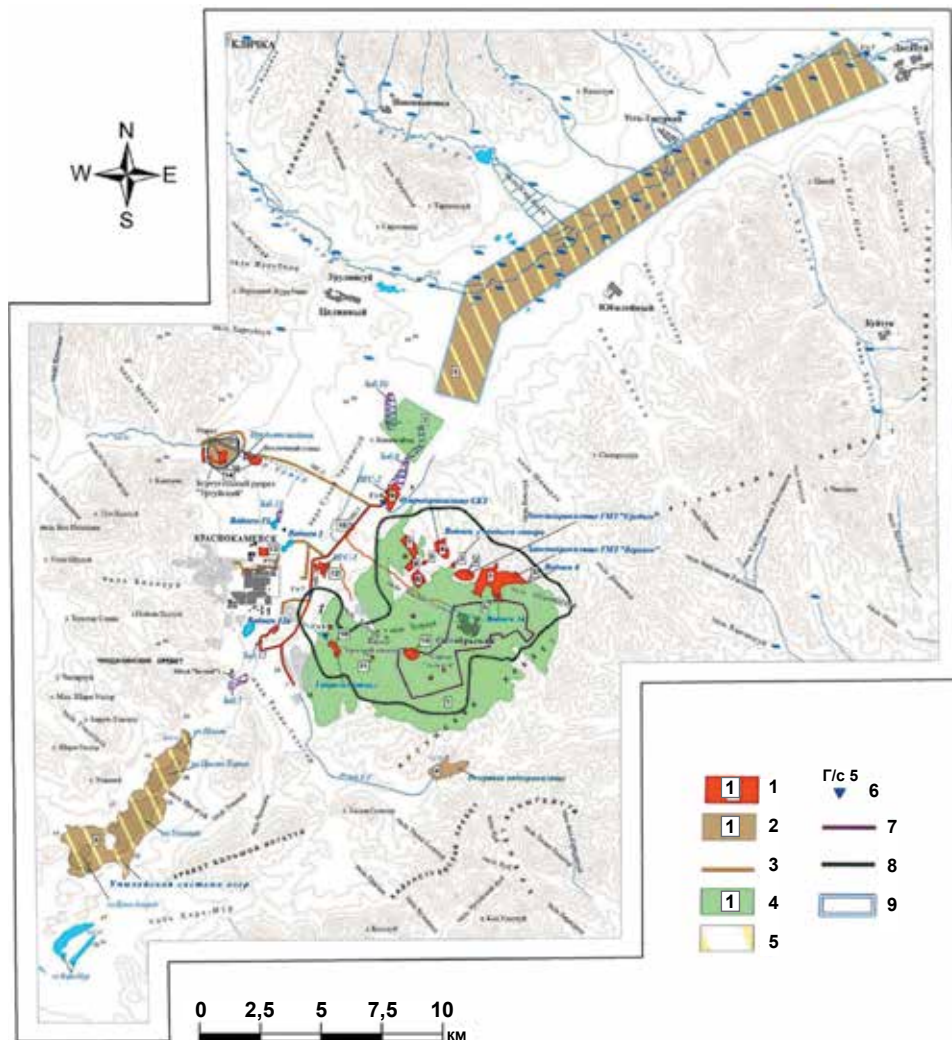


Рис. 2.21. Карта антропогенной нагрузки на территории, контролируемые наблюдательной сетью ПАО «ППГХО» [11]: 1 – техногенные источники химического и радиоактивного загрязнения (1.1–1.16): 1.1 – хвостохранилище ГМЗ «Верхнее»; 1.2 – хвостохранилище ГМЗ «Среднее»; 1.3 – промводоем; 1.4 – огаркохранилище СКЦ; 1.5 – площадка кучного выщелачивания; 1.6 – гидрометаллургический завод ГМЗ; 1.7 – серноокисный цех СКЦ; 1.8 – склад серной кислоты; 1.9 – ПГС-2; 1.10 – золошлакоотвал ТЭЦ; 1.11 – отработанное урановое месторождение – карьер «Красный камень»; 1.12 – ПГС-1; 1.13 – ремонтно-механический завод РМЗ; 1.14 – отвалы комплексного угля, не подлежащего использованию; 1.15 – магистральный канал; 1.16 – отработанное урановое месторождение – карьер «Тулукуй»; 2 – объекты, оказывающие воздействие на режим подземных вод (2.1–2.4): 2.1 – водозабор подземных вод (ХПВ); 2.2 – водоотлив подземных вод из угольного разреза «Уртуйский»; 2.3 – система Умыкейских озер-отстойников; 2.4 – резервное водохранилище; 3 – отводные каналы и каналы; 4 – природные источники радионуклидного загрязнения подземных вод (4.1–4.2): 4.1 – месторождения Стрельцовского рудного поля; 4.2 – урановое месторождение «Полевое»; 5 – потенциальные объекты ущерба от деятельности промышленного узла; 6 – гидрологический створ и его номер; 7 – граница горного отвода; 8 – граница санитарно-защитной зоны; 9 – граница Восточно-Урулюнгуйского месторождения подземных вод

Таблица 2.4. Потенциальные техногенные и природные источники химического и радиохимического загрязнения ландшафтов, поверхностных и подземных вод [33]

Наименование объекта		Основные индикаторы загрязнения
Месторождения Стрельцовского рудного поля	Месторождения, рудопроявления, рудники	Уран, молибден
Месторождение бурого угля «Уртуй»	Буроугольный разрез Уртуйский	Уран, молибден, взвешенные частицы
Предприятия ППГХО	Гидрометаллургический завод (ГМЗ)	Сульфат-ион, нитрат-ион, молибден, свинец-210, уран, Po-210
	Площадки кучного выщелачивания (КВ)	Сульфат-ион, уран
	Сернокислотный цех (СКЦ)	Сульфат-ион
	Склад серной кислоты	Сульфат-ион, солесодержание
	Теплоэлектроцентраль (ТЭЦ)	Уран
	Очистные сооружения	Сульфат-ион, солесодержание, уран
Хвостохранилища, отстойники, водоемы	Хвостохранилище ГМЗ «Верхнее»; водоемы 8 и 14 (временные, расположены рядом)	Сульфат-ион, нитрат-ион, молибден, солесодержание, уран, ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb
	Хвостохранилище ГМЗ «Среднее»; водоем (образован за счет выклинивания подземных вод в нижнем бьефе)	Сульфат-ион, нитрат-ион, молибден, солесодержание, уран, ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb
	Огаркоохранилище СКЦ	Сульфат-ион, нитрат-ион, солесодержание, уран
	Карьер Красный камень	Уран, молибден
	Карьер Тулукуй (сброс шахтных вод)	Уран
	Система Умыкеевских озер-отстойников (система прудов накопителей-испарителей очищенных стоков)	Сульфат-ион, уран
	Карьер песчано-гравийной смеси ПГС-2 (поступают воды с ТЭЦ и дренажные воды)	Сульфат-ион, свинец, уран
	Золошлакоотвал ТЭЦ (ЗШО)	Уран, взвешенные частицы

Объектами, оказывающими воздействие на гидродинамический режим подземных вод, являются все промводоемы и водотоки, резервное водохранилище, водозабор подземных вод хозяйственно-питьевого водоснабжения, водопонизительные системы на буроугольном разрезе «Уртуй» и урановых рудниках. Потенциальные

Таблица 2.5. Концентрации изотопов в пробах почвы, отобранных в 20-километровой зоне вокруг ППГХО в 1992 году [34]

Место отбора пробы	Концентрация, Бк/кг			
	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²³² Th
Полевой стан, 15 км к югу от Краснокаменска	722	174	69	23
оз. Промежуточное, 12 км к ю-з от Краснокаменска	400	—	40	23
оз. Сухое (с. Соктуй-Милозан)	481	22	36	27
Соктуй-Милозан, центр села	500	49	40	27
ст. Урулунгуй, карьер ПГС	740	27	89	22
ст. Урулунгуй, территория школы	740	16	44	20
Полевой стан, 15 км к ю-в от Краснокаменска	710	50	55	28
Водохранилище, база отдыха Краснокаменска	451	35	53	30
пос. Октябрьский, центр	851	—	95	38

техногенные и природные источники химического и радиохимического загрязнения ландшафтов, поверхностных и подземных вод приведены в таблице 2.4 [7].

С учетом вышесказанного сосредоточим внимание на радиационном факторе воздействия, не забывая при этом, что некоторые другие параметры окружающей среды, попавшие под антропогенное влияние, могут косвенно способствовать изменению радиационной обстановки особенно в долгосрочной перспективе.

2.1.4. Систематизация и анализ радиэкологической информации

2.1.4.1. Результаты мониторинговых наблюдений

Измерения, относящиеся к оценке радиационной обстановки, проводились на рассматриваемой территории еще при разведке полезных ископаемых и поисков урановой руды. Собственно, эти измерения и являлись важным инструментом поисковых работ. С началом освоения месторождения и добычи урана данные по радиационным параметрам появлялись лишь в служебной документации. Публичная оценка параметров радиационной обстановки берет свое начало с Ежегодника НПО «Тайфун» 1993 года [34]. Некоторые выдержки из этого отчета приведены ниже:

- среднемесячные значения МЭД в течение 1992 года в 4 пунктах 100-километровой зоны вокруг Приаргунского ПГХК²² колебались в пределах 9-11 мкР/ч;
- наибольшая средняя за год МЭД, равная 17 мкР/ч, наблюдалась в Краснокаменске;
- суммарная β -активность атмосферных выпадений в 100-километровой зоне от ПГХК и в Чите была практически одинаковой и несколько превышала средние значения по России (2 Бк/(м²·сут));
- $\Sigma\beta$ за 1992 год в Краснокаменске составила 1032 Бк/м².

Концентрации ряда изотопов в пробах почвы, отобранных в 20-километровой зоне вокруг ПГХК в августе 1992 года, приведены в таблице 2.5.

²² Сохранено название предприятия, указанное в первоисточнике.

Таблица 2.6. Концентрации изотопов в пробах почвы, отобранных в 20-километровой зоне вокруг ППГХО в 1993 году [33]

Место отбора пробы	Концентрация, Бк/кг			
	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²³² Th
оз. Промежуточное, 12 км к ю-з от Краснокаменска	640	н	46	23
	640	н	65	25
оз. Сухое (с. Соктуй-Милозан)	710	80	65	26
	700	59	56	33
ст. Урулюнгуй, карьер ПГС	970	30	58	33
	1000	15	50	н
Водохранилище, база отдыха Краснокаменска	1130	н	60	33
	650	н	78	30
пос. Октябрьский, хвостохранилище	730	н	57	35
	1100	33	50	н
с. Капцегайтуй (падь Бамбакай)	600	н	60	24
	930	н	53	28
с. Ковылы (2 км от села, у моста через ручей)	800	14	50	30

Понятно, что подавляющая часть измерений велась вне территории ППГХО. Тем не менее эти результаты полезны, поскольку они показывают уровни содержания некоторых нуклидов в непосредственной близости от предприятия.

Следует отметить, что в следующем Ежегоднике были отражены результаты новых экспедиционных работ [33] (таблица 2.6), которые дополнили по существу фоновую базу данных для этой территории. При этом в разных районах Краснокаменска $\Sigma\beta$ атмосферных выпадений различалась в 3 раза при среднем значении 2,8 Бк/(м²-сутки), а МЭД изменялась в пределах 15-19 мкР/ч (0,15-0,19 мкГр/ч).

В Ежегоднике за 1993 год отмечается [33]: «В целом район Приаргунского ПГХО, также как и весь Забайкальский регион, характеризуется стабильным повышенным радиоактивным загрязнением атмосферы и атмосферных выпадений в связи с присутствием в воздухе пыли, обогащенной радионуклидами уранового и ториевого рядов».

В Ежегоднике за 1994 год со ссылкой на данные Читинского областного комитета по экологии и природопользованию за 1993 год приводятся следующие данные: «концентрации радона в подпольях и коммунальных колодцах поселка Октябрьский колебались в пределах от 106 до 77 500 Бк/м³, среднее значение составляло около 6000 Бк/м³ при ДК_б = 200 Бк/м³».

Поселок геологоразведчиков Октябрьский оказался со всех сторон окружен добычными, перерабатывающими и вспомогательными объектами Приаргунского ПГХО. По порам и микротрещинам на поверхность просачивается радон из эманлирующих пород. Детальные последствия такой эманации рассмотрены ниже.

К прямым факторам, влияющим на характер и динамику радиационной обстановки, относится добыча полезных ископаемых и в первую очередь урана, который не только сам является радиоактивным веществом, но и порождает цепочку других



Рис. 2.22. Расположение пунктов радиационного мониторинга в 100-километровой зоне вокруг ППГХО

радиоактивных веществ, среди которых для человека особенно важны такие изотопы, как ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po .

Радиационный мониторинг в 100-километровой зоне ППГХО осуществляет Забайкальское УГМС путем ежедневных наблюдений на шести станциях за мощностью амбиентного эквивалента дозы (МАЭД) и на пяти станциях за атмосферными радиоактивными выпадениями, расположение которых показано на рис. 2.22. Суммарная активность бета-излучающих радионуклидов ($\Sigma\beta$), а также среднегодовые и максимальные значения МАЭД в пунктах 100-километровой зоны приведены в таблице 2.7 [35, 36].

По результатам стационарных наблюдений Забайкальского УГМС среднемесячные значения МАЭД в 5 пунктах радиометрической сети, расположенных в 100-километровой зоне вокруг ППГХО, в 2018-2019 годах колебались в диапазоне 0,13-0,24 мкЗв/ч. Специалистами ФГБУ «Забайкальское УГМС» 27-29 августа 2018 года было проведено экспедиционное обследование радиационной обстановки в 20-километровой зоне в районе ППГХО [35]. Обследование (измерение МАЭД, отбор почвы для проведения радиоизотопного анализа) осуществлялось в пяти пунктах: с. Соктуй — Милозан, пос. Целинный — ст. Урулюнгуй, водохранилище — г. Краснокаменск, хвостохранилище — Октябрьский, ст. Маргушек. Наибольшее значение МАЭД (0,45 мкЗв/ч) зарегистрировано в Октябрьском. Октябрьский возник в 1960-е годы как поселок при урановом месторождении. При строительстве поселка не был учтен выход радиоактивного газа радона из тектонических разломов, в результате радиационный фон в поселке был превышен. В 1999 году было принято решение о расселении Октябрьского. В начале 2010-х годов поселок полностью расселен (жители переселены в близлежащий Краснокаменск). В 2014 году пос. Октябрьский официально упразднен. Показатели МАЭД в других точках обследования находились в пределах фонового значения.

Таблица 2.7. Среднемесячные (с) и максимальные суточные (м) значения $\Sigma\beta$ атмосферных выпадений в 100-километровой зоне вокруг ППГХО в 2019 году, Бк/(м²·сут)

Месяц		Пункт наблюдений					Среднее по 100-километровой зоне вокруг ППГХО	
		п. Ал. Завод	п. Забайкальск	п. Кайла-стуй	г. Красно-каменск	п. Приар-гунск	2018 г.	2019 г.
Январь	с	1,1	1,4	1,8	1,2	1,1	1,3	1,2
	м	2,3	2,9	3,0	2,6	2,6		
Февраль	с	1,1	1,1	0,9	1,2	1,3	1,1	1,0
	м	2,1	3,4	3,5	2,7	2,7		
Март	с	1,1	0,9	1,1	1,4	1,0	1,1	1,0
	м	2,2	2,4	2,4	2,5	2,0		
Апрель	с	1,3	1,2	1,4	1,3	1,2	1,3	0,8
	м	3,5	2,8	3,9	2,7	2,8		
Май	с	1,9	1,9	1,4	1,8	1,3	1,7	1,2
	м	5,8	4,3	3,1	3,6	4,2		
Июнь	с	1,1	1,6	1,7	2,1	1,2	1,5	1,0
	м	2,3	3,2	3,4	4,8	2,0		
Июль	с	1,0	1,6	1,3	1,5	1,0	1,3	1,2
	м	3,7	3,7	3,9	3,7	2,6		
Август	с	1,3	0,8	1,2	1,0	1,1	1,1	1,1
	м	4,0	2,0	2,6	2,0	3,1		
Сентябрь	с	1,1	1,0	1,1	1,0	1,1	1,1	1,1
	м	3,0	2,8	2,5	2,4	2,5		
Октябрь	с	1,0	0,9	0,9	1,0	1,1	1,0	1,1
	м	3,2	2,7	2,3	3,4	3,2		
Ноябрь	с	1,1	1,1	1,1	0,8	1,1	1,0	1,0
	м	2,3	3,2	2,4	2,2	2,2		
Декабрь	с	1,0	1,2	1,0	1,0	0,8	1,0	1,5
	м	2,3	2,4	2,0	2,7	1,6		
Среднее за год		1,2	1,2	1,3	1,3	1,1	1,2	1,1
Сумма, Бк/м²·год								
2018 год		438	401	365	401	401		401
2019 год		438	438	474	474	401	445	
МАЭД, МКЗв/ч	с	0,14	0,15	0,14	0,17	0,13	0,15	0,14
	м	0,20	0,19	0,18	0,23	0,17	0,19	0,24

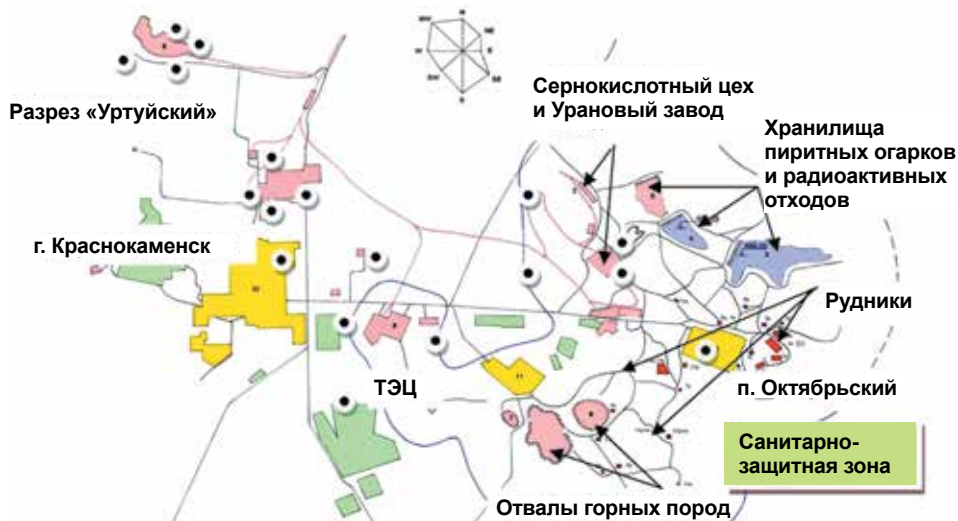


Рис. 2.23. Точки мониторинга (кружок с черной точкой) воздушной среды и почвы в санитарно-защитной зоне и за ее пределами [7]

Среднегодовое значение МАЭД в 100-километровой зоне ППГХО (0,15 мкЗв/ч) соответствует среднему значению для территории Забайкалья и не выходит за естественные пределы уровней, характерных для всей территории России.

Усредненная по 100-километровой зоне ППГХО $\Sigma\beta$ годовых выпадений в 2018-2019 годах (1,2 Бк/м²·сут) была на уровне средних значений по Забайкальскому краю (1,1 Бк/м²·сут) и в 1,2 раза ниже средневзвешенного значения по территории юга Восточной Сибири (1,4 Бк/м²·сут) (таблица 2.7). В 2019 году значение $\Sigma\beta$ выпадений для 100-километровой зоны ППГХО составило 445 Бк/м²·год. Данные таблицы 2.7 показывают, что в последние годы радиационных аномалий в районе расположения ППГХО по представленным параметрам радиационной обстановки не отмечалось [35, 36].

Контроль радиационной обстановки в СЗЗ и ЗН ППГХО осуществляется силами ППГХО. В СЗЗ и ЗН предприятия контролируется содержание радионуклидов в приземной атмосфере, в воде открытых водоемов, в грунтовых и сбросных водах, в почве, а также мощность дозы γ -излучения на местности (рис. 2.23).

На ППГХО создана и развивается система экологического мониторинга, основными задачами которого являются [37]:

- анализ состояния природной среды;
- оценка воздействия работы производственных объектов на экологическое состояние окружающей среды;
- разработка мероприятий по оптимальному функционированию природно-промышленного комплекса.

Сбор и систематизация данных по содержанию радионуклидов, вызванных техногенным вмешательством, а также глобальными процессами в различных компонентах природной среды (атмосферный воздух, вода, почва, растительность), в районе расположения ППГХО проводились по результатам радиационного мониторинга [31, 35, 38-70].

Атмосферный воздух

Согласно данным многолетнего мониторинга Росгидромета фоновые уровни содержания искусственных радионуклидов в приземном воздухе на территории Забайкальского края (в пункте наблюдений в Чите) составляют в среднем по:

$$\cdot {}^{137}\text{Cs} — 5,7 \cdot 10^{-7} (1,9-7,1) \cdot 10^{-7} \text{ Бк/м}^3;$$

$$\cdot {}^{90}\text{Sr} — 1,2 \cdot 10^{-7} (0,8-1,6) \cdot 10^{-7} \text{ Бк/м}^3.$$

В таблице 2.8 представлены данные об объемной активности техногенных радионуклидов ${}^{137}\text{Cs}$ и ${}^{90}\text{Sr}$ и суммарной активности бета-излучающих радионуклидов в воздухе Читы в 2010-2019 годах [35, 36, 53-60].

В 2011 году в связи с прохождением по территории России продуктов выбросов с аварийной АЭС «Фукусима-1» содержание ${}^{137}\text{Cs}$ в приземном воздухе Забайкальского края достигало $210 \cdot 10^{-7} \text{ Бк/м}^3$ при среднем значении за 2011 год — $22 \cdot 10^{-7} \text{ Бк/м}^3$. Однако уже в 2012 году значение среднегодовой объемной активности данного радионуклида вернулось на уровень предыдущих лет.

Приведенные в таблице 2.8 данные показывают, что на протяжении последних лет значения суммарной бета-активности варьируют незначительно.

По данным санитарно-гигиенического мониторинга эквивалентная равновесная объемная активность изотопов радона в воздухе помещений на территории Забайкальского края составляет в среднем в деревянных домах 134 Бк/м^3 (по данным 120 измерений), в многоэтажных каменных домах — 96 Бк/м^3 (по данным 599 измерений) [71]. Отмечается существенная неоднородность концентраций ${}^{222}\text{Rn}$ над территорией региона. На карте радоноопасности России [72] наиболее ярко выделяется именно Читинская область, для которой отмечаются наибольшие значения средней концентрации ${}^{222}\text{Rn}$. По обобщенным данным литературных источников, среднее значение концентрации приземного ${}^{222}\text{Rn}$ для различных регионов мира изменяется от 0,1 до $23,3 \text{ Бк/м}^3$ [73]. Локальные концентрации ${}^{222}\text{Rn}$ в воздухе наземных помещений в пределах СЗЗ ППГХО по данным [74] в среднем составляли $720-1430 \text{ Бк/м}^3$. Средние значения концентрации радона в воздухе на открытых участках территории городского поселения в 2016-2018 годах составляли $6,4-6,7 \text{ Бк/м}^3$, в эксплуатируемых жилых помещениях — $19,9-36,5 \text{ Бк/м}^3$ [75].

Значимым стационарным источником выбросов долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов на ППГХО является ТЭЦ, через дымовые трубы которой инжестируется до 3,1 т естественного урана в год, а выброс урана всеми остальными стационарными активными источниками объединения не превышает 360 кг в год [75]. Проведенный ППГХО контроль атмосферного воздуха на содержание α -активных радионуклидов в приземной атмосфере Краснокаменска показал, что среднегодовая объемная активность радионуклидов уранового ряда в воздухе в 2017-2019 годах находилась в пределах фоновых региональных значений [76-78].

Поверхностные и подземные воды

Данные о содержании естественных радионуклидов в питьевой воде распределительной сети Краснокаменска в 2009-2012 годах приведены в таблице 2.9 [79].

Как видно из таблицы 2.9, содержание некоторых естественных радионуклидов приближалось к уровню вмешательства и даже превышало его (${}^{210}\text{Pb}$ в 2011 году). Так, удельная активность ${}^{234}\text{U}$ в 2010 году составляла 34 % от уровня вмешательства данного радионуклида в питьевой воде, ${}^{226}\text{Ra}$ в 2011 году — 67 % от УВ и ${}^{238}\text{U}$ в 2009 году и в 2012 году — 76 % и 67 % от УВ соответственно. Содержание суммы альфа-

**Таблица 2.8. Объемная активность радионуклидов
в приземном слое воздуха в Чите в 2010-2019 годах, Бк/м³
(данные Забайкальского УГМС, Приморского УГМС)**

Пункт наблюдения	Год	I кв.	II кв.	III кв.	IV кв.	Среднее за год	Средневзвешенное по территории юга Восточной Сибири
$^{137}\text{Cs}, 10^{-7}$							
Чита	2010	1,9	1,3	4,5	н	2,2	2,1
	2011	11,0	73,7	н	2,6	22	66,9
	2012	1,1	1,9	1,5	2,4	1,7	2,0
	2013	1,7	1,4	1,3	1,7	1,5	2,2
	2014	н	н	0,9	1,6	1,1	2,2
	2015	1,3	7,5	3,6	0,7	3,3	2,7
	2016	0,8	1,2	0,7	0,5	0,8	1,5
	2017	0,6	1,0	0,7	0,6	0,7	1,5
	2018	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,8
2019	н	н	0,4	н	н	1,2	
$^{90}\text{Sr}, 10^{-7}$							
Чита	2010	0,8	0,5	0,5	0,4	0,6	1,2
	2011	0,6	0,7	0,5	1,0	0,7	1,7
	2012	0,4	1,0	1,3	1,2	1,0	2,3
	2013	1,0	2,2	1,4	2,8	1,8	2,6
	2014	1,7	1,8	0,8	0,8	1,3	1,9
	2015	1,6		0,6*		1,1*	1,8*
	2016	0,7		0,8		0,8	2,5
	2017	1,0		0,9		0,95	2,8
	2018	0,5		0,7		0,6	2,5
2019	0,8		0,4		0,6	1,5	
$\Sigma\beta, 10^{-5}$							
Чита	2010	10,2	11,6	12,3	10,6	11,2	17,2
	2011	8,5	13,4	14,8	15,0	12,9	21,0
	2012	6,8	12,8	18,2	13,5	12,8	16,8
	2013	11,7	15,4	17,1	32,6	19,2	38,5
	2014	20,0	20,5	16,5	10,0	16,8	32,5
	2015	5,1	7,6	9,7	10,5	12,3	36,7
	2016	4,5	9,6	10,7	8,3	8,3	28,7
	2017	6,9	9,3	6,1	10,6	8,2	37,1
	2018	5,6	11,3	10,0	13,0	10,0	49,0
2019	9,9	8,6	7,2	7,2	8,2	30,0	

* Уточненные данные.

Примечание: н — ниже предела обнаружения.

Таблица 2.9. Содержание естественных радионуклидов в питьевой воде распределительной сети Краснокаменска в 2009-2012 годах

Радионуклид	Удельная активность радионуклида, Бк/кг				УВ, Бк/кг
	2009 год	2010 год	2011 год	2012 год	
^{234}U	—	0,96	—	—	2,8
^{238}U	2,3	0,71-1,6	1,9	2,0	3,0
^{235}U	0,12	0,046	0,095	0,0711	2,9
^{210}Po		<0,02	—	<0,006	0,11
^{210}Pb		0,0128	0,64	<0,003	0,2
^{228}Th		<0,01	—		1,9
^{230}Th		<0,02	—		0,65
^{232}Th	0,034	0,013	0,027	0,017	0,60
^{226}Ra	0,086	0,05-0,08	0,33	0,061	0,49
^{228}Ra	0,038	0,07	0,055		0,2

излучающих радионуклидов в питьевой воде составляло в 2016-2018 годах 1,18-1,6 Бк/кг, суммарная активность бета-излучающих радионуклидов 0,23-0,28 Бк/кг, радона 77-89 Бк/кг [70].

Поверхностные водоемы за пределами СЗЗ ПАО «ППГХО» имеют различное предназначение. Резервное водохранилище используется для технических нужд теплоэнергоцентрали, а населением — для полива дачных участков. В Умыкеевские озера производится сброс бытовых и промышленных сточных вод, а том числе от теплоэнергоцентрали. Удельная активность естественных радионуклидов в воде водохранилищ по ряду радионуклидов превышает уровни вмешательства, установленные для питьевой воды, но ниже, чем уровни, установленные для технической воды (таблица 2.10) [74].

Население использует некоторые озера в качестве неорганизованной зоны отдыха и рыбалки. Озеро Ланцово и затопленный карьер песчано-гравийной смеси не используются. Эти озера пополняются дождевой и талой водой из районов Краснокаменска и ремонтно-механического завода. В эти же водоемы по дренажным канавам поступает дренажная вода с приусадебных участков, расположенных к западу от Краснокаменска.

Радиохимический анализ поверхностных вод в техногенных и техногенно-измененных водоемах в 2011-2012 годах был выполнен в работах [80]. Концентрации химических и радиоактивных веществ представлены в таблице 2.11.

Современные данные о содержании радионуклидов в воде открытых водоемов в районе ППГХО приведены в таблицах 2.12 и 2.13 [35, 36, 38-42, 53-60, 69, 70, 81].

Перечисленные в таблице 2.13 водоемы технологически не связаны с основными уранодобывающими и перерабатывающими объектами ППГХО, однако имеют опосредованную связь через систему канализации и грунтовые воды.

Сумма отношений объемной активности i -го радионуклида A_i в воде к соответствующему УВ $_i$ в питьевой воде $\Sigma(A_i/\text{УВ}_i)$ для всех водоемов больше 1, но меньше 10. В связи с тем, что водоемы признаны техническими, использование перечисленных выше водоемов в целях питьевого водоснабжения запрещено [70].

Таблица 2.10. Содержание естественных радионуклидов в воде поверхностных водоемов в районе ПАО «ППГХО» (2014 год)

Место отбора пробы	Удельная активность, Бк/л					
	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	²³⁵ U	⁴⁰ K	²¹⁰ Pb
Озеро Ланцово	—	0,2	0,02	0,03	0,1	—
Умыкейские озера, 2620 м от места сброса	2,3	0,1	0,008	0,09	—	—
Умыкейские озера, в точке сброса	4,8	2,0	0,5	0,1	3,0	12,5
Резервное водохранилище	1,6	0,4	0,02	0,07	0,05	0,6
Карьер песчано-гравийной смеси	4,4	0,05	0,03	0,3	0,8	0,8

Примечание: прочерк означает отсутствие данных.

Таблица 2.11. Концентрация радионуклидов в воде техногенных и техногенно-измененных водоемов в 2011-2012 годах

Водоем	Дата отбора	Концентрация радионуклидов в воде, Бк/кг				
		U	²²⁶ Ra	²³⁰ Th	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb
Оз. Умыкий	09.09.11	2,5	0,041	0,55	0,1	0,28
Оз. Цаган	12.09.11	3	0,019	0,65	0,14	0,26
Хвостохранилище «Верхнее»	1-е п/г 12	43	0,098	7,03	0,92	1,85
	2-е п/г 12	53	0,12	7,46	0,27	0,97
Хвостохранилище «Среднее»	1-е п/г 12	68	0,1	8,6	0,56	2,69
	2-е п/г 12	36	0,13	9,3	0,48	1,49
Огаркоохранилище	1-е п/г 12	38	0,1	0,87	0,22	1,1
	2-е п/г 12	38	0,04	1,29	0,2	0,94
ПГС-2	16.09.11	5	0,01	0,4	0,1	0,14
	12.09.12	4	0,025	0,54	0,17	0,28

Таблица 2.12. Среднегодовые объемные активности радионуклидов в воде открытых водоемов (исключая хвостохранилища) в районе ППГХО

Радионуклид	Среднее значение*, Бк/л	Доверительный интервал, Бк/л	УВ по НРБ-99/2009, Бк/л
²¹⁰ Pb	0,17	0,07-0,25	0,2
²¹⁰ Po	0,11	0,04-0,15	0,11
²²⁶ Ra	0,08	0,03-0,12	0,49
²³⁰ Th	0,23	0,17-0,31	0,65
U-ест.	1,97	0,81-2,94	3,0

* Усреднено для следующих открытых водоемов: система Умыкейских озер, резервное водохранилище, карьер ПГС-2, оз. Ланцово.

Таблица 2.13. Отношения объемной активности радионуклидов в воде открытых водоемов ППГХО к УВ в питьевой воде

Место отбора проб	$\Sigma(A_i/UВ_i)$						
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Система Умыкеевских озер	3,71	2,78	2,59	2,47	2,18	3,57	4,28
Резервное водохранилище	3,39	1,17	3,40	1,68	2,29	2,92	3,37
Карьер ПГС-2	4,26	3,73	2,18	4,05	1,76	2,90	2,65
оз. Ланцово	3,35	2,37	—	—	—	—	—

Примечания: 1. A_i — объемная активность ^{238}U , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Po и ^{210}Pb в воде. 2. $UВ_i$ — соответствующие указанным радионуклидам уровни вмешательства для питьевой воды.

В 2017-2019 годах под радиозэкологическим наблюдением ППГХО находились скважины, расположенные в районах огаркохранилища сернокислотного цеха, хвостохранилища и основного корпуса ГМЗ. По данным ППГХО, отмечается стабильное повышение активности по естественному урану ^{238}U в скважине 2, расположенной на промплощадке в непосредственной близости от основного корпуса ГМЗ [76-78]. Это связано с локальным техногенным загрязнением подземных вод в результате производственной деятельности ГМЗ. Активность естественного урана в пробах подземных вод, отобранных в скважине 2 в 2019 году, составляла 30,2 Бк/л. Ареал активного загрязнения в районе расположения скважины 2 дальнейшего распространения не имеет. Содержание естественного урана в остальных скважинах было ниже уровня вмешательства для питьевой воды (меньше 3,0 Бк/л по [82]).

В пробах подземных вод в 2019 году отмечается повышенная относительно нормативов активность ^{210}Pb (скважина 2 — 0,25 Бк/кг, скважина 8015 — 0,26 Бк/кг, скважина 1ш — 0,36 Бк/кг, скважина 7610 — 0,24 Бк/кг, скважина 1102 — 0,22 Бк/кг, скважина 75100 — 0,22 Бк/кг, скважина 8367 — 0,24 Бк/кг, скважина 7619 — 0,22 Бк/кг), ^{210}Po (скважина 1ш — 0,15 Бк/кг, скважина 8367 — 0,26 Бк/кг, скважина 7611 — 0,13 Бк/кг, скважина 3р — 0,13 Бк/кг), что связано как с повышенным фоновым содержанием данных радионуклидов ряда природного урана в подземной воде, характерной для данной местности, так и с влиянием хвостохранилищ ГМЗ на подземные воды пади Широудкуй [78].

По данным радиационно-гигиенического мониторинга, содержание альфа-излучающих радионуклидов в водоемах Забайкальского края составляет 0,13-0,20 Бк/л, бета-излучающих радионуклидов — 0,14-0,27 Бк/л.

Почвенный покров

Основными источниками техногенного загрязнения территории ППГХО радионуклидами ряда природного урана являются отвалы забалансовых руд, хвостохранилища ГМЗ, центральный рудный двор, просыпи рудной массы вдоль автодорог, аварийные проливы урансодержащей пульпы «хвостов» ГМЗ. Загрязнение территории формируется дочерними радионуклидами от распада естественного урана и ^{226}Ra .

Площадь загрязненных ^{226}Ra и естественным ураном территорий на ППГХО по состоянию на 01.01.2008 не изменились по сравнению с 2006 годом и составляли 8,275 км² [83]. Затем этот показатель долгое время не менялся, хотя и несколько вы-

Таблица 2.14. Среднее содержание радионуклидов в почве в районе расположения ППГХО

Радионуклид	Среднее значение, Бк/кг	Доверительный интервал, Бк/кг
²²⁶ Ra	58	43-73
¹³⁷ Cs	53	24-81
⁴⁰ K	736	537-935
²³² Th	45	28-58

Таблица 2.15. Содержание естественных радионуклидов вблизи рудников № 6 и 8 ППГХО, Бк/кг

Радионуклид	Рудник № 8		Рудник № 6
	Шахта 14В	Шахта 14 РЭШ	
⁴⁰ K	1229-1241	972-1217	672
²³² Th	40-46	67-71	48
²³⁸ U	170-273	235-1100	125
²²⁶ Ra	207-642	435-663	72

рос к 2013 году, достигнув максимальной величины, которая сохранялась до конца 2016 года и составляла 8,973 км².

В конце 2018 года общая площадь загрязненных ²²⁶Ra и естественным ураном территорий составила 8755 тыс. м². В санитарно-защитной зоне на территориях вокруг надшахтных зданий, на породных, забалансовых отвалах и территориях вокруг них на площади 3836 тыс. м² мощность дозы гамма-излучения колебалась от 0,3 до 2,8 мкЗв/ч, на хвостохранилищах ГМЗ и на участке приемки и шихтовки руды на площади 4792 тыс. м² не превышала 23,6 мкЗв/ч, на участках пролива пульпы и просыпей вдоль технологических дорог на площади 127 тыс. м² не превышала 13,2 мкЗв/ч [70].

Для анализа динамики радионуклидного состава верхних слоев почвы будем использовать данные радиоэкологического обследования по среднему содержанию радионуклидов в почве в районе расположения ППГХО, приведенные в таблице 2.14 [33, 34].

Данные наблюдений о содержании естественных радионуклидов в почве в непосредственной близости от урановых рудников № 6 и 8 (локальные пятна) приведены в таблице 2.15 [75].

В таблице 2.16 содержатся данные о загрязнении почвы на территории СЗЗ ППГХО, а также за ее пределами, полученные специалистами ФМБА [74].

Максимальная удельная активность естественных радионуклидов в почве на территории СЗЗ достигала значений 12 800 Бк/кг и 510 Бк/кг по ²²⁶Ra и ²³²Th соответственно. Как видно из данных таблицы 2.16, на территории СЗЗ в районе огаркохранилища средняя активность ²²⁶Ra в почве составляет ≈ 4700 Бк/кг, что обусловлено аварийным загрязнением в результате утечек через плотину хвостохранилища. За пределами СЗЗ повышенные значения ²²⁶Ra в почве зафиксированы в районе озера

Таблица 2.16. Содержание естественных радионуклидов в почве на территории СЗЗ и за ее пределами, Бк/кг

Место отбора пробы	²³² Th	²²⁶ Ra
Огаркохранилище — на территории СЗЗ	240±15	4666±490
Озеро Ланцово — за пределами СЗЗ	270±16	430±42
Карьер песчано-гравийной смеси — за пределами СЗЗ	210±40	175±30
Резервное водохранилище — за пределами СЗЗ	100±3	65±4
Поселок Соктуй-Милозан (район для сравнения)	109±5	88±7

Ланцово — 430 Бк/кг; это озеро пополняется за счет стока дождевых и талых вод с площадок города, ремонтно-механического завода и завода строительных изделий, а также дренажной водой с садово-огородных участков.

В 2017 году проводились выборочные измерения концентраций ²²⁶Ra, ²³²Th и ⁴⁰K в пробах почвы, полученные результаты представлены в таблице 2.17.

Наибольшие концентрации ²²⁶Ra и ²³²Th отмечены у хвостохранилища п. Октябрьский.

Понятно, что если основная производственная деятельность предприятия связана с добычей урана и его первичной переработкой, то возможными загрязнителями окружающей среды будет ²³⁸U и его дочерние продукты. Поэтому нас в первую очередь будут интересовать количественные оценки радиоактивных веществ (из ряда урана-238) в различных объектах биосферы, которые могут прямо влиять на формирование современной радиационной обстановки в этом районе.

Данные по радиационно-гигиенической обстановке в субъектах Российской Федерации, публикуемые в радиационно-гигиенических паспортах Российской Федерации за ряд последних лет, показывают, что по мощности дозы, определяемой повышенным содержанием калия в почвах и продуктов деления ²²⁶Ra, Забайкальский край занимает лидирующее положение [84-88].

Более подробные данные по радону и дозам облучения населения от различных источников можно найти в другом также ежегодном справочном издании «Итоги функционирования Единой государственной системы контроля и учета индивидуальных доз облучения граждан Российской Федерации» (далее ЕСКИД). Эти справочные обзоры готовят специалисты двух организаций: Научно-исследовательского института радиационной гигиены им. проф. П. В. Рамзаева и Федерального центра гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора.

До 2010 года ЭРОА района в атмосферном воздухе на территории населенных пунктов в рамках ЕСКИД не контролировалась. В целом в первые годы после введения отчетных форм № 4-ДОЗ оценки средних доз облучения населения страны варьировались в достаточно широком диапазоне, что было связано с крайне малыми объемами выборок объектов на большинстве территорий [89, 90].

Общую картину формирования доз облучения населения Забайкальского края за счет природных источников ионизирующего излучения за период 2011-2014 годов дает справочное издание, подготовленное специалистами Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека и ФБГУ «Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены им. профессора П. В. Рамзаева» [91], согласно которому средняя индивиду-

Таблица 2.17. Содержание естественных радионуклидов в почве на территории ППГХО, Бк/кг [76]

Место отбора проб	Активность, Бк/кг		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
с. Соктуй (№ 1 въезд в населенный пункт)	46	56	810
с. Соктуй (№ 2 въезд в населенный пункт)	61	77	930
пос. Целинный — ст. Урулюнгуй	24	37	1090
Водохранилище — Краснокаменск (правый берег)	24	41	1140
Водохранилище — Краснокаменск (левый берег)	12	42	1080
Хвостохранилище п. Октябрьский (№ 1 въезд в пункт)	60	55	700
Хвостохранилище п. Октябрьский (№ 2 центр пункта)	205	109	940
Хвостохранилище п. Октябрьский (пункт 3)	920	143	990
ст. Маргуцек	30	47	950

альная годовая эффективная доза, обусловленная радоном, составляла 5,39 мЗв/год. По этому показателю Забайкальский край из 91 субъекта Российской Федерации занимал и занимает 2-е место после Алтайского края.

Неопределенность этой оценки не указана, но здесь уместно привести цитату из статьи руководителей Роспотребнадзора [92]: «Представленные в годовой форме № 4-ДОЗ и в РГП результаты измерений характеристик природных ИИИ, проведенных в отчетном году, не дают представительной характеристики средних значений этих показателей для субъекта Российской Федерации. Связано это с тем, что в отдельный год в каждом субъекте Российской Федерации проводится ограниченное число измерений, которые не охватывают представительную выборку населенных пунктов и видов строений. Если на территории проводились в текущем году измерения эквивалентной равновесной объемной активности дочерних продуктов изотопов радона (ЭРОА радона) только во вновь сданных в эксплуатацию домах, получают, как правило, низкие уровни ЭРОА радона. Если проводится плановая работа по измерению ЭРОА радона на радоноопасных территориях в домах старой постройки и данные этих измерений будут преобладать в РГПТ территории, с большой вероятностью в этом году будут представлены высокие уровни ЭРОА радона в воздухе помещений, а значит, и высокие дозы облучения населения территории. Более представительными для данного субъекта Российской Федерации являются результаты измерений, проведенных за все годы наблюдения. Этот подход является оправданным, т. к. природные ИИИ слабо изменяются со временем, и последовательное из года в год накопление результатов измерений повышает их представительность и объективность» [93]. Иллюстрацией к вышесказанному могут служить данные, приведенные по Забайкальскому краю из ряда публикаций [94, 95] (таблица 2.18).

Достоинством данных в таблице 2.18 является указание числа выполненных измерений, недостатком — отсутствие данных по охвату населенных пунктов. Так, высокое значение дозы внутреннего облучения за счет радона для взрослых жителей Забайкальского края частично было обусловлено в 2014 году высокой долей измерений объемной активности радона в воздухе помещений в г. Балей (более 50 % от общего

Таблица 2.18. Среднее значение ЭРОА радона и среднее значение мощности дозы для Забайкальского края [94, 95]

Год	Среднее значение ЭРОА радона, Бк/м ³			Среднее значение мощности дозы, мкЗв/ч			
	1 ДД ¹⁾	1 КД ²⁾	МД ³⁾	1 ДД	1 КД	МД	ОВ ⁴⁾
2014	$\frac{143,2^*}{33}$	$\frac{311,1}{45}$	$\frac{169,5}{479}$	$\frac{0,15}{9}$	$\frac{0,15}{25}$	$\frac{0,21}{739}$	$\frac{0,15}{4524}$
2015	$\frac{133,8}{120}$		$\frac{96,4}{599}$	$\frac{0,15}{16}$	$\frac{0,19}{20}$	$\frac{0,23}{785}$	$\frac{0,15}{4011}$

¹⁾ 1 ДД — одноэтажные деревянные дома.

²⁾ 1 КД — одноэтажные каменные дома.

³⁾ МД — многоэтажные дома.

⁴⁾ ОВ — на открытом воздухе.

* Верхнее число показывает значение инструментального параметра, нижнее значение — количество выполненных измерений в текущем году.

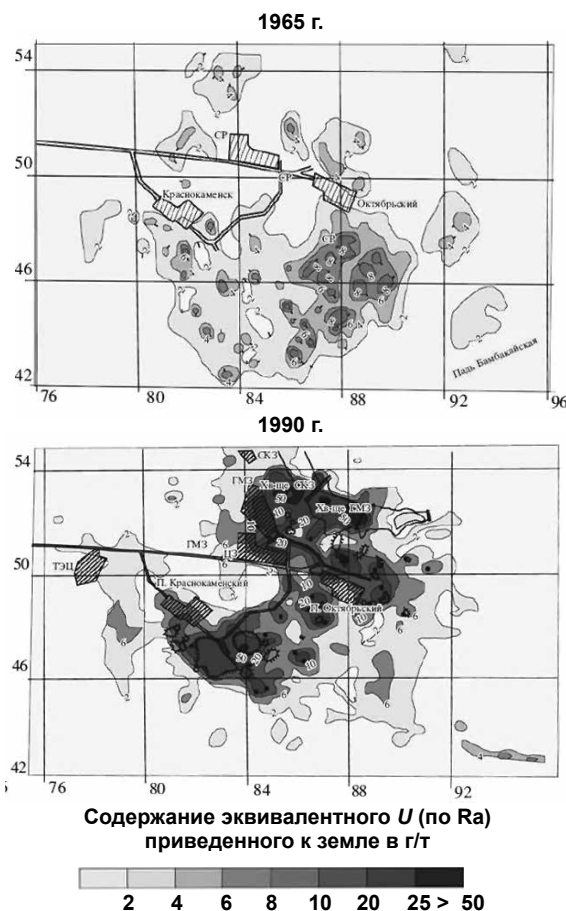


Рис. 2.24. Содержание эквивалентного урана в почвах Стрельцовского рудного поля в 1965 и 1990 годах (по материалам ППГХО)

числа измерений) [94]. Отдельно данные по этому населенному пункту приведены в другой работе [92] и они составляют:

- по концентрации ЭРОА в разных домах 217-926 Бк/м³;
- по дозе облучения 14,5-61,7 мЗв/год.

Из приведенных данных трудно получить коэффициент, связывающий среднее значение ЭРОА с дозой облучения. В цитируемой работе использовалось следующее соотношение: **100 Бк/м³ ЭРОА соответствует годовой эффективной индивидуальной дозе 6,7 мЗв.**

Это соотношение использовалось сотрудниками НИИРГ и в других публикациях. В то же время согласно публикации МКРЗ № 126 для проживающих в домах с концентрацией радона 300 Бк/м³ при коэффициенте равновесия $F = 0,4$ доза облучения эквивалентна годовой эффективной дозе 10 мЗв.

Как видим, разница в оценке дозы (а это, как правило, расчетная величина) составляет 2 раза,

что немаловажно с учетом того, что радон часто составляет весомую долю совокупной дозовой нагрузки на население.

Если предположить, что в Забайкальском крае эмиссия радона в среднем в 5 раз превышает среднеконтинентальное значение, т. е. находится на уровне $0,1 \text{ Бк м}^{-2} \text{ с}^{-1}$, то фоновая (т. е. до пуска предприятия) оценка эсхалации радона с территории ППГХО составляла примерно $0,4 \text{ ПБк/год}$. Загрязненность территории ураном иллюстрирует рис. 2.24 [32]. Кроме того, организованный выброс радона на ППГХО, согласно данным радиационного контроля, составил в 2018 году $0,4 \text{ ПБк}$ (при допустимом выбросе $1,24 \text{ ПБк}$). Поэтому следует ожидать, что над территорией промплощадки концентрация несколько выше фоновой. Однако из-за быстрого разбавления этот радиационный фактор не создает проблем на открытом воздухе.

2.1.4.2. Выбросы и сбросы радионуклидов с ППГХО

Выбросы ПАО «ППГХО» из стационарных источников и их радионуклидный состав в 2010-2014 годах представлены в таблице 2.19 [38, 39, 53-57, 96]. Смесь радионуклидов урана, ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Po выбрасывается при эксплуатации ГМЗ, из шахтных стволов и вентиляционных шурфов Уранового горнорудного управления (УГРУ), а также из труб ТЭЦ.

Радионуклиды ^{222}Rn , ^{218}Po , ^{214}Pb и ^{214}Bi выбрасываются из стволов и вентиляционных шурфов УГРУ, ^{232}Th и ^{40}K — только из труб ТЭЦ. Фактические выбросы всех радионуклидов на ПАО «ППГХО» не превышают допустимых. С 2015 г. изменились значения допустимого выброса радионуклидов. Выбросы ПАО «ППГХО» и их радионуклидный состав в 2015-2019 годах представлены в таблице 2.20 [35, 36, 58-60, 69, 70, 81]

Из таблицы 2.20 видно, что в 2019 году выбросы на ППГХО для нормируемых радионуклидов по сравнению с уровнями 2018 года как снизились — ^{40}K , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ДЖН, так и увеличились — ^{218}Po , ^{222}Rn , ^{232}Th . При этом фактические выбросы всех

Таблица 2.19. Выбросы радионуклидов в атмосферу на ПАО «ППГХО» в 2010-2014 годах, ГБк/год

Радионуклид	Допустимый выброс	Фактический выброс				
		2010	2011	2012	2013	2014
^{40}K	7,6	3,77	2,83	1,30	3,31	4,50
^{218}Po	$9,03 \cdot 10^5$	$1,70 \cdot 10^4$	$1,73 \cdot 10^4$	$1,77 \cdot 10^4$	$1,66 \cdot 10^4$	$1,90 \cdot 10^4$
^{214}Pb	$2,79 \cdot 10^5$	$8,85 \cdot 10^4$	$9,02 \cdot 10^4$	$9,20 \cdot 10^4$	$8,64 \cdot 10^4$	$9,87 \cdot 10^4$
^{214}Bi	$7,24 \cdot 10^4$	$6,47 \cdot 10^4$	$6,59 \cdot 10^4$	$6,72 \cdot 10^4$	$6,32 \cdot 10^4$	$7,21 \cdot 10^4$
^{222}Rn	$9,47 \cdot 10^5$	$3,31 \cdot 10^5$	$3,88 \cdot 10^5$	$4,46 \cdot 10^5$	$5,17 \cdot 10^5$	$4,46 \cdot 10^5$
$^{232}\text{Th}^*$	1,95	0,77	0,55	0,56	0,97	1,02
ДЖН**	178	9,4	8,8	8,14	9,07	12

* До 2011 года ПДВ для ^{232}Th составлял $0,77 \text{ ГБк/год}$.

** ДЖН — смесь долгоживущих альфа-излучающих нуклидов (суммарный выброс ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Po).

Таблица 2.20. Выбросы радионуклидов в атмосферу на ПАО «ППГХО» в 2015-2019 годах, ГБк/год

Радионуклид	Допустимый выброс	Фактический выброс				
		2015	2016	2017	2018	2019
^{40}K	7,47	4,16	6,91	6,70	7,45	7,32
^{218}Po	$2,19 \cdot 10^5$	$1,56 \cdot 10^4$	$1,78 \cdot 10^4$	$1,43 \cdot 10^4$	$1,46 \cdot 10^4$	$1,47 \cdot 10^4$
^{214}Pb	$2,68 \cdot 10^5$	$8,09 \cdot 10^4$	$9,24 \cdot 10^4$	$7,44 \cdot 10^4$	$7,57 \cdot 10^4$	$7,47 \cdot 10^4$
^{214}Bi	$1,75 \cdot 10^5$	$5,91 \cdot 10^4$	$6,75 \cdot 10^4$	$5,44 \cdot 10^4$	$5,53 \cdot 10^4$	$5,46 \cdot 10^4$
^{222}Rn	$1,24 \cdot 10^5$	$4,6 \cdot 10^5$	$4,94 \cdot 10^5$	$4,37 \cdot 10^5$	$3,94 \cdot 10^5$	$4,13 \cdot 10^5$
$^{232}\text{Th}^*$	7,47	0,98	1,46	1,74	1,62	1,74
ДЖН**	26,7	8,03	10,68	20,01	17,39	15,27

* До 2011 г. ПДВ для ^{232}Th составлял 0,77 ГБк/год, с 2011 по 2014 годы ПДВ для ^{232}Th составлял 1,95 ГБк/год.

** ДЖН — смесь долгоживущих альфа-излучающих нуклидов (суммарный выброс ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Po).

радионуклидов на ППГХО не превышали допустимых выбросов и составляли от 6,7 % (для ^{218}Po) до 105,45 % (для ^{232}Th) от разрешенных норм. Снижение выбросов в основном обусловлено снижением содержания урана в добываемой руде и снижением добычи. Выбросы ^{232}Th и ^{40}K зависят от их содержания в сжигаемом угле. Так, незначительное превышение допустимого выброса природного ^{232}Th связано с увеличением его содержания в части добытого угля в контурах угольных блоков 2-А, 6-В при их отработке в зимний период.

Рассматривая динамику выбросов ^{222}Rn (рис. 2.25), отметим, что контролируемые годовые выбросы этого нуклида не превышают в настоящее время допустимых значений и в среднем составляют 435 ТБк/год.

В таблицах 2.19 и 2.20 обращает на себя внимание нормирование выброса такого примордиального радионуклида, как ^{40}K . Как отмечалось в первом разделе, выброс калия как элемента во внешнюю среду при сжигании органического топлива можно рассматривать скорее как положительное явление, поскольку в той части биосферы, в которой существует тонкая пленка жизни, в настоящее время намечается дефицит этого жизненно необходимого элемента. Другое дело, что выброс калия происходит не сам по себе, а вкуче со многими вредными веществами, количество которых следовало бы ограничивать. Сам же ^{40}K не относится к загрязняющим веществам, поскольку не существует в «чистом» виде, а всегда присутствует в естественной смеси с другими изотопами калия [97]. А естественная смесь изотопов калия, как известно, не нормируется.

Загрязненные радионуклидами шахтные воды подземных рудников, образующиеся при добыче урановых руд, в организованном порядке поступают на ГМЗ, перерабатывающий урановые руды. Избыток шахтной воды сбрасывается в одно из двух хвостохранилищ РАО ГМЗ, имеющих специальный противодиффузионный экран. Хозяйственно-бытовые стоки Краснокаменска и промышленных объектов ПАО «ППГХО» очищаются на городских очистных сооружениях, смешиваются с промышленными стоками ТЭЦ, причем только в зимний период, и далее сбрасы-

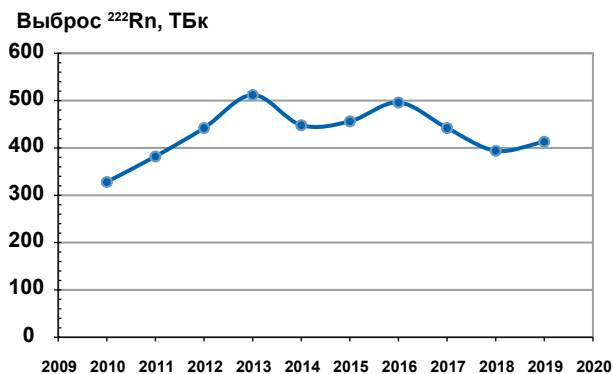


Рис. 2.25. Динамика контролируемых выбросов ^{222}Rn с предприятий ППГХО в период с 2010 по 2019 годы

ваются в озера-накопители — в систему Умыкейских озер [75]. Взаимное проникновение шахтных вод и хозяйственно-бытовых стоков исключено, так как имеются отдельные коммуникационные системы транспортировки.

В сбросных водах ПАО «ППГХО» содержатся ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra и ^{230}Th . Объем сбросных вод в систему Умыкейских озер в 2018 году составил $1,07 \cdot 10^7 \text{ м}^3$, в 2019 году — $1,01 \cdot 10^7 \text{ м}^3$. Активность сбросов радионуклидов на ПАО «ППГХО» в 2010-2019 годах представлена в таблице 2.21 [35, 36, 54-60, 98].

Радионуклиды ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra и ^{230}Th сбрасываются ППГХО без утвержденных нормативов допустимых сбросов. Объемная активность всех нуклидов в сбрасываемой смеси стоков, по данным ППГХО, ниже уровня вмешательства (УВ) для питьевой воды по НРБ-99/2009.

Сброс ^{222}Rn с водой может быть оценен примерно по величине сброса ^{210}Pb в 2,3 ГБк/год, что примерно в 200 раз ниже ежегодных атмосферных выбросов от стационарных источников.

2.1.4.3. Хвостохранилища

В настоящее время на территории хвостохранилища «Верхнее» размещены хвосты гидromеталлургической переработки урановой руды, лом черных металлов (крупногабаритные изделия и оборудование) и нержавеющей сталей, строительный и прочий мусор.

Характеристика ТРО, размещенных в хвостохранилище «Верхнее»: объем — $5,14 \cdot 10^7 \text{ м}^3$, масса — $5,90 \cdot 10^7 \text{ т}$, суммарная активность — $4,75 \cdot 10^{15} \text{ Бк}$.

Хвостохранилище «Среднее» также предназначено для организованного складирования хвостов гидromеталлургического завода, а также получения осветленной (оборотной) воды для использования в технологическом процессе ГМЗ. В хвостохранилище происходит разделение пульпы на твердую и жидкую фазы. Объем хвостохранилища (полезный) составляет 11,7 млн м^3 . Площадь хвостохранилища — 1417 м^2 . На 01.09.2014 объем заполнения составил $5,15 \cdot 10^6 \text{ м}^3$, масса — $6,45 \cdot 10^6 \text{ т}$, суммарная активность — $4,3 \cdot 10^{14} \text{ Бк}$.

Основные радионуклиды, определяющие активность отходов в хвостохранилище, такие же, как и в «Верхнем»: уран и продукты его распада: ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb .

Таблица 2.21. Сбросы радионуклидов со сточными водами ПАО «ППГХО» и объемная активность радионуклидов в сбросных водах

Параметр	Годы	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb	²²⁶ Ra	²³⁰ Th	Сумма ПД У
Допустимый сброс, ГБк/год						25,9
Фактический сброс, ГБк/год	2010-2012	1,35-1,60	2,68-2,94	0,49-0,59	3,46-5,84	21,3-25,7
	2013	1,8	4,12	0,39	6,04	15,1
	2014	1,02	1,77	0,45	6,39	18,0
	2015	0,89	1,9	0,27	4,39	14,97
	2016	1,27	2,17	0,42	2,78	13,5
	2017	1,10	1,78	0,346	3,86	17,2
	2018	1,19	1,86	0,28	4,03	14,8
	2019	0,95	1,94	0,20	3,52	18,2
Объемная активность радионуклидов в смеси стоков, Бк/л (данные ППГХО)	2010-2012	0,11-0,12	0,21-0,24	0,05-0,39	0,27-0,46	1,21-1,75
	2013	0,14	0,30	0,029	0,45	1,14
	2014	0,08	0,14	0,035	0,51	1,42
	2015	0,075	0,16	0,023	0,38	1,28
	2016	0,11	0,19	0,037	0,244	1,19
	2017	0,10	0,17	0,03	0,36	1,6
	2018	0,11	0,17	0,026	0,38	1,38
	2019	0,09	0,19	0,02	0,35	1,34
УВ, Бк/л		0,11	0,20	0,49	0,65	3,0

Полигон «Огаркохранилище СКЦ» более 20 лет использовался для отходов кислотного цеха. Свое название получил по пиритным огаркам. Общий объем полигона — 8,4 млн м³, общая площадь — 1,55 млн м². Максимальная высота ограждающей дамбы 14,0 м. На полигоне (огаркохранилище) ППГХО за двадцать лет работы цеха по выпуску серной кислоты было накоплено более 4,5 млн т отходов, содержащих цветные и благородные металлы. Отходы бывших сернокислотных производств в настоящее время в России сосредоточены в 4 наиболее крупных хранилищах объемом более 1 млн т каждое. Хранилище ППГХО занимает 3-е место по объему отходов. С конца 30-х годов прошлого столетия в нашей стране решается задача использования пиритного сырья в качестве комплексного источника металлопродукции. Конкретные пути решения задач нацелены не только на использование пиритных огарков в качестве источника золота и другой металлопродукции, но и на полную ликвидацию пиритных огарков как источников экологического неблагополучия.

2.1.4.4. Дозы на население Забайкальского края и района расположения ППГХО

Отметим, что согласно результатам радиационно-гигиенического мониторинга средняя доза облучения населения за счет естественного и техногенно изменен-

Таблица 2.22. Оценка суммарной дозы существующего облучения населения от регионального фона на территории Забайкальского края [71]

Компонент дозы	Годовая доза, мЗв
Облучение от ^{40}K	0,17
Космическое излучение	0,40
Внешнее облучение	1,18
Облучение от ингаляции воздуха (радон)	7,38
Облучение от ингаляции природных радионуклидов с пылью	0,006
Потребление пищи	0,12
Потребление воды	0,12
Сумма (округленно)	9,38

ного фона на территории Забайкальского края составляла, например, в 2015 году 9,38 мЗв/год (таблица 2.22) [71].

При этом, как отмечают авторы, в связи с отсутствием представительных данных по мониторингу содержания радионуклидов в компонентах природной среды в контрольной точке зоны наблюдений ППГХО усредненные оценки дозы облучения населения на территории Забайкальского края могут рассматриваться в качестве регионального радиационного фона.

Основной вклад в эту дозу дает внутреннее облучение от радона за счет ингаляции воздуха (около 79 %), вклад внешнего облучения от поверхности почвы составляет около 13 %, космического излучения — 4 %, потребления продуктов питания и питьевой воды — менее 3 %. При этом надо понимать, что приведенные в таблице 2.22 данные являются расчетными по некоторым усредненным измеряемым параметрам радиационной обстановки. Мощность выборок по различным параметрам может быть существенно разной. Нас прежде всего будет интересовать загрязнение окружающей среды ураном и его дочерними продуктами. Согласно оценкам, приведенным в санитарно-гигиеническом паспорте, средняя концентрация радона в Забайкальском крае может быть получена, исходя из соотношения [99]: **для проживающих в домах с концентрацией радона 300 Бк/м³ при коэффициенте равновесия F = 0,4 доза облучения эквивалентна годовой эффективной дозе 10 мЗв.**

Мы здесь не будем вдаваться в оценку точности этого соотношения, заметив только, что новая публикация МКРЗ была подготовлена на основе новых экспериментальных данных и с учетом большой работы, проделанной специалистами при подготовке предыдущих соответствующих публикаций МКРЗ, таких как:

- публикация 65 по защите от радона-222 в жилых зданиях и на работе;
- публикация 101, часть 2, по оптимизации радиационной защиты;
- публикация 103;
- публикация 115 по риску рака легких от радона для облученных лиц и их потомства.

Исходя из приведенного выше соотношения, оцененной дозе в 7,38 мЗв будет соответствовать средняя концентрация ^{222}Rn в домах примерно 220 Бк/м³. При этом на открытом воздухе концентрация этого радиоактивного газа будет примерно на порядок ниже.

Таблица 2.23. Мощность амбиентного эквивалента дозы в 20-километровой зоне вокруг ПАО «ППГХО» в 2019 году

№ п/п	Место отбора проб	Значение МАЭД, мкЗв/ч
1	с. Соктуй — Милозан	
	№ 1 (въезд в населенный пункт)	0,18
	№ 2 (центр населенного пункта)	0,23
2	№ 3 (выезд из населенного пункта)	0,22
	пос. Целинный — ст. Урулонгуй	
	№ 1 (в районе переезда в населенном пункте)	0,18
3	№ 2 (центр населенного пункта)	0,17
	№ 3 (выезд из населенного пункта)	0,16
	Водохранилище — Краснокаменск	
4	№ 1 (правый берег)	0,23
	№ 2 (левый берег)	0,19
5	Хвостохранилище — пос. Октябрьский	
	№ 1 (въезд в пункт)	0,31
	№ 2 (центр пункта)	0,18
6	№ 3 (хвостохранилище)	0,86
	ст. Маргуцек	
	№ 1 (въезд в населенный пункт)	0,15
7	№ 2 (центр населенного пункта)	0,18
	№ 3 (выезд из населенного пункта)	0,16

В таблице 2.23 приведены результаты мониторинга МЭД в СЗЗ и ЗН ППГХО в 2019 году [100].

По данным стационарных наблюдений Забайкальского УГМС, среднегодовое значение МАЭД в 100-километровой зоне ППГХО в 2019 году составило 0,15 мкЗв/ч, что соответствует фоновому значению для территории Забайкалья (таблица 2.24). Максимальное значение МАЭД в 100-километровой зоне ППГХО составило в 2019 году 0,23 мкЗв/ч.

Таким образом, оценка дозы внешнего облучения для населенных пунктов, расположенных в зоне наблюдения ППГХО, может составлять от 1,2 до 2 мЗв/год.

Для оценки доз внутреннего облучения населения за счет перорального поступления рассмотрим данные по содержанию радионуклидов в продуктах питания.

В таблице 2.25 приведены результаты измерений удельной активности радионуклидов в пищевых продуктах, производимых в поселке Октябрьский (до выселения его жителей, завершившегося в 2014 году) и фоновом поселке Соктуй-Милозан, расположенном на расстоянии 30 км от ППГХО [74, 100].

Как следует из представленных в таблице 2.25 данных, содержание техногенных радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в местных пищевых продуктах обоих поселков одинаково и находится на уровне средних значений по России. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs

Таблица 2.24. Мощность амбиентного эквивалента дозы в 100-километровой зоне вокруг «ППГХО» в 2015-2019 годах, мкЗв/ч [75-79]

Пункт наблюдений		Александровский Завод	Борзя	Забайкальский	Кайластуй	Краснокаменск	Приаргунск	Забайкальский край
2015	ср.	0,12	—	0,12	0,12	0,15	0,13	0,13
	макс.	0,18	—	0,15	0,16	0,20	0,17	
2016	ср.	0,13	—	0,13	0,13	0,15	0,13	0,13
	макс.	0,22	—	0,16	0,21	0,21	0,19	
2017	ср.	0,14	0,13	0,13	0,14	0,17	0,14	0,14
	макс.	0,19	0,18	0,18	0,19	0,19	0,21	0,25
2018	ср.	0,13	0,15	0,14	0,13	0,17	0,13	0,14
	макс.	0,19	0,20	0,17	0,18	0,24	0,16	0,24
2019	ср.	0,14	0,15	0,15	0,14	0,17	0,13	0,14
	макс.	0,20	0,20	0,19	0,18	0,23	0,17	0,23

Таблица 2.25. Содержание радионуклидов в местных пищевых продуктах поселков Октябрьский и Соктуй

Место отбора проб	Объект исследования	Радионуклиды, Бк/кг (Бк/л)				
		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	⁴⁰ K	²¹⁰ Pb
пос. Октябрьский						
Местный выпас*	Молоко	0,01	0,04	0,11	50	0,8
Приусадебные хозяйства (проба № 1)	Свекла и морковь	0,06	0,04	0,04	65	0,28
	Картофель	0,08	0,06	0,02	140	0,13
	Капуста	0,11	0,06	0,06	60	0,30
Приусадебные хозяйства (проба № 2)	Картофель	0,11	0,09	0,05	170	0,42
	Свекла и морковь	0,11	0,06	0,02	80	0,14
	Помидоры	0,15	0,05	0,01	80	0,08
Водопровод	Питьевая вода	0,09	0,02	—	—	—
пос. Соктуй						
Приусадебные хозяйства*	Молоко	0,01	0,05	0,01	64	0,08
	Свекла и морковь	0,05	0,07	0,01	110	0,09
	Капуста	0,15	0,06	0,05	60	0,43
	Помидоры	0,21	0,07	0,01	100	0,07
	Картофель	0,10	0,07	0,01	190	0,08

* Результаты исследования объединенных проб.

в питьевой воде также соответствует средним для России уровням. Удельная активность ²²⁶Ra в продуктах, отобранных в поселке Октябрьский, была выше (в молоке в 5,5 раза), чем в пищевых продуктах, отобранных в пос. Соктуй.

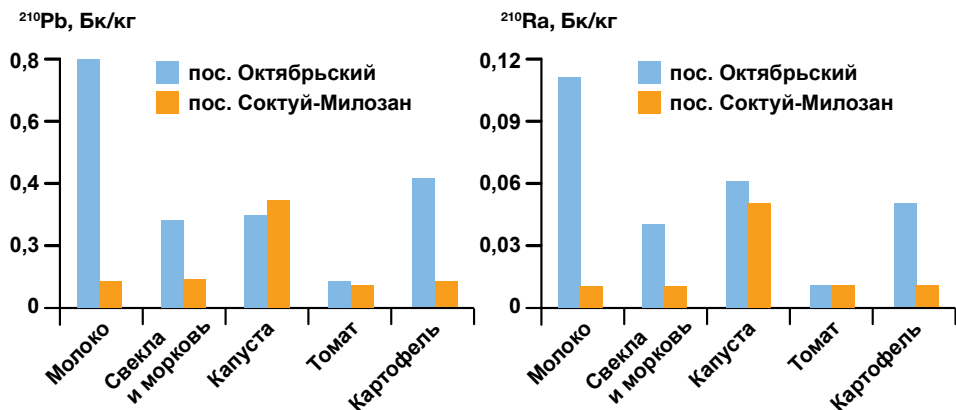


Рис. 2.26. Удельная активность ^{226}Ra и ^{210}Pb в местных пищевых продуктах

На рис. 2.26 представлены удельные активности ^{226}Ra и ^{210}Pb в местных пищевых продуктах из пос. Октябрьский (до выселения его жителей), расположенного на территории СЗЗ ППГХО, и фонового пос. Соктуй-Милозан [74].

Данные о содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в продуктах питания на территории Забайкальского края по данным радиационно-гигиенического мониторинга представлены в таблице 2.26. Поскольку ППГХО не загрязняет окружающую среду этими искусственными радионуклидами, данные, представленные в таблице 2.26, следует рассматривать в качестве показателей регионального фона.

Как следует из таблицы 2.26, содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в пищевых продуктах значительно ниже допустимых удельных активностей [101].

В таблице 2.27 [79] представлены удельные активности радионуклидов в продуктах питания, производимых в поселках, расположенных в районе ППГХО [79].

Результаты контроля пищевых продуктов на содержание радиоактивных веществ в 2015-2017 годах показали, что все из исследованных проб продукции на содержание радиоактивных веществ соответствуют санитарным нормам [79].

Таким образом, доза внутреннего облучения от потребления продуктов питания будет оставаться на уровне фоновых значений — 0,12 мЗв/год.

Таблица 2.26. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в продуктах питания на территории Забайкальского края, Бк/кг

Продукты питания	^{90}Sr	^{137}Cs
Молоко	0,13-0,18 (25)	0,19-0,25 (100)
Мясо	5,88-15,10	0,26-0,45 (200)
Рыба	0,34-0,58 (100)	1,17-1,90 (130)
Хлеб	0,15-0,19 (20)	0,45-0,62 (40)
Картофель	0,10-0,14	0,28-0,44 (80)

Примечание: в скобках приведены допустимые удельные активности радионуклидов; в группе пищевых продуктов содержание ^{90}Sr в мясе и картофеле не нормируется.

Таблица 2.27. Содержание радионуклидов в местных пищевых продуктах

Пищевой продукт	Удельная активность, Бк/кг(л)						
	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	²²⁸ Ra	²³⁵ U
Картофель	0,06-0,48	0,04-0,06	3,5-5,0	0,07-0,24	0,031-0,062	0,1-0,13	0,039-0,19
Корнеплоды	0,21-0,28	< 0,035	2,1-4,2	0,17-0,26	0,095	0,22	0,047-0,070
Мясо	0,14-1,2		5,9	0,14-1,5	0,58	0,51	0,042-0,22
Молоко	<0,016-0,22	<0,002-0,012	3,7	0,035-0,26	0,042	0,51	0,15
Рыба	<0,0013	<0,005	3,5	0,057-0,16	0,021-0,047	0,1	0,033
Грибы (сыр. вес)			4,1	0,10	0,032	0,095	0,062

Оценка дозовых нагрузок от штатных выбросов ППГХО

Оценка планируемого облучения населения. Оценка планируемого облучения населения в районе расположения ППГХО рассчитывалась на основе данных о допустимых выбросах объектов уранового горнорудного управления, гидromеталлургического завода и Краснокаменской ТЭЦ. Величины выбросов ППГХО представлены в таблицах 2.19 и 2.20. Расчеты производились по методам, изложенным в [5, 102], адаптированным к условиям выбросов ППГХО.

Содержание ²²²Rn в приземном воздухе вблизи урановых рудников, согласно расчетным оценкам, составляло 550 Бк/м³. На границе СЗЗ концентрация радона от выбросов ППГХО снижалась до 4,6 Бк/м³. Среднегодовые приземные объемные активности долгоживущих радионуклидов, обусловленные выбросами через вентрубы ППГХО, согласно расчетным оценкам, не превышали 4·10⁻⁴ Бк/м³.

Оценки максимальных значений загрязнения воздуха и плотности выпадений радионуклидов от выбросов ППГХО в 2016-2017 годах вблизи границы СЗЗ представлены в таблице 2.28.

При проведении оценок дозовых нагрузок учитывалось, что на промплощадках не разрешена иная хозяйственная деятельность, кроме работы по профилю предпри-

Таблица 2.28. Оценки максимальных значений загрязнения воздуха и плотности выпадений радионуклидов от выбросов ППГХО

Радионуклид	Объемная активность в воздухе, мБк/м ³	Плотность выпадений, Бк/м ² в год
⁴⁰ K	0,011	2,8
²¹⁰ Po	0,003	0,8
²²⁶ Ra	0,13	3,4
²³⁰ Th	0,003	0,8
²³² Th	0,003	0,8
²³⁴ U	0,11	2,9
²³⁵ U	0,006	1,4
²³⁸ U	0,11	2,9



Рис. 2.27. Распределение фактора безопасности от выбросов ППГХО

тия. На них может находиться только персонал категорий А и Б и только в рабочее время. В санитарно-защитной зоне объединения не разрешается постоянное проживание людей, нет сельскохозяйственной деятельности, но допускается временное пребывание населения. Для расчетов принято, что человек на территории санитарно-защитной зоны может находиться не более 180 суток в году. Дозовые нагрузки на промплощадках и в санитарно-защитной зоне оценивали для следующих путей облучения: внешнего — от облака выброса и отложений на почве, внутреннего — от ингаляции. За пределами санитарно-защитной зоны дополнительно учитывали вклад пищевых цепочек в формирование дозы облучения населения. В связи с выселением жителей из поселка Октябрьский их дозовые нагрузки после 2014 года не оценивали.

Что же касается более раннего периода, то в формировании доз населения пос. Октябрьский преобладали дозы внутреннего облучения от ингаляции ^{222}Rn (ситуация существующего облучения). При средней концентрации ^{222}Rn в жилых помещениях $6000 \text{ Бк}/\text{м}^3$ и времени нахождения в них примерно в течение 18 ч величина этой дозы может быть оценена в $150 \text{ мЗв}/\text{год}$.

Радиационная обстановка, формируемая всеми контролируемыми источниками выбросов ППГХО, определяется значениями суммарного фактора безопасности на местности, равного отношению годовой дозы облучения к допустимому пределу дозы, показанными на рис. 2.27.

Поскольку для населения допустимый предел дополнительной дозы, обусловленной выбросами объектов, использующих источники ионизирующего излучения, составляет $1 \text{ мЗв}/\text{год}$, то за пределами промплощадок величина фактора безопасно-

Таблица 2.29. Оценки дозы облучения населения от выбросов ППГХО в 2016-2019 годах вблизи границы СЗЗ

Путь облучения	Доза, мкЗв/год	Вклад в суммарную дозу, %
Облучение от облака	0,002	0,0011
Облучение от почвы	0,005	0,002
Ингаляция воздуха	184	94,34
Потребление продуктов	11	5,65
Сумма	195	100

сти численно совпадает с дозой облучения населения, выраженной в мЗв/год. Его распределение носит пространственно неоднородный пятнистый характер с локальными максимумами вблизи объектов уранового горнорудного управления, не превышающими величины 0,55.

Оценки дозы облучения населения вблизи границы СЗЗ с максимальными расчетными уровнями потенциального загрязнения от выбросов ППГХО в 2016-2019 годах представлены в таблице 2.29.

Основной вклад в планируемую дозу от техногенных радионуклидов вносит ингаляция ^{222}Rn и короткоживущих дочерних продуктов его распада (около 94 %). Суммарная максимальная доза облучения населения вблизи границы СЗЗ от выбросов ППГХО в 2016-2019 годах приближенно оценивается в 0,2 мЗв/год, что в 5 раз ниже допустимого предела дозы.

Оценка среднегодовой дозы облучения населения Краснокаменска приведена в таблице 2.30 [79].

Среднегодовая эффективная доза облучения населения естественными радионуклидами по всем путям воздействия составляет 4,8 мЗв, что почти в 2 раза ниже регионального фона. Более половины дозы формируется в результате ингаляционного поступления радона и продуктов его распада при нахождении в помещениях. При этом оценка дозы от ингаляции радона для жителей Краснокаменска в 3 раза ниже по сравнению с региональным фоном для Забайкальского края. Вероятно, такие различия в оценках дозы связаны с использованием разными авторами разных массивов данных о содержании радона в приземном воздухе. Необходимо проведение дальнейших дополнительных исследований по уточнению оценки дозы суще-

Таблица 2.30. Среднегодовые дозы облучения населения Краснокаменска

Путь облучения	Среднегодовая доза, мЗв
Внешнее облучение на открытой местности	0,3
Внешнее облучение в помещении	1,3
Ингаляционное поступление радона и продуктов его распада в жилых помещениях	2,5
Потребление пищевых продуктов	0,4
Потребление питьевой воды	0,3
Всего	4,8

Таблица 2.31. Оценка дозы облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения в 2016-2018 годах [70]

Показатели	2016	2017	2018
Среднее значение годовой эффективной дозы за счет внешнего и внутреннего облучения, мЗв/год	3,13	3,61	4,17
В том числе:			
среднее значение годовой эффективной дозы за счет внешнего облучения, мЗв/год	1,0	0,92	0,94
доля внешнего облучения, %	31,9	33,5	22,5
среднее значение годовой эффективной дозы за счет внутреннего облучения, мЗв/год	2,13	2,69	3,23
доля внутреннего облучения, %	68,0	74,5	77,45
среднее значение дозы внутреннего облучения за счет радона, мЗв/год	1,43	1,98	2,53
доля облучения за счет ингаляционного поступления радона, %	45,7	54,8	60,7
среднее значение дозы внутреннего облучения за счет потребления питьевой воды, мЗв/год	0,01	0,01	0,01

ствующего облучения населения радоном и другими природными радионуклидами в регионе ППГХО.

В таблице 2.31 [70] приведены значения среднегодовой эффективной дозы облучения населения в регионе ППГХО за счет природных источников ионизирующего излучения в 2016-2018 годах по данным [78]. Суммарная эффективная годовая доза облучения населения за счет основных источников природного облучения в 2018 году составляла 4,17 мЗв/год, при этом основной вклад в суммарную эффективную дозу вносило внутреннее облучение (77,45 %), а именно внутреннее облучение населения за счет ингаляционного поступления радона и его дочерних продуктов распада (60,7 %). Доля внешнего облучения в структуре годовой эффективной дозы составляет 22,5 %. Оценки дозы, представленные в таблице 2.31 [70], в 1,2-1,5 раза ниже по сравнению с оценками [78] и в 2-3 раза ниже значения регионального фона для населения Забайкальского края [71].

В большинстве исследованных помещений (общим числом 117), как связанных с добычей и обработкой урана, так и вспомогательных производств, основной вклад в среднегодовую эффективную дозу дает ингаляционное поступление радона и его дочерних радионуклидов (70-99 %). Только в 5 помещениях ГМЗ вклад в дозу от радона составляет менее 50 % [103].

Таким образом, результаты оценки дозы от существующего облучения показывают, что современная деятельность ППГХО в радиационном плане не оказывает существенного прямого влияния на формирование дозовых нагрузок на население по сравнению с региональным фоном. Вместе с тем существуют значительные различия в оценках дозы облучения населения в регионе ППГХО в работах различных авторов, а также по сравнению с оценками величины регионального фона для населения Забайкальского края. Недостаточность данных мониторинга радиационной обстановки в регионе ППГХО и в контрольной точке не позволяет в настоящее время

мя достаточно надежно оценить вклад деятельности ППГХО в дозовые нагрузки на население.

2.1.4.5. Оценка дозы облучения биоты

Оценки дозы на биоту в регионе ППГХО производились по методам [104-108]. При проведении расчетов были использованы данные радиационного мониторинга окружающей среды в регионе расположения ППГХО [43-60].

Принимая во внимание специфические особенности флоры и фауны исследуемого региона, его эколого-географические характеристики и рекомендации МКРЗ, в качестве референтных видов для оценки воздействия ППГХО на биоту были выбраны: растения — овсяница луговая (*Festuca pratensis* — травянистое растение), животные — большая полевка (*Microtus fortis Buchner* — мелкое млекопитающее), дождевой червь (*Nicodrilus caliginosus* — кольчатый червь).

Расчет дозовых нагрузок на референтные виды организмов проводились с использованием коэффициентов, представленных в [104]. Результаты оценки дозы существующего облучения наземных организмов, обусловленного функционированием ППГХО, представлены в таблице 2.32.

Согласно расчетным оценкам, мощность дозы облучения мыши в 55 раз ниже порога появления радиационных эффектов у млекопитающих (1 мГр/сут), мощности дозы облучения беспозвоночных почвы (дождевой червь) и травы еще ниже величины БУОБ (10 мГр/сут) — соответственно в 1500 и 440 раз. Основной вклад в формирование дозы для большинства референтных видов дает ²²⁶Ra. Преобладающим является внутреннее облучение. Вместе с тем для норных животных существенным источником облучения является ингаляция радона. В отсутствие данных измерений по содержанию радона в почвенном воздухе корректно провести оценку доз для этих видов биоты затруднительно.

Дозы облучения водной биоты рассчитывали для нескольких водных объектов в районе расположения ППГХО: карьера ПГС-2, резервного водохранилища, системы Умыкеевских озер и озера Ланцово. В качестве референтных были выбраны организмы с разными типами обитания и накопления радионуклидов: моллюск (*Unio pictorum*), бентическая рыба (*Cyprinus carpio*), водные личинки насекомых, зоопланктон (*Daphnia pulex*).

Таблица 2.32. Оценка мощности дозы облучения референтных организмов наземной биоты от естественных радионуклидов вблизи рудника № 6 ППГХО, мкГр/сут

Референтный организм	Мощность дозы облучения				
	внешнего	внутреннего (без радона)	от радона	суммарная	БУОБ
Мышь полевка	1,0	9,8	7,2	18,0	1000
Дождевой червь	1,6	5,2	—	6,8	10000
Трава	0,6	22,1	—	22,7	10000

Примечание: при оценке дозы внутреннего облучения биоты от α -излучателей принят взвешивающий коэффициент 10.

Таблица 2.33. Мощности поглощенной дозы хронического облучения референтных организмов водной биоты в загрязненных водных объектах в районе расположения ПАО «ППГХО», мГр/сут

Референтный объект биоты	Карьер ПГС-2	Водохранилище резервное	Умыкейские озера	оз. Ланцово	БУОБ
Рыба (бентическая)	0,01	0,01	0,01	0,01	1
Насекомые (водные личинки)	0,01	0,01	0,01	0,01	10
Моллюски	0,26	0,19	0,22	0,23	10
Зоопланктон	0,08	0,13	0,15	0,15	10

Расчетные мощности поглощенной дозы для водной биоты, обитающей в радиационно загрязненных водоемах в районе расположения ППГХО, представлены в таблице 2.33.

Наибольший вклад в поглощенную дозу у этих референтных организмов (моллюски и зоопланктон) вносит ^{210}Po — около 73 %, вклад ^{230}Th — около 17 %. Мощности дозы облучения рыбы (0,01 мГр/сут) в 100 раз ниже БУОБ и значительно ниже облучения моллюсков. Для рыб наиболее значительный вклад в поглощенную дозу облучения дает ^{226}Ra — 56 %, вклад ^{230}Th — 23 %, ^{210}Po — 16 % (рис. 2.28).

Максимальные уровни мощности поглощенной дозы характерны для водных беспозвоночных: мощности дозы облучения моллюска составляют 0,23-0,26 мГр/сут; зоопланктона — 0,13-0,15 мГр/сут, что много меньше величины БУОБ для этих организмов (10 мГр/сут).

С учетом коэффициента качества α -излучателей (в данном случае ^{210}Po , ^{238}U , ^{230}Th), принимаемого равным 10, доза облучения референтных организмов водной биоты возрастает для рыб в 4-6 раз (0,04-0,06 мГр/сут), для моллюсков — почти в 10 раз (1,88-2,52 мГр/сут), для зоопланктона — в 5-10 раз (0,67-0,80 мГр/сут), для водных личинок — в 6-8 раз (0,06-0,08 мГр/сут), однако остается существенно ниже БУОБ.

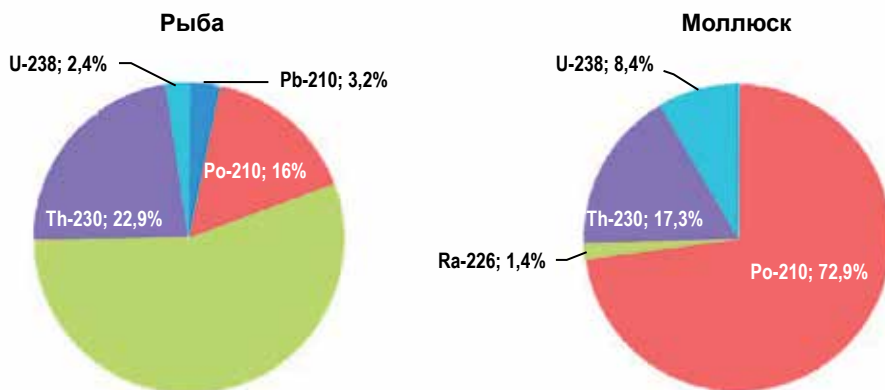


Рис. 2.28. Относительные вклады отдельных радионуклидов в дозу облучения моллюсков и рыбы, обитающих в загрязненных радионуклидами водных объектах в районе расположения ПАО «ППГХО»

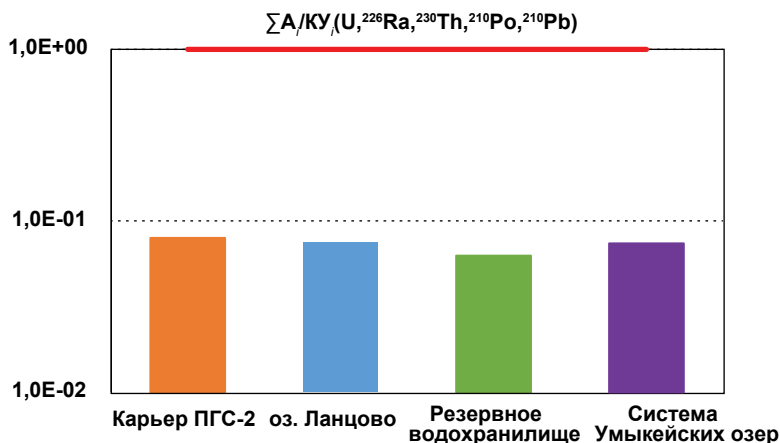


Рис. 2.29. Суммарный индекс загрязнения водных объектов в районе ППГХО по экологическому критерию

На рис. 2.29 представлены консервативные оценки индексов загрязнения водных объектов в зоне потенциального влияния ППГХО суммой радионуклидов (${}^{210}\text{Po}$, ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^{226}\text{Ra}$, ${}^{230}\text{Th}$, ${}^{238}\text{U}$), рассчитанные по экологическому критерию в соответствии с рекомендациями Росгидромета Минприроды России [109] по данным мониторинга. В соответствии с представленными оценками современные индексы загрязнения воды в водных объектах суммой радионуклидов, характерных для региона ППГХО, ниже контрольных уровней по экологическому критерию примерно на порядок, т. е. удовлетворяют условиям обеспечения радиационной безопасности водной биоты.

В целом уровни облучения референтных организмов биоты на наиболее загрязненных участках территории в регионе ППГХО не превышают пороговых уровней появления детерминированных эффектов ионизирующей радиации. За пределами СЗЗ ППГХО мощности дозы облучения организмов биоты не отличаются от фоновых уровней.

Таким образом, в регионе размещения ППГХО не ожидается появления радиационных эффектов, способных повлиять на жизнеспособность, репродуктивность и продолжительность жизни исследованных референтных видов как наземной, так и водной биоты.

2.1.4.6. Модельные оценки радиоэкологической ситуации в настоящее время и на отдаленный период

Мощное техногенное воздействие на геологическую среду в рассматриваемом регионе привело к коренной перестройке исторически сложившегося водообмена между гидрогеологическими подразделениями, зоной аэрации и поверхностным стоком. В результате произошло изменение гидродинамического и гидрохимического режимов подземных вод, сформировались постоянные водотоки, образовались области заболоченности.

Подъем уровней подземных вод на разных участках территории варьировал от первых метров до 35-40 м, что было зафиксировано почти всеми наблюдательными

скважинами. Основными областями подтопления являются осевые части Умыкеевской котловины и падей Сухой Урулунгуи, Талан-Гозогор, Широндукуи, Безымянная и др. [22].

Начиная с конца 1990-х годов и до настоящего времени наблюдается относительная стабилизация уровней. Их колебания предположительно происходят в основном из-за разных годовых объемов водопоступления и водоотведения на объектах.

В перспективе определенную озабоченность вызывают накопившиеся в хвостохранилищах радиоактивные и химические вещества.

В 2015 году специалистами организации «Гидроспецгеология» была разработана численная геофильтрационная и геомиграционная модель территории ОАО «ППГХО» [7].

Геологическое строение территории условно разделено на 4 слоя по проницаемости горных пород. Схематическое разделение на слои представлено на рис. 2.30. К первому слою относятся наиболее проницаемые отложения четвертичной системы, представленные в основном песчаными и песчано-гравийными образованиями и распространенными преимущественно по долинам падей, руслам ручьев и рек; ко второму — относительно слабопроницаемые отложения четвертичной системы, представленные в основном глинами и суглинками и распространенные преимущественно под аллювиальными отложениями в небольших падах, по бортам пади Сухой Урулунгуи и в долине Умыкеевских озер; к слою 3 были отнесены отложения древней коры выветривания (edMZ-KZ), представленные древесно-щепнистым материалом с супесчаным или глинистым заполнителем, суглинками и глинами и распространенные повсеместно; к слою 4 отнесены докайнозойские породы, представленные осадочными, эффузивными, интрузивными и эффузивно-осадочными образованиями и распространенные повсеместно (PR-MZ).

Пространственная структура геофильтрационного потока на изучаемой территории рассматривалась авторами как трехмерная: поток подземных вод распространяется как в плане — от водоразделов к дренам, так и в разрезе.

Преимущественно плановое движение потока подземных вод происходит по хорошо проницаемым аллювиальным отложениям, которые приурочены к падам с существующими и временными водотоками. Потоки из небольших падей второго порядка, таких как Талан-Гозогор, Безымянная, Тулукуи, Широндукуи и др., разгружаются в падь первого порядка — Сухой Урулунгуи, и далее происходит общее движение потока в северо-восточном направлении, вдоль долины реки Урулунгуи и водозабора, где мощность хорошо проницаемых отложений максимальна и составляет порядка 60 м, а поток частично перехватывается водозаборными скважинами.

Вертикальное движение геофильтрационного потока на рассматриваемой территории носит подчиненное значение и происходит как в хорошо проницаемых аллювиальных отложениях, где его скорость вероятнее всего значительно ниже горизонтального движения, так и в более слабопроницаемых глинистых отложениях, коре выветривания и коренных породах.

Моделируемой территорией в работе [22] является вся Восточно-Урулунгуевская депрессия, в пределах которой находится производственный комплекс. Кроме упомянутого артезианского бассейна в модель также включены два малых водосборных бассейна: находящаяся на юго-западе Умыкеевская бессточная котловина и находящийся на западе водосборный бассейн, питающий реку Уртуи. Размеры ге-

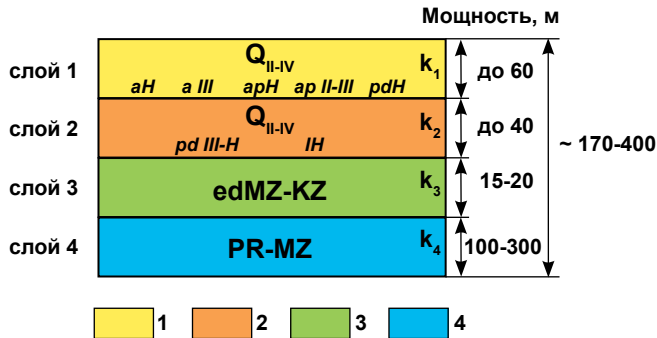


Рис. 2.30. Схематическое разделение территории моделирования на 4 слоя: 1 – наиболее проницаемые отложения четвертичной системы (слой 1); 2 – относительно слабопроницаемые отложения четвертичной системы (слой 2); 3 – отложения древней коры выветривания (edMZ-KZ) (слой 3); 4 – докайнозойские отложения (PR-MZ) (слой 4)

Примечание: k_1 — k_4 — коэффициенты фильтрации модельных слоев 1, 2, 3 и 4, заданные по данным ОФР и уточняемые в процессе калибровки модели [22].

ологической модели в плане составляют около 122×56 км. Площадь модели равняется 4283 км^2 . Суммарная мощность модельных слоев изменяется от 170 до 400 м.

Основными источниками питания геофильтрационного потока в модели являются инфильтрационное питание, а также утечки воды из ряда техногенных и природных водоемов, в частности Умыкейской системы озер, резервного водохранилища, гидрозолоотвала ТЭЦ, «Верхнего» и «Среднего» хвостохранилищ, огаркохранилища, заданных на модели отдельными калибруемыми параметрами, и ряда других второстепенных водоемов и водотоков, заданных едиными калибровочными параметрами.

В настоящее время разгрузка геофильтрационного потока в основном происходит в результате эвапотранспирации (критическая глубина уровня 3 м), а также работы водозаборных скважин Восточно-Урулюнгуйского водозабора и водоотбора на Уругуйском буроугольном разрезе и в шахтах Стрельцовского рудного поля.

Геофильтрационная модель была откалибрована авторами [22] по данным замеров уровней в скважинах. Геофильтрационный поток имеет сложную пространственную структуру и направлен от водоразделов к водоемам и водотокам. В области расположения водопонизительных систем Уругуйского буроугольного разреза и Стрельцовского рудного поля наблюдаются значительные депрессионные воронки. Куполы растекания, образовавшиеся вследствие фильтрационных потерь из технологических водоемов, наблюдаются в местах расположения гидрозолоотвала ТЭЦ и хвостохранилища «Верхнее».

На основе разработанной геофильтрационной модели была создана геомиграционная модель, позволяющая построить современные и прогнозные (на 100 лет вперед) модельные ореолы сульфат-иона как вещества, обладающего наибольшей миграционной способностью, и урана.

Современный модельный ореол общего урана хорошо визуально разделяется по источникам загрязнения (рис. 2.31).

При моделировании общего урана для соответствия модельных и натуральных ореолов подбиралось значение K_d , которое по результатам моделирования состави-

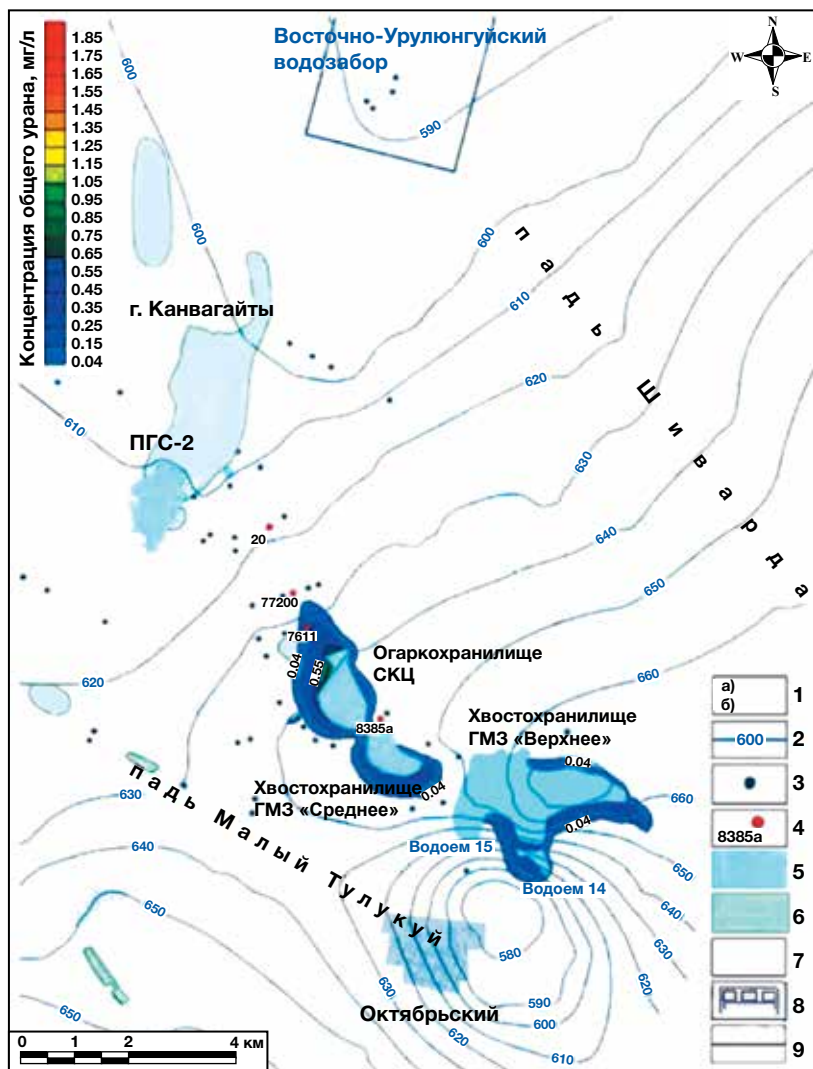


Рис. 2.31. Эпигнозный модельный ореол общего урана на 2014 год [22]: 1 – изолинии рельефа с шагом 25 м: а) – основные, б) – дополнительные; 2 – модельные гидроизогипсы с шагом 10 м; 3 – наблюдательные скважины; 4 – наблюдательные скважины, использовавшиеся для верификации модельных данных; 5 – водоемы; 6 – заболоченности; 7 – водотоки; 8 – контуры населенных пунктов, городские кварталы, отдельные строения; 9 – границы водозабора

ло $5 \cdot 10^{-4}$ м³/кг, что не противоречило фоновой информации [22]. В качестве нижней границы концентрации $U_{\text{общ}}$ для модельных ореолов принималось фоновое значение 0,04 мг/л (1 Бк/л).

Оценка соответствия результатов моделирования и натурных данных приведена на рис. 2.32 [22].

Ореол от огаркохранилища СКЦ вытянут в направлении потока подземных вод вдоль центральной части пади Широндукуй. Область миграции ореола вниз по по-

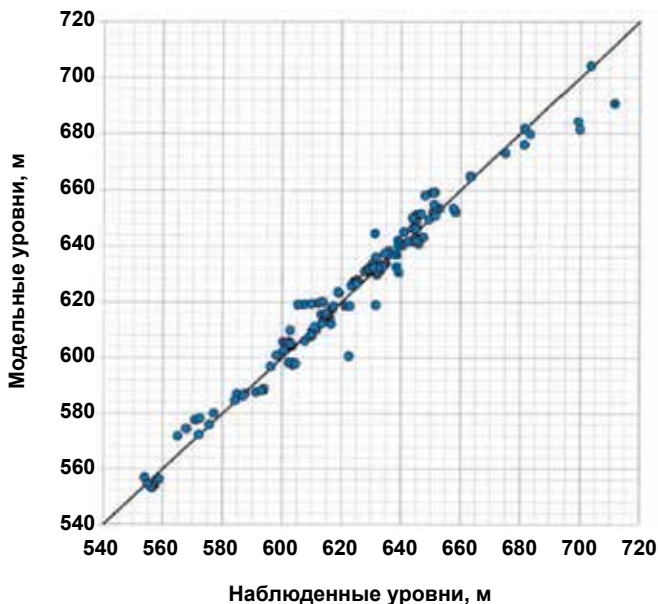


Рис. 2.32. Диаграмма сопоставления модельных и натуральных уровней для территории размещения ПАО «ППГХО» [22]

току имеет протяженность около 1,1 км (на 2014 год). Ореолы общего урана от хвостохранилищ «Верхнее» и «Среднее» вытянуты в направлении депрессионной воронки. Их продольные размеры составляют 750 м и 350 м соответственно.

В качестве оценки эффективности возможных реабилитационных мероприятий на модели задавалась полная ликвидация каскада технологических водоемов в пади Широндукуй и оценивалась деградация ореолов, сформировавшихся в настоящее время. Прогнозный ореол рассчитывался на 2114 год (рис. 2.33).

Основной вклад в формирование ореола загрязнения, распространяющегося вниз по потоку, согласно результатам моделирования, принадлежит огаркохранилищу СКЦ, замыкающему каскад моделируемых водоемов. Поток от него практически не подвержен влиянию депрессионной воронки и в полном объеме участвует в формировании ореола, направленного в низовья пади.

Результаты моделирования показывают, что на протяжении последующих 100 лет стабилизации ореола общего урана не произойдет.

Прогнозный модельный ореол, также как и эпигнозный ореол, имеет вытянутую форму и направлен вниз по потоку, вдоль центральной части пади Широндукуй в направлении заболоченной области северо-восточнее ПГС-2. Протяженность ореола за 100 лет увеличивается и будет составлять около 3,8 км от огаркохранилища СКЦ. От хвостохранилищ «Среднее» и «Верхнее» прогнозные ореолы увеличатся до 1,3 км и 1,2 км соответственно.

Максимальные концентрации ореола могут наблюдаться около огаркохранилища СКЦ и составлять около 0,7 мг/л. Вблизи хвостохранилища «Среднее» максимальные концентрации могут составлять 0,4 мг/л, около хвостохранилища «Верхнее» — около 0,5 мг/л [22].

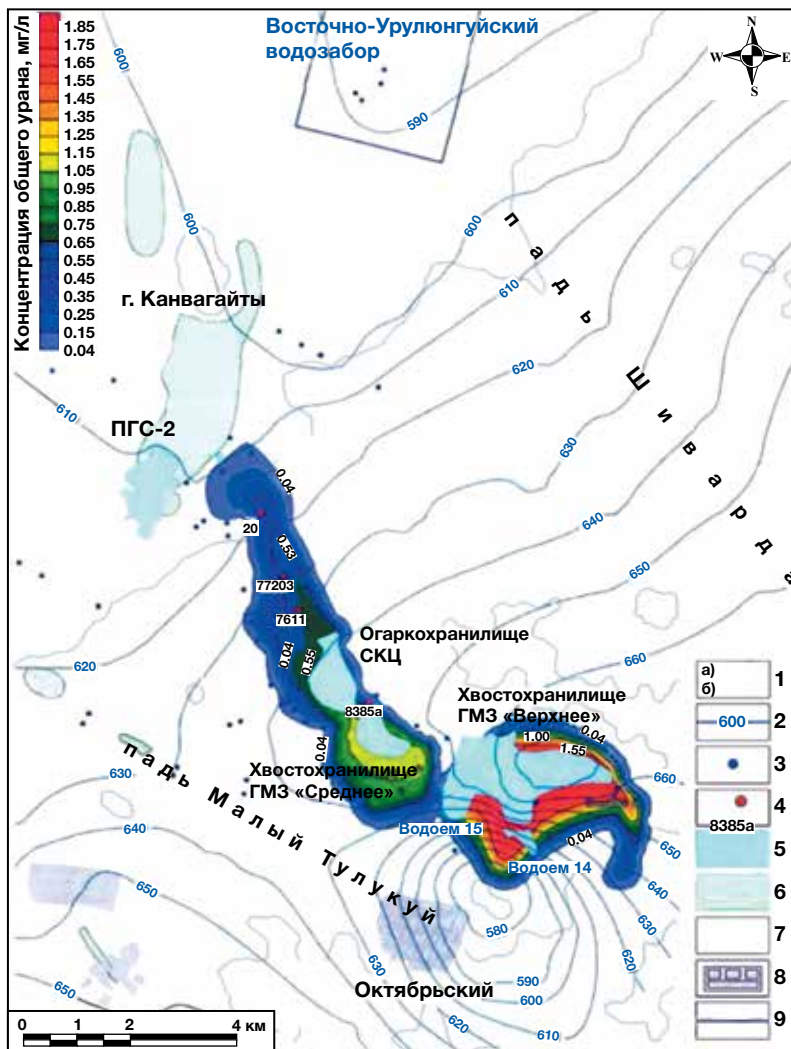


Рис. 2.33. Прогнозный модельный ореол общего урана на 2114 год [22]: 1 – изолинии рельефа с шагом 25 м: а) – основные, б) – дополнительные; 2 – модельные гидроизогипсы с шагом 10 м; 3 – наблюдательные скважины; 4 – наблюдательные скважины, использовавшиеся для верификации модельных данных; 5 – водоемы; 6 – заболоченности; 7 – водотоки; 8 – контуры населенных пунктов, городские кварталы, отдельные строения; 9 – границы водозабора

2.1.4.7. Оценка возможных долговременных последствий от радиоактивного загрязнения в районе размещения хвостохранилищ

На площадке размещения хвостохранилищ ППХО отмечается самая высокая скорость подземных вод, разгрузка которых происходит в подземный резервуар, являющийся источником водоснабжения города с современной численностью населения около 60 тыс. человек. При прекращении добычи урана и сохранении населения в Краснокаменске не исключается попадание изотопов урана из подземных

вод в питьевую воду. Консервативную оценку возможных доз облучения населения при отсутствии каких-либо предупредительных мероприятий по обеспечению населения питьевой водой выполнили специалисты ИБРАЭ [110].

На основе анализа литературных значений миграционных коэффициентов были оценены реалистичные значения для моделирования миграции в барьерном материале уплотненного суглинка. Глубина подстилающего суглинка 1,1 м, активная пористость 0,2, объемная плотность 1600 кг/м³. Величина инфильтрационного питания задана 0,003 м/год. Значение K_d для зоны аэрации составило $1 \cdot 10^{-3}$ м³/кг.

Максимальная концентрация радионуклидов (прежде всего изотопов урана) достигается в подземных водах, достигающих ареала современного водозабора во второй половине 3-го тысячелетия после консервации хвостохранилищ с современным запасом радиоактивных веществ. Время достижения пика до водозаборного горизонта по оценкам, выполненным в ИБРАЭ, составляет 2750 лет. При этом концентрация изотопов урана за счет сорбции в зоне аэрации снизится по сравнению с концентрацией растворенного урана в хвостохранилище примерно на 5 порядков величины и не будет представлять угроз для здоровья местного населения.

Дополнительные дозы облучения за счет рассматриваемого техногенного фактора на население оценивались исходя из консервативных предположений об использовании в качестве питьевой воды исключительно воды из загрязненного водоисточника в течение всей жизни человека (для референтного человека 100 лет). Оценка дополнительной эффективной дозы за жизнь составила около 4 мкЗв.

2.1.4.8. Некоторые штрихи к радиоэкологическому портрету

В земной коре кларк урана 2,3 мг/кг [111]. В почвах мира содержание урана варьирует от 0,7 до 10,7 мг/кг [112]. В отечественных документах содержание урана в почвах не нормируется²³. В Германии предельно допустимое содержание урана в почвах принято 5 мг/кг [113]. При изучении содержания урана в почвах США установлено, что различия связаны не столько с типом почв, сколько с гранулометрическим составом: в легких почвах его количество снижается до 0,3 мг/кг, в тяжелых возрастает до 10,7 мг/кг [114]. Концентрация урана в некоторых сортах угля превышает 20 мг/кг, после его сжигания количество U в золе возрастает в 5-10 раз. Еще выше содержание урана в горючих сланцах. Очень высокие концентрации до 100 мг U/кг связывают с техногенным загрязнением почв [115].

Массовая добыча урановых руд и их переработка может повлечь за собой экологические проблемы [116]. В результате поисковых работ и добычи огромные объемы урансодержащих пород извлекаются из недр и складываются в виде отвалов, а также за счет многочисленных просыпей увеличивают концентрацию элемента в верхних почвенных слоях. На территории ППГХО, как показано выше, концентрация урана в поверхностном слое почвы увеличилась за период эксплуатации рудников в несколько раз. Такое увеличение концентраций урана в почвах сегодня рассматривается как негативный фактор из-за токсичности и радиоактивности этого элемента. При определении реальной опасности от загрязнения природных сред

²³ В России для элементов без ПДК/ОДК используют эмпирический критерий ПДК = 4·Фон [111].

ураном рассматриваются возможности закрепления антропогенного U на природных и искусственных геохимических барьерах. Создание искусственных восстановительных барьеров для урана основывается на двух предпосылках: стимуляции инсинтных металл-редуцирующих бактерий или внесении сильных минеральных редуцтантов, например железа в низкой валентности [116].

С другой стороны, нельзя не отметить и тот факт, что территории с повышенным содержанием в природных средах урана и продуктов его распада человек обустроивает последние 100 лет в крупные бальнеологические курорты, позиционируя их как оазисы здоровья. Конечно, для таких территорий помимо обустроенности большое значение имеют и климатические условия.

Для экологов значение имеет и то обстоятельство, что отработанные открытые рудники после затопления становятся источниками загрязнения ураном грунтовых и подземных вод, а в случае их высыхания — источником дополнительного загрязнения атмосферы.

Применительно к площадке ППГХО отметим, что территория промышленного использования имеет неравномерный характер по уровням концентрации урана в верхнем слое почвы с широким диапазоном значений. Система радиационного мониторинга на площадке должна учитывать ее особенности. На наш взгляд, эта система с учетом новых требований, предъявляемых к охране окружающей среды, требует модернизации.

В отличие от других этапов ЯТЦ радиоактивные выбросы при добыче урана происходят не только в локальных точках, но также из распределенных в пространстве источников. Это значительно затрудняет мониторинг и количественную оценку поступления радионуклидов в окружающую среду. Другими характерными особенностями добычи урана являются длительные во времени выделения радона, а также значительное количество отходов, являющихся источником радиоактивного загрязнения окружающей среды. Твердые отходы уранодобывающей промышленности формируются отвалами отработанных руд, а также хвостов радиационной сортировки и обогащения руды. Основная масса твердых отходов ГМЗ содержится в хвостохранилищах, в которых остается около 70 % первоначальной активности руды. Добыча урановой руды приводит к наибольшей доле нарушенных земель по сравнению с другими производствами ЯТЦ. В связи со сложным строением рудных тел при их разработке происходит значительное снижение содержания полезного компонента, что ведет к высокому выходу пустой породы и забалансовых руд [117]. Отвалы, ими формируемые, являются одним из главных факторов геохимического воздействия на окружающую среду при добыче урана. При ведении горных работ непосредственному воздействию подвергаются сами недра. Кроме того, техногенному воздействию подвергаются биологические и эрозийные характеристики почвы, происходит деградация растительного покрова. Практически все горные работы сопровождаются пылеобразованием. Источниками образования пыли также являются пылящие поверхности карьеров и отвалов. Отметим, что антропогенные нарушения рельефа характерны не только для добычи урана, но и для других видов деятельности горнодобывающей промышленности, например для добычи угля [118].

Факторы воздействия добычи и переработки урановой руды на природную флору и фауну определяются спецификой производства на уранодобывающих предприятиях и имеют как радиационные, так и нерадиационные компоненты. Радиационное воздействие вблизи рудников, карьеров, гидрометаллургических заводов и хвостохрани-

лиц обусловлено повышенным содержанием естественных радионуклидов в почве, воде, приземном воздухе [119, 120]. Химическое воздействие связано с токсическими свойствами естественного урана как тяжелого химического элемента, токсичностью примесей, содержащихся в урановых рудах и продуктах их переработки, а также токсичностью химических реагентов, применяемых при переработке и обогащении урановых руд [121]. Учитывая воздействие добычи урана как на радиоактивное, так и на химическое загрязнение окружающей среды, представляется необходимым комплексный экологический мониторинг в районах расположения уранодобывающих предприятий с целью сохранения естественных экосистем и недопущения поступления токсических веществ в пищу человека при ведении сельского хозяйства и использовании природных пищевых продуктов.

Основными источниками техногенного загрязнения территории ППГХО радионуклидами ряда природного урана являются отвалы забалансовых руд, хвостохранилища ГМЗ, центральный рудный двор, просыпи рудной массы вдоль автодорог, аварийные проливы урансодержащей пульпы «хвостов» ГМЗ. Загрязнение территории формируется дочерними радионуклидами от распада естественного урана и ^{226}Ra . Площадь загрязненных ^{226}Ra и естественным ураном территорий на ППГХО по состоянию на конец 2018 года составила 8755,1 км². В санитарно-защитной зоне вокруг надшахтных зданий, на породных отвалах и вокруг них, на хвостохранилищах ГМЗ, на участках пролива пульпы и просыпей вдоль технологических дорог величина МАЭД колеблется от 0,3 до 23,6 мкЗв/ч [70].

Среднегодовое значение МАЭД в 100-километровой зоне ППГХО в 2019 году составило 0,15 мкЗв/ч, что соответствует фоновому значению для территории Забайкалья.

Дозы планируемого облучения населения вблизи границы СЗЗ с максимальными расчетными уровнями потенциального загрязнения от выбросов ППГХО оцениваются в 0,2 мЗв/год, что в 5 раз ниже допустимого предела дозы. Основной вклад в эту дозу вносит ингаляция ^{222}Rn и короткоживущих дочерних продуктов его распада (около 94 %).

Результаты оценки дозы от существующего облучения показывают, что современная деятельность ППГХО не оказывает существенного влияния на формирование дозовых нагрузок на население по сравнению с региональным фоном. Согласно расчетным оценкам, уровни облучения референтных организмов биоты в наиболее загрязненных биотопах в районе расположения ППГХО ниже пороговых уровней появления детерминированных эффектов ионизирующей радиации. За пределами СЗЗ ППГХО мощности дозы облучения организмов биоты не отличаются от фоновых уровней. В целом анализ радиоэкологической обстановки позволяет сделать вывод о том, что дозы облучения населения и биоты в районе расположения Приаргунского ПГХО в штатных условиях его эксплуатации не превышают гигиенические нормативы и экологические критерии обеспечения радиационной безопасности для населения и объектов окружающей среды.

Список использованных источников к подразделу 2.1

1. Электронный ресурс. URL: <http://www.priargunsky.armz.ru/>.
2. *Пятов Е. А.* Стране был нужен уран: история геологоразведочных работ на уран в СССР / Под ред. Г. А. Машковцева. — М.: РИС ВИМС, 2005. — 246 с. : ил., портр., табл.; 30 см.; ISBN 5-901837-11-8.
3. *Авдеев Б. В., Губкин Г. Н., Игошин Ю. А., Ишукова Л. П., Макушин М. Ф., Попова А. И., Рогова В. П., Спириин Э. К., Филиппченко Ю. А., Хоментовский Б. Н.* Геология Урулюнгуевского рудного района и молибден-урановых месторождений Стрельцовского рудного поля / Под ред. Ишуковой Л. П., Наумова С. С. — М.: Геоинформмарк, 1998. — 382 с.
4. Основополагающие принципы безопасности. Серия норм безопасности МАГАТЭ, № SF-1, МАГАТЭ. Вена, 2007.
5. IAEA 2014. Safety Standards for protecting people and the environment. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. General Safety Requirements. Part 3. No. GSR Part 3. Vienna, 2014. — 471 p.
6. Оценка долговременных последствий химического и радиоактивного загрязнения компонентов окружающей среды в границах зон возможного влияния объектов ядерного наследия на ПАО «МСЗ», ФГУП ФЯО «ГХК», ФГУП «РФЯЦ-ВНИИТФ», АО «ГНЦ НИИАР», ПАО «НЗХ», ФГУП «РФЯЦ-ВНИИЭФ». Отчет № 5/9/2018 ФГУП «Гидроспецгеология», М., 2018. — 130 с.
7. Разработка геофильтрационной геомиграционной моделей, а также выполнение прогнозных расчетов миграции радионуклидов от действующих ЯРОО и обоснование эффективности реабилитационных мероприятий для ПАО «ППГХО». Книга 3. Отчет ФГУП «Гидроспецгеология» «Обследование загрязненных территорий, находящихся в пределах зон наблюдения предприятий, и создание геоинформационной системы», — 2015. Инв. № 1/61/2015. — 265 с.
8. *Алешин А. П., Величкин В. И., Горбатилов А. В., Степанова М. Ю., Комаров В. Б., Комаров В. Б.* Глубинное строение земной коры в районе Стрельцовского ураново-рудного поля (Восточное Забайкалье) по данным микросейсмического зондирования // Вестник ОНЗ РАН. 2010. Т. 2. — С. 33-37.
9. *Лаверов Н. П.* Экологические проблемы добычи урана в СНГ. Сборник докладов Второй научно-технической экологической конференции «Экология ядерной отрасли». М.: Министерство Российской Федерации по атомной энергии, 2001. — С. 58-72.
10. Геологические исследования и горно-промышленный комплекс Забайкалья: История, современное состояние, проблемы, перспективы развития: [Монография] / Г. А. Юргенсон, В. С. Четкин, В. М. Асосков и др.; Отв. ред. Г. А. Юргенсон; М-во природ. ресурсов Рос. Федерации и др. — Новосибирск: Наука, 1999. — 566, [6] с., [16] л.: ил., табл.; 25 см.; ISBN 5-02-031666-0.
11. *Севтинова Е. Б., Святовец Т. В., Масеева О. И.* Методологическое сопровождение объектного мониторинга состояния недр на 9-ти предприятиях, включенных в систему ОМСН в предыдущих годах. Часть 8. ПАО «ППГХО». ФГУП «Гидроспецгеология». М., 2015.
12. *Чуднянцева И. И.* Геохимическая трансформация сухостепных ландшафтов под влиянием добычи и переработки урановых руд (на примере стрельцовского молибден-уранового рудного поля). Диссертация на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук. М., 2009.
13. *Карпов В. В., Романова А. Н.* Отчет по оценке и прогнозу изменений гидрогеологических условий в бассейне пади сухой Урулюнгуи по материалам мониторинга подземных вод за период 1973-1999 годы. Чита, 2001.
14. *Овсейчук В. А., Мамаш Е. А., Сидорова Е. П.* Мониторинг состояния окружающей сре-

- ды в районе Краснокаменской ТЭЦ // Вестник ЗабГУ. 2013. № 11 (102). — С. 28-36.
15. Атлас Забайкалья. Москва-Иркутск, 1967.
 16. Степанов В. М. Гидрогеологические структуры Забайкалья. М.: Недра, 1980. — 176 с.
 17. Энциклопедический словарь Брокгауза и Ефрона: в 86 т. Т. 68. — СПб., 1890-1907. — С. 940.
 18. Куваев А. А., Белов К. В., Климов А. А. Разработка концептуальной гидрогеологической модели природно-техногенных условий формирования загрязнения грунтов, грунтовых и поверхностных вод для района расположения 3-х предприятий. Часть 3. ОАО «ППГХО». М., 2013.
 19. Климова Т. И., Севтинова Е. Б. Формирование загрязнения питьевой воды в г. Краснокаменск. М., 2012.
 20. Климова Т. И., Александрова Л. Н., Севтинова Е. Б. и др. Методологическое сопровождение объектного мониторинга состояния недр на 8-ми предприятиях, включенных в систему ОМСН в предыдущих годах. Часть 1. ОАО «ППГХО». ФГУП «Гидроспецгеология» М., 2013.
 21. Зильберштейн Б. М., Климова Т. И. и др. Анализ существующей системы мониторинга недр на территории ОАО Приаргунского производственного горно-химического объединения (ОАО «ППГХО»). Центр МСНР. М., 2009.
 22. Обследование загрязненных территорий, находящихся в пределах зон наблюдения предприятий, и создание геoinформационной системы. Книга 3. Разработка геофильтрационной и геомиграционной моделей, а также выполнение прогнозных расчетов миграции радионуклидов от действующих ЯРОО и обоснование эффективности реабилитационных мероприятий для ПАО «ППГХО». Отчет ФГУП «Гидроспецгеология». Инв. № 1/61/2015. М., 2015. — 265 с.
 23. Добровольский Г. В., Уруевская И. С. География почв. М.: МГУ, 1984. — 415 с.
 24. Почвенный покров основных природных зон Монголии. — М.: Наука, 1978. — 275 с.
 25. Касимов Н. С., Власов Д. В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Моск. ун-та. Серия 5. География. 2015. № 2. — С. 7-17.
 26. Иванов В. В. Экологическая геохимия элементов: Справочник в 6 кн. Кн. 3: Редкие р-элементы / Под ред. Э. К. Буренкова. — М.: Недра, 1996. — 352 с.
 27. Иванов В. В. Экологическая геохимия элементов: Справочник в 6 кн. Кн. 5: Главные d-элементы / Под ред. Э. К. Буренкова. — М.: Недра, 1997. — 576 с.
 28. Геохимическая оценка территории Восточно-Забайкальского полигона (по результатам многоцелевого геохимического картирования) / А. А. Головин, И. А. Морозова, А. И. Ачкасов, Н. Г. Гуляев и др. М.: ИМГРЭ, 1998. — 185 с.
 29. Виноградов А. П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. — С. 555-571.
 30. Григорьев Н. А. Распределение химических элементов в верхней части континентальной коры. Екатеринбург: УрО РАН, 2009. — 382 с.
 31. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2017 г. — Чита, 2018. — 240 с.
 32. Величкин В. И., Чуднявцева И. И. Ландшафтно-геохимические исследования при оценке радиоэкологического состояния окружающей среды в зоне влияния уранодобывающего и перерабатывающего комплекса (на примере стрельцовского Мо-U рудного поля) // Геология. Инженерная геология, Гидрология, Геокриология. 2009. № 2. — С. 99-114.
 33. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1993 году: ежегодник [Текст]. Обнинск, 1994. — 398 с.
 34. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1992 году: ежегодник [Текст]. Обнинск, 1993. — 290 с.
 35. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 году: ежегодник. Обнинск, 2019. — 324 с.

36. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2019 году: ежегодник. Обнинск, 2020, 343 с.
37. Генеральный план, 2014.
38. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2011 год. Урановый холдинг «АРМЗ», 2012, 21 с.
39. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2012 год. Урановый холдинг «АРМЗ», 2013, 21 с.
40. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2013 год. Урановый холдинг «АРМЗ», 2014, 24 с.
41. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2014 год. Урановый холдинг «АРМЗ», 2015, 23 с.
42. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2015 год. Урановый холдинг «АРМЗ», 2016, 29 с.
43. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 году: ежегодник [Текст]. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. — 251 с.
44. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году: ежегодник [Текст]. СПб.: Гидрометеиздат, 2002. — 225 с.
45. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году: ежегодник [Текст]. СПб.: Гидрометеиздат, 2003. — 248 с.
46. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году: ежегодник [Текст]. СПб.: Гидрометеиздат, 2004. — 274 с.
47. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году: ежегодник [Текст]. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2005. — 288 с.
48. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году: ежегодник [Текст]. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2006. — 273 с.
49. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году: ежегодник [Текст]. Н. Новгород: Вектор-Тис, 2007. — 279 с.
50. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году: ежегодник [Текст]. Обнинск, 2008. — 285 с.
51. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году: ежегодник [Текст]. Обнинск, 2009. — 297 с.
52. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году: ежегодник [Текст]. Обнинск, 2010. — 315 с.
53. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году: ежегодник [Текст]. Обнинск, 2011. — 281 с.
54. Росгидромет, 2012. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. — Обнинск, 2012. — 297 с.
55. Росгидромет, 2013. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. — Обнинск, 2013. — 344 с.
56. Росгидромет, 2014. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. — Обнинск, 2014. — 367 с.
57. Росгидромет, 2015. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. — Обнинск, 2015. — 350 с.
58. Росгидромет, 2016. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2016. — 344 с.
59. Росгидромет, 2017. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2016 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2017. — 397 с.
60. Росгидромет, 2018. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2017 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2018. — 360 с.
61. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2011 год (Радиационногигиенический паспорт Российской Федерации) — М.:

- Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2012. — 142 с.
62. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2010 г. — Чита, 2011. — 196 с.
 63. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2011 г. — Чита, 2012. — 212 с.
 64. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2012 г. — Чита, 2013. — 217 с.
 65. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2013 г. — Чита, 2014. — 179 с.
 66. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2014 г. — Чита, 2015. — 207 с.
 67. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2015 г. — Чита, 2016. — 215 с.
 68. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2016 г. — Чита, 2017. — 213 с.
 69. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2017 год. Урановый холдинг «АРМЗ», 2018. — 36 с.
 70. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2018 год. Урановый холдинг «АРМЗ», 2019. — 49 с.
 71. Барковский А. Н., Ахматдинов Р. Р., Барышков Н. К., Братилова А. А., Кормановская Т. А., Кувшинников С. И., Репин Л. В., Стамат И. П., Тутельян О. Е. Итоги функционирования Единой государственной системы контроля и учета индивидуальных доз облучения граждан Российской Федерации по данным за 2015 г. // Радиационная гигиена. 2016. Т. 9, № 4. — С. 47-73.
 72. Максимовский В. А., Решетов В. В., Харламов М. Г. Карта радоноопасности России. Масштаб 1:10 000 000 / Под ред. Смыслова А. А. М.; СПб.: СПбГГИ, 1995. — 1 с.
 73. Березина Е. В. Приземные концентрации и потоки радона-222 на территории России, и оценки биогенных эмиссий углекислого газа, метана и сухого осаждения озона. Диссертация на соискание ученой степени кандидата физико-математических наук. М., 2014. — 136 с.
 74. Шандала Н. К., Семенова М. П., Исаев Д. В., Киселев С. М., Серегин В. А., Титов А. В., Филонова А. А., Журавлева Л. А., Маренный А. М. Радиозоологическая обстановка в районе расположения Приаргунского производственного горно-химического объединения // Гигиена и санитария. 2014. Т. 93, № 4. — С. 14-18.
 75. Кириченко Т. Г. Анализ радиационного воздействия объектов ОАО «ППГХО» на окружающую природную среду в районе деятельности его по итогам 2012 года. — Краснокаменск: ОАО «ППГХО», 2013. — 26 с.
 76. Кириченко Т. Г. Анализ радиационного воздействия объектов ПАО «ППГХО» на окружающую природную среду в районе деятельности предприятия за 2017 г. — Краснокаменск: ПАО «ППГХО», 2018. — 12 с.
 77. Кириченко Т. Г. Анализ радиационного воздействия объектов ПАО «ППГХО» на окружающую среду в районе деятельности предприятия за 2018 г. — Краснокаменск: ПАО «ППГХО», 2019.
 78. Кириченко Т. Г. Анализ радиационного воздействия объектов ПАО «ППГХО» на окружающую среду в районе деятельности предприятия за 2019 г. — Краснокаменск: ПАО «ППГХО», 2020. — 14 с.
 79. Исаев Д. В., Серегин В. А. Радиационно-гигиенические исследования в районе расположения ОАО ППГХО // Радиационная защита и радиационная безопасность в ядерных технологиях. Доклады 10-ой юбилейной Российской научной конференции. Подсекция 7.2 «Радиационные технологии и радиоэкология». Обнинск, 24 сентября 2015 г. — 170 с.
 80. Максимова Л. Я., Гусевская Р. З. Гусева Л. В. и др. Отчеты о результатах режимных наблюдений за уровнем и химическим составом подземных вод бассейна пади Сухой Урулунгуй за 2009, 2010, 2011 и 2012 г. ОАО «ППГХО». Краснокаменск, 2010-2013.
 81. Отчет по экологической безопасности ПАО «ППГХО» за 2016 г. — Краснокаменск, 2017. — 29 с.
 82. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009: Гигиенические нормативы СП 2.6.1.2523-09. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора России, 2009. — 100 с.

83. *Бобошко В. И.* Анализ радиационного воздействия объектов ОАО «ППГХО» на окружающую природную среду в районе деятельности его. Краснокаменск: ОАО «ППГХО», 2008.
84. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2012 год: (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). — 2-е изд., испр. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2013. — 130 с.
85. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2013 год: Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2014. — 124 с.
86. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2014 год: Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2015. — 134 с.
87. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2015 год: Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2016. — 125 с.
88. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2016 год: Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2017. — 125 с.
89. *Барковский А. Н.* Дозы облучения населения Российской Федерации в 2002 году: справочник / А. Н. Барковский и др. — СПб., 2003. — 63 с.
90. *Барковский А. Н.* Дозы облучения населения Российской Федерации в 2003 году: справочник / А. Н. Барковский и др. — СПб., 2004. — 71 с.
91. Дозы облучения населения Российской Федерации по итогам функционирования ЕСКИД в 2002 — 2015 годы: Информационный сборник. — СПб.: НИИРГ, 2015. — 40 с.
92. *Онищенко Г. Г., Попова А. Ю., Романович И. К., Барковский А. Н., Кормановская Т. А., Шевкун И. Г.* Радиационно-гигиеническая паспортизация и ЕСКИД — информационная основа принятия управленческих решений по обеспечению радиационной безопасности населения Российской Федерации. Сообщение 2. Характеристика источников и доз облучения населения Российской Федерации // Радиационная гигиена. 2017. Т. 10, № 3. — С. 18-35.
93. *Стагат И. П.* Радиационная безопасность населения России при облучении природными источниками ионизирующего излучения: современное состояние, направления развития и оптимизации / И. П. Стагат, Т. А. Кармановская, Г. А. Горский // Радиационная гигиена. 2014. Т. 7, № 1. — С. 54-62.
94. Итоги функционирования Единой государственной системы контроля и учета индивидуальных доз облучения граждан Российской Федерации по данным за 2014 г. / В. С. Репин, Н. К. Барышков, А. А. Братилова, К. В. Варфоломеева, Ю. Н. Гончарова, Д. В. Кононенко, Т. А. Кормановская, С. И. Кувшинников, Л. В. Репин, И. К. Романович, А. В. Световидов, И. П. Стагат, О. Е. Тутельян // Радиационная гигиена. — 2015. — Т. 8, № 3. — С. 86-115.
95. Итоги функционирования Единой государственной системы контроля и учета индивидуальных доз облучения граждан Российской Федерации по данным за 2014 г. / А. Н. Барковский, Р. Р. Ахматдинов, Н. К. Барышков, А. А. Братилова, Т. А. Кормановская, С. И. Кувшинников, Л. В. Репин, И. П. Стагат, О. Е. Тутельян // Радиационная гигиена. — 2016. — Т. 9, № 4. — С. 47-73.
96. Отчет по экологической безопасности ОАО «ППГХО» за 2010 г. — Краснокаменск, 2011. — 22 с.

97. Перечень загрязняющих веществ, в отношении которых применяются меры государственного регулирования в области охраны окружающей среды. Утвержден распоряжением Правительства РФ от 8 июля 2015 г. № 1316-р.
98. *Серебряков И. С., Брыкин С. Н.* Радиационная обстановка на предприятиях Государственной корпорации по атомной энергии Росатом в 2012 году. — М.: ФГУП, 2013. — 15 с.
99. ICRP, 2014. Radiological Protection against Radon Exposure. ICRP Publication 126. Ann. ICRP 43(3).
100. *Дубровская О. Г., Жукова О. В., Левандовская В. Н.* Обзор радиоактивного загрязнения окружающей среды на территории деятельности ФГБУ «Забайкальское УГМС» за 2019 год. — Чита, 2020. — 17 с.
101. СанПиН 2.3.2.1078-01 «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов», утвержденные Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации 06.11.2001 (зарегистрированы в Министерстве юстиции Российской Федерации 22 марта 2002 г., регистрационный № 3326). — М., 2001. — 180 с.
102. Методические рекомендации по расчету нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ из организованных источников в атмосферный воздух применительно для организаций Госкорпорации «Росатом». Утв. распоряжением ГК «Росатом» от 15.07.2014 № 1-1/310-Р. — 83 с.
103. *Шандала Н. К., Маренный А. М., Исаев Д. В., Тутов А. В., Киселев С. М., Семенова М. П., Нефедов Н. А., Астафуров В. И., Журавлева Л. А., Маренный М. А., Хохлова Е. А., Уйба В. В.* Радиационная обстановка на рабочих местах персонала наземных объектов Приаргунского производственного горно-химического объединения // Медицинская радиология и радиационная безопасность. 2017. Т. 62, № 5. — С. 21-27.
104. Рекомендации Росгидромета Р 52.18.820-2015. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 17.04.2015. Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2015. — 64 с.
105. ICRP — International Commission on Radiological Protection. Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2008. — 251 p.
106. UNSCEAR, 2011 — United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II Scientific Annex C, D, E. — New York, 2011. — P. 334.
107. ICRP, 2017. Dose coefficients for nonhuman biota environmentally exposed to radiation. ICRP Publication 136. Ann. ICRP 46(2), 1-136.
108. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г., Крышев А. И., Бобошко В. И., Францев В. Н., Ермакова М. А.* Влияние радиоактивных выбросов уранодобывающего и перерабатывающего производств ОАО «ППГХО» на население и биоту // Атомная энергия. — 2012. — Т. 113, № 3. — С. 173-177.
109. *Крышев А. И., Сазыкина Т. Г., Крышев И. И., Лунева К. В., Санина К. Д., Косых И. В., Скакунова М. А., Дайнеко Е. И.* Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в пресной воде и почве. Рекомендации Р 52.18.853-2016. Утверждены заместителем руководителя Росгидромета 17 августа 2016 г. // Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в объектах природной среды. Обнинск, 2016. — С. 29-55.
110. Разработка методологии сравнения безопасности завершающих стадий открытого и замкнутого ядерных топливных циклов. Проведение оценки интегральных критериев безопасности с использованием разработанной методологии. Отчет по НИР. ИБРАЭ РАН инв. № 5083-78-18/2-1. Книга 1. По договору от 18.12.2018 № 78-18/2. М., 2019. — 228 с.
111. *Гринвуд Н., Эрншо А.* Химия элементов. М.: Бином, 2008. Т. 1. 607 с, Т. 2. 670 с.

112. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. — 439 с.
113. Любимова И. Н., Борисочкина Т. И. Влияние потенциально опасных химических элементов, содержащихся в фосфогипсе, на окружающую среду. М.: Почв. ин-т им. В. В. Докучаева, 2007. — 46 с.
114. Иванов В. В. Экологическая геохимия элементов. Редкие элементы. Кн. 6. М.: Экология, 1997. — 607 с.
115. Бандман Ф. Л., Ивин Б. А. и др. Вредные химические вещества: неорганические соединения. Л.: Химия, 1988. — 512 с.
116. Водяницкий Ю. Н. Химические аспекты поведения урана в почвах (обзор литературы). Почвоведение. 2011. № 8. — С. 940–952.
117. Тютюнник Ю. Г. Техногенез урана. Чернобыль: МНТЦ «Укрытие», 1996. — 86 с.
118. Экологические проблемы энергетики. Новосибирск: Наука, 1989. — 322 с.
119. UN — United Nations. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume I, Scientific Annex B. Exposures of the public and workers from various sources of radiation. United Nations. New York, 2010. — 243 p.
120. Chambers D. B. Radiological protection in North American naturally occurring radioactive material industries. Annals of the ICRP, 44, 1S, 2015, 202-213.
121. Крышев И. И., Рязанцев Е. П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. Второе издание, переработанное и дополненное. М.: Издат, 2010. — 497 с.

2.2. Влияние ФГУП «ПО «Маяк» на радиоэкологическую обстановку в регионе

Огромный вклад в осуществление уранового проекта и создание атомного щита, сохранившего мир для нашего народа в годы холодной войны, внесло Федеральное государственное унитарное предприятие «Производственное объединение «Маяк» (ФГУП «ПО «Маяк») (рис. 2.34), с которого и началась по существу атомная промышленность в России [1, 2]. Сегодня ФГУП «ПО «Маяк» входит в состав Государственной корпорации по атомной энергии «Росатом» и представляет собой производственный комплекс, включающий реакторное, химическое, химико-металлургическое, радиохимическое, радиоизотопное производство, приборно-механический завод, службу экологии и ряд обеспечивающих подразделений [3].

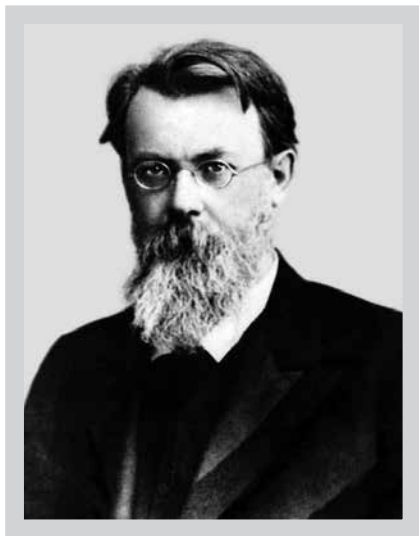


Рис. 2.34. ФГУП «ПО «Маяк», г. Озерск

2.2.1. История создания ФГУП «ПО «Маяк» и общая характеристика региона расположения

Раньше многих практическую значимость открытий в области физики атомного ядра понял академик В. И. Вернадский. В 1908 году, побывав на Дублинском съезде Британской ассоциации наук и детально ознакомившись с трудами минералогов, поняв геологическое значение открытия радиоактивности, В. И. Вернадский обратился к правительству с настойчивой просьбой выделить средства на поиск радиоактивных минералов на территории Российской империи и их изучение.

По его настоянию в 1910 году при Петербургской академии наук была организована Радиевая комиссия, в которую вошли В. И. Вернадский, А. П. Карпинский,



**Владимир Иванович
Вернадский
(1863-1945)**

и другие видные ученые. Уже в 1911 году были организованы радиевые экспедиции в различные регионы российского государства, в том числе на Урал, в окрестности города Миасс и Ильменских гор. Минералогические находки, полученные в ходе экспедиции, указывали на ряд радиевых месторождений, изучение ильменских минералов проводилось в лабораториях Минералогического музея и Радиевого института. Экспедиции на Урал проводились как самим В. И. Вернадским, так и его учениками — А. Е. Ферсманом и К. А. Ненадкевичем [4, 5]. Работы с начала 1920-х годов интенсивно развивались в Радиевом институте и в первом Физтехе (оба в С.-Петербурге), в Харьковском физико-техническом институте, в Институте химической физики в Москве. Серьезный вклад внесли в числе многих других сотрудники Радиевого ин-

ститута В. Г. Хлопин, Г. А. Гамов, И. В. Курчатов и Л. В. Мысовский (создатель первого в Европе циклотрона), Ф. Ф. Ланге (создал первый советский проект атомной бомбы — 1940 год), а также основатель Института химической физики Н. Н. Семенов. Советский проект курировал председатель СНК СССР В. М. Молотов [6]. В 1938 году была создана первая в СССР лаборатория искусственных радиоактивных элементов (заведующий А. Е. Полесицкий); в 1939 году опубликованы работы В. Г. Хлопина, Л. В. Мысовского, А. П. Жданова, Н. А. Перфилова и других исследователей о делении ядра урана под действием нейтронов; в 1940 году Г. Н. Флеровым и К. А. Петржаком было открыто явление спонтанного деления тяжелых ядер на примере урана. Такова краткая предыстория уранового проекта, приведшего в результате к созданию в СССР атомного оружия, а также инициировавшего разработки в области мирного использования атомной энергии.

В отличие от других стран реализация Уранового проекта в СССР проходила в условиях послевоенной разрухи, недостатка квалифицированных специалистов, материальных ресурсов и времени. Несмотря на сложную экономическую обстановку, в 1945 году Правительство СССР приняло решение о создании новой отрасли промышленности, предназначенной для производства ядерного оружия.

В качестве площадки для строительства первого в СССР предприятия по добыче плутония, необходимого для создания атомной бомбы, была выбрана в конце 1945 года площадка на Южном Урале в районе расположения старинных городов Кыштым и Касли [6]. Выбираемая площадка оценивалась исключительно со стратегической точки зрения: удаленность от внешних границ, развитая промышленная инфраструктура, наличие большого количества воды, лесистость и относительная малонаселенность [7]. Понятно, что никакие экологические факторы в то время в расчет не принимались.

Чем известна выбранная местность? История города Касли исчисляется с 1747 года — с основания чугуноплавильного и железоделательного завода куп-



Рис. 2.35. Площадка под строительство первого реакторного завода № 817 (фото с портала [13])

цом Я. Р. Коробковым. Но уже в 1751 году завод был продан Н. Н. Демидову. В 1809 году Петр Григорьевич Демидов продал Каслинский завод купцу Льву Расторгуеву. Широкая известность к Касли пришла в середине XIX века благодаря производству высококачественного художественного литья из чугуна [8].

Кыштым — старинный уральский город, основанный российским промышленником Никитой Демидовым как заводское поселение. Датой основания города принято считать 1757 год — год пуска двух заводов: Верхне-Кыштымского чугунолитейного и железоделательного и Нижне-Кыштымского железоделательного. Уже через десять лет кыштымское железо с маркой «Два соболя» получило признание и славу на европейском рынке, тем железом покрывали крыши домов Лондона и других европейских городов. В 1809 году наследник Демидова — племянник Петр Григорьевич продал Кыштымские заводы купцу первой гильдии Льву Ивановичу Расторгуеву. К началу XIX в. эти предприятия были одними из наиболее крупных в системе горнозаводской промышленности Южного Урала [9].

Промышленное освоение Урала особенно в XX веке вызвало серьезные изменения в природных ландшафтах. Под влиянием хозяйственной деятельности сильно изменился почвенно-растительный покров, значительные перемены произошли в видовом составе лугов и пастбищ. Высокая концентрация промышленности при низком уровне природоохранных технологий привела к началу XXI века к значительному загрязнению природных сред вредными для здоровья человека веществами. Не случайно ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Свердловской области» одним из первых в России начал проводить оценки риска для здоровья населения, проживающего в крупных промышленных центрах области [10]. При этом практически во всех городах Свердловской и Челябинской областей риски для здоровья были выше уровня социально приемлемого риска, превышая в отдельных городах социально неприемлемый риск. Наличие огромного количества промышленных предприятий в Челябинской области не могло не отразиться на ее экологии. Экологическая обстановка в регионе остается одной из самых напряженных в России. В рейтинге субъектов России общественной организации «Зеленый патруль» по итогам 2017 года Челябинская область заняла последнее 85-е место, а Свердловская область — 84-е [11]. При всей неоднозначности применяемых этой организацией критериев оценки можно согласиться с тем утверждением, что в этом регионе существуют серьезные проблемы с охраной окружающей среды и здоровья населения.

Но вернемся собственно к организации предприятия. Изыскания по выбору площадки для строительства проводили летом 1945 года. В результате в октябре



Рис. 2.36. Начало строительство комбината № 817 (фото с портала [13])

1945 года Правительственная комиссия определила место размещения первого промышленного реактора на южном берегу озера Кызыл-Таш, а под жилой массив выбрали полуостров на южном берегу озера Иртяш [12]. 1 декабря 1945 года постановлением Совета Народных Комиссаров СССР (СНК СССР) № 3007-697сс определена площадка под строительство первого реакторного завода, которому присваивается номер 817 (База-10) (рис. 2.35 и 2.36).

Место для площадки было выбрано не случайно: во-первых, оно удалено от крупных городов, что позволяло обеспечить высокий уровень секретности, во-вторых, выбранный регион обладал природными ресурсами и большими запасами пресной воды в озерах, которая необходима для охлаждения реактора и для функционирования других предприятий.

На месте выбранной строительной площадки в последующие годы был возведен промышленный комплекс, включающий здания и сооружения, системы теплоснабжения и промышленного водоснабжения, соединенные сетью автомобильных и железных дорог. В настоящее время комплекс называется «Производственное объединение «Маяк», а город на берегу озера Иртяш, в котором живут сотрудники ПО «Маяк» и члены их семей, получил название Озерск (ранее Челябинск-40, Челябинск-65) [12].

Перед началом строительства города с целью выявления зоны минимального воздействия комбината на население ближайших населенных пунктов были проведены исследования по определению преимущественных направлений ветров, а также по оценке разбавления в атмосфере радиоактивных и химических веществ, выбрасываемых производственными трубами.

После определения площадки под строительство первого реакторного завода в декабре 1945 года начали прибывать первые строители. Первым научным руко-

водителем комбината был назначен академик И. В. Курчатов, первым директором будущего предприятия — П. Т. Быстров (с 17.04.1946), которого сменил Е. П. Славский (с 10.07.1947 по 01.12.1947, в 1947-1949 годах главный инженер комбината № 817, в 1957-1963 и 1965-1986 годах — министр среднего машиностроения СССР), а затем — Б. Г. Музруков (с 1 декабря 1947 года по ноябрь 1953 года). Руководство постройкой здания реактора и других объектов комбината, а также города в середине 1947 года было поручено генералу М. М. Царевскому. Это назначение производил Л. П. Берия, посетивший стройку 8 июля 1947 года. Под руководством главного инженера строительства Василия Андреевича Сапрыкина (будущего академика архитектуры) специально созданный исследовательски отряд разрабатывал рекомендации по рациональному размещению различных производственных объектов и будущего города Челябинск-40. Кстати, одной из улиц Озерска планировалось дать имя В. А. Сапрыкина, но не случилось, а вот улица Царевского в городе имеется.

Конечно, практического опыта у строителей в тот период было крайне мало, и многие решения принимались исходя из здравого смысла и интуиции руководителей.

В октябре 1946 года начинают прибывать первые работники комбината (рис. 2.37).

К концу 1947 года здание первого атомного промышленного реактора «А» было построено, и начались работы по монтажу самого реактора (рис. 2.38). Физический пуск реактора «А» («Аннушка») состоялся в 0 ч 30 мин 8 июня 1948 года, а 19 июня под руководством и при личном участии И. В. Курчатова был произведен пуск первого в нашей стране уран-графитового промышленного реактора проектной мощностью 100 МВт. Эту дату считают началом производственной деятельности ПО «Маяк».

В защитной зоне первого промышленного реактора по предложению И. В. Курчатова был создан так называемый «биоканал» для проведения экспериментов по изучению биологического действия ионизирующего излучения в сверхвысоких дозах (тысячи Гр). Этот биоканал имел достаточно большой диаметр, позволявший размещать в нем подопытных животных.

Первый промышленный уран-графитовый реактор находился в эксплуатации и нарабатывал плутоний в течение 39 лет. Он был окончательно остановлен 16 июня 1987 года [12].

В декабре 1948 года на радиохимический завод «Б» поступила первая продукция с атомного реактора. На заводе «Б» (рис. 2.39) нарабатанный в реакторе



**Игорь Васильевич
Курчатов
(1903-1960)**



**Василий Андреевич
Сапрыкин
(1890-1964)**



Рис. 2.37. Первые работники комбината № 817 (фото с портала [13])



Рис. 2.38. Первый в СССР уран-графитовый промышленный реактор «А» («Аннушка») (фото с портала [13])



Рис. 2.39. Радиохимический завод по выделению оружейного плутония (введен в эксплуатацию 22 декабря 1948 года) (фото с портала [13])

плутоний отделялся от урана и радиоактивных продуктов деления. Все радиохимические процессы для завода «Б» были разработаны в радиевом институте Академии наук (АН) СССР под руководством академика В. Г. Хлопина. Генеральным проектировщиком и главным инженером проекта завода «Б» был А. З. Ротшильд, а главным технологом — Я. И. Зильберман [12]. Научным руководителем пуска завода «Б» был Б. А. Никитин — член-корреспондент АН СССР.

Первая партия готовой продукции (концентрат плутония, состоявший в основном из фторидов плутония и лантана) завода «Б» была получена в феврале 1949 года.

Концентрат плутония был передан на завод «В», который предназначался для получения высокочистого металлического плутония и изделий из него.

В августе 1949 года на заводе «В» были изготовлены детали из высокочистого металлического плутония для первой атомной бомбы, испытание которой состоялось 29 августа 1949 года на полигоне вблизи города Семипалатинск (рис. 2.40). С этого



Рис. 2.40. Испытания первой советской атомной бомбы (29 августа 1949 года) (фото с портала [13])

момента США перестали быть единственным государством, владеющим ядерным оружием. Начался процесс наращивания производства ядерных материалов [12].

2.2.2. Промышленное освоение территории

С июня 1950 года по март 1966 года введены в эксплуатацию семь реакторов для наработки оружейного плутония. Был построен второй радиохимический завод, реконструирован и расширен завод «В», сооружен ряд вспомогательных участков и цехов. В кратчайшие сроки (примерно за 2,5 года) работники комбината обеспечили производство материалов для ядерного оружия. В 1955 году на предприятии был пущен завод радиоактивных изотопов. В 1977 году введен в эксплуатацию комплекс РТ-1 по регенерации облученного ядерного топлива. С 1986 года на комбинате прекращено производство оружейного плутония. С 1989 года остановлены 5 уран-графитовых реакторов и ряд других производств.

В настоящее время ФГУП «ПО «Маяк» входит в состав Государственной корпорации по атомной энергии «Росатом» и представляет собой производственный комплекс, включающий реакторное, химическое, химико-металлургическое, радиохимическое, радиоизотопное производство, приборно-механический завод, службу экологии и ряд обеспечивающих подразделений, основными направлениями деятельности которого являются [3]:

- выполнение государственного оборонного заказа по производству компонентов ядерного оружия;
- транспортировка и переработка отработавшего ядерного топлива;
- производство и реализация изотопной продукции;
- машиностроение и приборостроение;
- научно-производственная деятельность и решение проблем ядерного наследия.

Реакторное производство включает два действующих реактора — легководный «Руслан» и тяжеловодный ЛФ-2 («Людмила»), обладающие уникальными нейтронно-физическими характеристиками, позволяющими получать широкую номенклатуру радиоактивных изотопов. Кроме действующих реакторных установок к реакторному комплексу предприятия относятся пять остановленных уран-графитовых реакторов — А, АИ, АВ-1, АВ-2 и АВ-3, которые находятся в режиме длительной послеексплуатационной выдержки и подготовки к выводу из эксплуатации.

Основной задачей радиохимического завода РТ-1 являются прием, временное хранение и переработка различных видов отработавшего ядерного топлива. В настоящее время на заводе осуществляется переработка ОЯТ энергетических реакторов атомных электростанций (ВВЭР-440, БН-600, РБМК-1000), исследовательских реакторов российских и зарубежных научных центров, а также транспортных энергетических установок подводного и надводного морского флота. На заводе производится остекловывание жидких высокоактивных отходов в печах прямого электрического нагрева и обеспечивается их безопасное долговременное хранение. Важным результатом деятельности радиохимического производства, направленным на замыкание ядерного топливного цикла, является возвращение в виде топлива в атомную энергетику урановых регенератов, получаемых на заводе РТ-1.

Основные функции экологической службы включают в себя переработку жидких радиоактивных отходов предприятия, эксплуатацию гидротехнических соору-

жений промышленных водоемов и озер Иртышско-Каслинской системы, полигонов по захоронению твердых радиоактивных и опасных отходов, радиационную реабилитацию территорий промышленной площадки и санитарно-защитной зоны предприятия [3]. Первостепенное внимание при реализации экологических мероприятий уделяется объектам ядерного наследия, в состав которых входят: специальные промышленные водоемы; промышленные уран-графитовые реакторы; промышленные здания и сооружения, выведенные из технологических процессов; законсервированные хранилища ТРО.

Хронология основных событий и этапы развития ПО «Маяк» представлена в таблице 2.34 [13].

Таблица 2.34. Этапы развития ПО «Маяк» [13]

Дата / временной интервал	Событие
1 декабря 1945 года	Постановлением СНК СССР № 3007-697 СС определена площадка под строительство первого реакторного завода, которому присваивается номер 817 (База-10)
24 апреля 1946 года	Принят генеральный план строительства комбината № 817
Октябрь 1946 года	Начинают прибывать первые работники комбината
19 июня 1948 года	Выведен на проектную мощность первый в СССР уран-графитовый промышленный реактор «А» («Аннушка»). Остановлен 16 июня 1987 года
22 декабря 1948 года	Введен в эксплуатацию радиохимический завод по выделению оружейного плутония
26 февраля 1949 года	Введено в эксплуатацию химико-металлургическое производство
Июнь 1949 года	Получено необходимое количество плутония для изготовления первой атомной бомбы, которая была испытана 29 августа 1949 года
Июнь 1950 года — март 1966 года	Введены в эксплуатацию 7 реакторов по наработке оружейного плутония, последний из них был остановлен 1 ноября 1990 года
Март 1955 года	Создан опытно-промышленный цех для производства радиоактивных изотопов
8 июня 1962 года	Введен в эксплуатацию завод по производству радиоактивных изотопов
1977 год	Введен в эксплуатацию комплекс РТ-1 по регенерации облученного ядерного топлива
9 марта 1982 года	Введен в эксплуатацию реактор «Руслан»
2 мая 1988 года	Введен в эксплуатацию реактор «Людмила»
25 июня 1991 года	Введен в эксплуатацию цех остекловывания высокоактивных жидких отходов
1999 год	Начата широкомасштабная конверсия промышленных реакторов
2003 год	Принято в эксплуатацию Хранилище делящихся материалов

Окончание табл. 2.34

Дата / временной интервал	Событие
2008 год	Начало реализации Федеральной целевой программы «Ядерная и радиационная безопасность»
2010 год	Начало реализации Федеральной целевой программы «Развитие ядерного оружейного комплекса Российской Федерации на 2007-2015 годы и на период до 2020 года»
2010 год	Пуск в эксплуатацию первой очереди системы общесплавной канализации
2011 год	Начало реализации Федеральной целевой программы «Промышленная утилизация ядерных боеприпасов на 2011-2015 годы и на период до 2020 года»
2012 год	Модернизация реакторной установки ЛФ-2 с целью продления эксплуатации
2015 год	Завершение работ по ликвидации акватории специального промышленного водоема Карачай

Современные границы предприятия и других площадных объектов показаны на рис. 2.41.

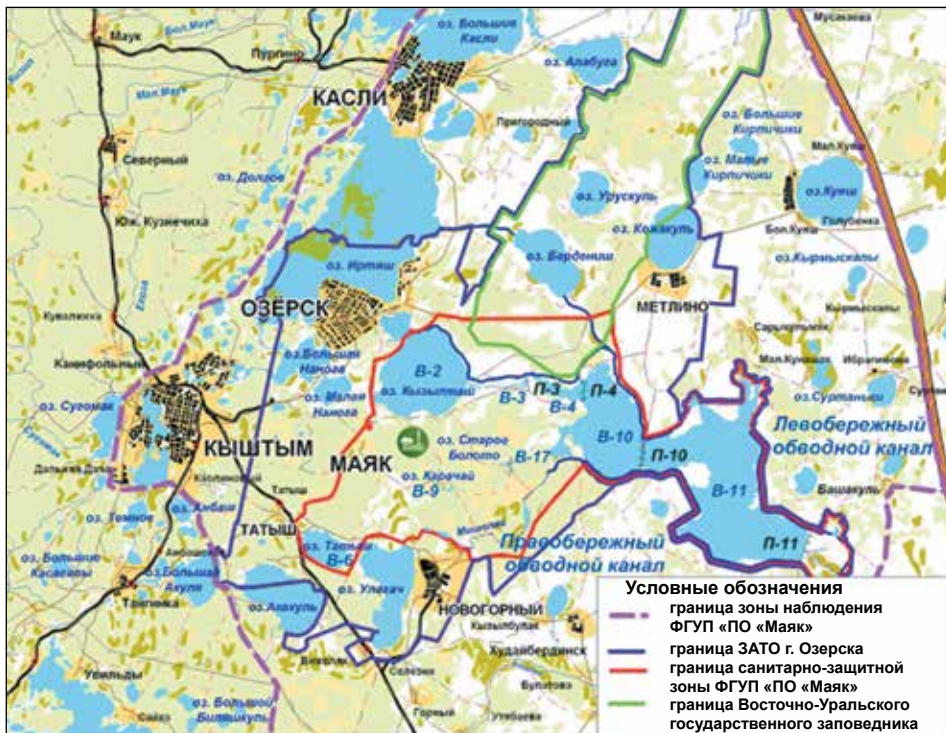


Рис. 2.41. Схема района расположения ФГУП «ПО «Маяк» [102]

2.2.3. ПО «Маяк» и окружающая среда. Зарождение отечественной радиоэкологии

Ускоренные темпы создания и развития уникального производства, строительство и ввод в эксплуатацию новых объектов, отсутствие технологического опыта в первые годы функционирования ПО «Маяк» привели к радиоактивному и отчасти к химическому загрязнению окружающей среды в районе расположения предприятия.

Начиная с середины 50-х годов XX века значительные материальные ресурсы и научно-технический потенциал ПО «Маяк» направлены на реабилитацию загрязненных в начальный период деятельности предприятия территорий, водных объектов, укрепление гидротехнических сооружений и т. д.

История отечественной радиоэкологии начинается с Урала. Хотя некоторые принципы радиоэкологии по сути были сформулированы В. И. Вернадским в 1920-х годах в его работе по биогеохимии радиоактивных веществ, практическая наука в ее современном звучании начала обретать ясные черты с образования Биофизической лаборатории (БФЛ) при Московской сельскохозяйственной академии им. К. А. Тимирязева (ТСХА). Далеко не случайно рядом расположены две знаменательные даты: 25 декабря 1946 года — пуск под руководством И. В. Курчатова первого физического реактора Ф-1 и 27 декабря 1946 года — подписание министром земледелия СССР И. А. Бенедиктовым приказа № 24сс о создании БФЛ [14].

Выбор Тимирязевской сельскохозяйственной академии как места расположения будущей секретной лаборатории вероятнее всего был сделан главой атомного Спецкомитета Л. П. Берией (1899-1953), жена которого еще до войны была аспиранткой на кафедре агрохимии у академика Д. Н. Прянишникова. К этому времени Н. Т. Берия стала кандидатом наук. Сам Дмитрий Николаевич пользовался большим авторитетом не только в научном мире, но и в высших партийных кругах. На должность руководителя этой лаборатории патриарх отечественной агрохимии Д. Н. Прянишников (1865-1948) рекомендовал успешного доцента кафедры агрохимии, имевшего склонность к математическим и физическим наукам, Всеволода Маврикиевича Ключковского (1900-1972). Среди первых сотрудников этой лаборатории была и кандидат сельскохозяйственных наук Нина Теймуразовна Берия (1905-1991).

Первоначально в БФЛ шло освоение новых методов, осуществлялась разработка и создание инструментальной базы, организация первых опытов с растениями и животными, но настоящая работа по изучению поведения техногенных радионуклидов в окружающей среде в СССР началась именно с исследований загрязнения небольшой уральской речки Течи и ее бассейна.

Внимание к этой уральской речке впервые привлекли работники Южно-Уральской железной дороги, написав начальнику Первого Главного управления (ПГУ) при Совете Министров СССР Б. В. Ванникову. По их данным, вода из реки Течи якобы оказывала отрицательное влияние на котлы паровозов [15]. Бумага возымела свое действие, и 20 мая 1949 года было направлено письмо из ПГУ директору комбината № 817 Б. Г. Музрукову и научному руководителю комбината И. В. Курчатову, в котором содержалась просьба направить компетентного специалиста для взятия проб и проведения анализа из реки Течи, а заключение выслать в адрес Б. В. Ванникова. 5 июля 1949 года Б. Г. Музруков направил Б. В. Ванникову письмо, к ко-



**Дмитрий Ильич
Ильин
(1900-1958)**

тому приложил результаты анализа воды из Течи [16]. В письме указывалось что «по результатам анализов следует считать воду в р. Теча весьма загрязненной сбросными водами с объектов» [17].

К 1951 году обстановка с жидкими радиоактивными отходами (ЖРО) на предприятии и состоянием окружающей среды вокруг него становится весьма серьезной. Жидкие радиоактивные отходы радиохимического завода в основном сбрасывались в Течу и частично направлялись в естественный водоем «Старое болото» и в хроматные ямы. «Банки» с высокоактивными отходами быстро заполнились. Расширение хранилищ не могло быть бесконечным. В складывающейся ситуации руководители Первого Главного управления при СМ СССР начинают предпринимать шаги в решении нарастающих экологических проблем. На комбинат

направляется специальная комиссия под руководством члена Научно-технического совета (НТС) ПГУ А. П. Александрова.

Важным решением комиссии, работавшей с 25 сентября по 7 октября 1951 года на предприятии, явилась выдача рекомендации комбинату о создании специальной службы внешней дозиметрии, которой следовало поручить весь контроль загрязненности водоемов [18]. Это распоряжение положило начало в нашей стране практической радиозэкологии. Место у ее истоков в частности занял первый руководитель группы внешней дозиметрии Центральной заводской лаборатории (ЦЗЛ), кандидат технических наук Дмитрий Ильич Ильин [16]. До приезда в Челябинск-40 Дмитрий Ильич преподавал на физическом факультете Ленинградского университета и проводил исследовательские работы [19]. Ильину поручается составить отчет о загрязненности территории, прилегающей к комбинату. По существу это один из первых научных отчетов об обследовании территории промплощадки и поймы реки Течи на загрязнение радиоактивными веществами и выяснении его источников. В результате работы комиссии был разработан комплекс мероприятий по снижению уровней загрязнения и снижению облучения населения, проживающего вдоль реки Течи и пользующегося ее водой в хозяйственно-бытовых целях. Надо отметить, что в это время там проживало около 25 тыс. человек в 37 населенных пунктах [20].

С августа 1951 года начат контроль радиоактивного загрязнения окружающей среды, сбросов в реку Течу и исследование санитарного состояния прибрежных населенных пунктов и состояния здоровья населения [21]. Первоначально удельная активность и изотопный состав воды Течи измерялись в ЦЗЛ ПО «Маяк».

К исследованиям были также подключены специалисты Института гигиены труда Академии медицинских наук (АМН) СССР, подразделения Института биофизики АМН СССР (ИБФ), а с 1955 года и медико-санитарный отдел № 71. С конца октября 1951 года измерения удельной активности воды в ряде пунктов (преимуще-

ственно в верховьях реки) производились Центральной научно-исследовательской лабораторией ПО «Маяк» практически ежедневно и в течение нескольких лет. Гораздо менее представительны данные о содержании радионуклидов в донных отложениях, а также результаты измерений радиоактивного загрязнения пойменных почв и уровней мощностей доз γ -излучения на местности [22].

Результаты ежегодных экспедиций (1951-1954 годы) специальной бригады ИБФ подтвердили, что основное загрязнение поймы Течи было сформировано в 1951 году в результате аномального разлива реки. Руководителем этих работ был Александр Николаевич Марей. В первые годы изучение радиационной обстановки проводилось на небольшом отрезке верхнего течения реки, но с каждым годом объемы работ увеличивались, охватив всю реку [23]. Под руководством А. Н. Марей в 1955 году было выполнено по существу первое значительное радиоэкологическое обследование бассейна реки Течи, на основе которого был предложен ряд рекомендаций по использованию загрязненных территорий. В этих работах принимали участие от БФЛ А. В. Егоров («микрошеф» экспедиции), В. В. Саевич, Л. Н. Соколова, а от кафедры физиологии и биохимии животных ТСХА Б. Н. Анненков, К. А. Колдаева, Г. В. Филатов [14]. Эти исследования положили начало долговременному анализу радиационной ситуации в данном регионе.

Под руководством А. Н. Марей экспедиция ИБФ в составе Ф. К. Левочкина, Ю. М. Саурова, Е. И. Орловой, В. Е. Ефремова, Л. Н. Смиренного в 1956 году оценивала уровни загрязнения объектов окружающей среды от места сброса в Течу до Тобольска (рис. 2.42) [24].

Можно сказать, что это было первое отечественное региональное радиоэкологическое исследование.

Практические исследования в этот период тесно переплетались с изысканиями в области фундаментальных работ. По инициативе Д. И. Ильина возник плодотворный научно-исследовательский союз между ЦЗЛ комбината и знаменитой лабораторией «Б» Тимофеева-Ресовского, расположенной на территории санатория «Сунгуль» около г. Касли Челябинской области [20].



**Александр Николаевич
Марей
(1907-1988)**

2.2.3.1. Опытная научно-исследовательская станция

В первые годы деятельности ПО «Маяк» хранение ЖРО осуществлялось в металлических емкостях (так называемых банках), установленных в бетонных каньонах. 29 сентября 1957 года в 16 часов 22 минуты по местному времени на ПО «Маяк» взорвалась одна из емкостей (банка № 14), где хранились высокоактивные отходы. Взрыв полностью разрушил банку из нержавеющей стали, содержащую

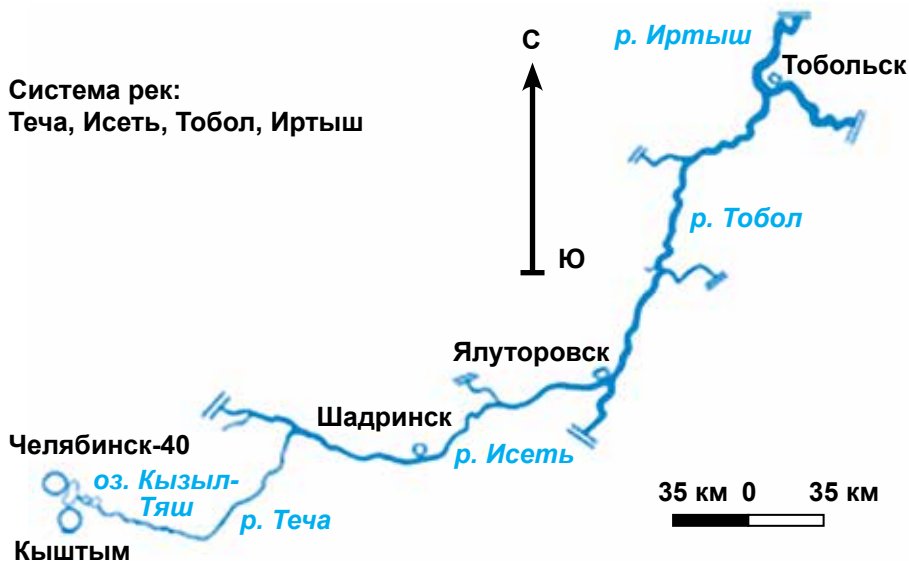


Рис. 2.42. Схема работ по радиозоологическому обследованию бассейнов рек Течи и Тобол в 1956 году [24]

70-80 т ЖРО. Эта емкость находилась в бетонном каньоне глубиной 8,2 м, толщина перекрытия стен которого составляла около метра.

Из хранившихся в емкости примерно 20 млн кюри около 90 % активности (18 млн кюри) осело непосредственно на промышленной площадке химкомбината, а 2 млн кюри (10 % активности) были подхвачены сильным ветром и рассеялись на площади почти 23 тыс. км², что привело к загрязнению части территории Челябинской, Свердловской и Тюменской областей. Образовавшийся радиоактивный след получил впоследствии название «Восточно-Уральский радиоактивный след» (ВУРС). Общая протяженность ВУРСа составляла 105-110 км в длину и 4,5-6 км в ширину [25, 26].

Расследование аварии показало, что причиной был взрыв сухих солей нитрата и ацетата натрия, образовавшихся в результате выпаривания растворов в емкости и саморазогрева при нарушении условий охлаждения. Хранилище было введено в эксплуатацию в 1953 году. Контрольно-измерительные приборы (разработанные в основном для предприятий химической промышленности) в условиях радиохимического производства подвергались коррозии и к осени 1957 года пришли в неудовлетворительное состояние. В акте технической комиссии отмечается, что «контроль уровня жидкости в банках и воды в каньонах отсутствовал вследствие выхода из строя контрольно-измерительных приборов еще в первые годы эксплуатации комплекса». Из-за высоких радиационных полей и конструктивных особенностей кабельных коридоров, проходящих в емкостях, ремонт системы контроля оказался невозможен. В хранилище использовалось только внешнее охлаждение, и емкости с отходами первоначально были целиком погружены в воду. При испарении растворов они постепенно начали всплывать, что приводило к нарушению герметичности линий приема радиоактивных веществ, в результате некоторые емкости, в том числе и та, которая впоследствии взорвалась, начали загрязнять охлаждающую воду.



Рис. 2.43. Опытная научно-исследовательская станция

Очищение охлаждающей воды стали проводить в том же отделении завода, где перерабатывались и отходы, из-за недостаточной производительности отделения такие емкости перевели на периодический режим охлаждения вместо постоянного. Периодический режим охлаждения оказался неэффективным, показания контрольно-измерительных приборов были ошибочны [26].

Для решения радиоэкологических и сельскохозяйственных проблем за пределами промплощадки, направленного на снижение последствий радиационной аварии, Министерство среднего машиностроения создает Опытную научно-исследовательскую станцию (ОНИС) ПО «Маяк» (приказ Минсредмаша № 0261 от 28 апреля 1958 года) (рис. 2.43). Через месяц, 27 мая 1958 года (дата рождения), появился соответствующий приказ № 150 по предприятию п/я 21 об организации ОНИС [27, 28]. В сентябре 1958 года уже на уровне Правительства принято решение о создании при химкомбинате «Маяк» Опытной научно-исследовательской станции, научным руководителем которой был назначен В. М. Ключковский.

ОНИС была размещена в пос. Метлино в 15 км от г. Озерска на базе совхоза № 2, ликвидированного из-за радиоактивного загрязнения его угодий (рис. 2.42). Этот поселок был специально построен для жителей населенных пунктов, переселенных в связи с радиоактивным загрязнением р. Течи. Но судьба вторично постигла этих людей, и им пришлось снова поменять место жительства, так как пос. Метлино находился на границе ВУРСа [7].

В соответствии со штатным расписанием ОНИС в 1958 году была представлена 5 лабораториями (агрономической, гидробиологической, почвенно-биоценологической, физико-дозиметрической и химической) и большой полевой сельскохозяйственной



**Глеб Аркадьевич
Серета
(1916—1990)**

венной группой. Численность ОНИС была утверждена в количестве 211 человек [28]. Первым директором ОНИС был назначен по совместительству начальник Центральной заводской лаборатории ПО «Маяк» Глеб Аркадьевич Серета, работавший в свое время в лаборатории «Б» на озере Сунгуль вместе с Тимофеевым-Ресовским, а затем организовавший институты экспериментальной метеорологии и атомной энергетики в г. Обнинске [27-29].

Впоследствии (с 1960 по 1969 годы) директором ОНИС был Николай Андреевич Корнеев, академик Всесоюзной академии сельскохозяйственных наук им. В. И. Ленина (ВАСХНИЛ) (1975). Факт самой аварии был строго засекречен вплоть до 1989 года, поэтому многие полученные материалы исследований увидели свет гораздо позже полученных в них выводов и без конкретных привязок

[29]. Непосредственное руководство по решению вопросов ведения животноводства на загрязненных радионуклидами территориях было поручено Б. Н. Анненкову, чья лаборатория токсикологии входила в состав образованного тогда же Филиала № 1 при ИБФ МЗ СССР. В лаборатории животноводства Л. А. Булдаковым начали проводиться эксперименты на животных, давшие начало многим последующим направлениям. Впоследствии часть полученных материалов вошла в его монографию «Радиоактивные вещества и человек» [30]. Полученные в те годы результаты не потеряли своей актуальности до настоящего времени.

До конца 1958 года было закончено формирование штата ОНИС. Научное ядро станции составили преимущественно молодые выпускники сельскохозяйственных вузов, биолого-почвенного факультета Московского государственного университета (МГУ), физтеха Уральского государственного технического университета, а также специалисты, перешедшие на работу в ОНИС с предприятия. К 1959 году станция начала нормально функционировать. Большую роль в научном становлении станции сыграли исследовательские организации других ведомств, а также Центральной заводской лаборатории [27, 28].

Несомненной заслугой В. М. Клечковского было привлечение к радиоэкологическим исследованиям на ОНИС ведущих ученых страны из Академии наук СССР (Почвенный институт им. В. В. Докучаева, Ботанический институт им. В. Л. Комарова, Зоологический институт, Лаборатория лесоведения, Институт биофизики), Всесоюзной академии сельскохозяйственных наук им. В. И. Ленина (Агрофизический институт), Главного управления гидрометеослужбы (Институт прикладной геофизики), Московской сельскохозяйственной академии им. К. А. Тимирязева, МГУ и других организаций [31].

ОНИС была крупной и богатой организацией, хорошее государственное финансирование позволяло проводить сложные эксперименты по изучению миграции радионуклидов по трофическим цепочкам. Фактически в 1958-1975 годах

на ОНИСе зародилась отечественная радиоэкология, а сама станция стала школой, воспитавшей целую плеяду отечественных радиоэкологов [31].

Проблемами, связанными с последствиями аварии 1957 года, непосредственно были заняты экспедиции Института прикладной геофизики Главного управления гидрометеорологической службы (Е. Н. Теверовский, Г. Ф. Хильми), биофизической лаборатории Тимирязевской академии (А. В. Егоров), биолого-почвенного факультета МГУ (С. Г. Рыдкий, И. И. Орлов). Многие сотрудники ОНИС начали свою деятельность с участия в исследовательских работах этих экспедиций. Специалисты центральной заводской лаборатории И. А. Терновский, Ю. Д. Корсаков, Р. В. Сомова, В. В. Грызина осуществляли методическое и практическое руководство в области мониторинга, дозиметрии, радиохимии и измерений.

Общее научное руководство в решении проблем аварии 1957 года, а затем проблем радиоэкологии осуществляла секция № 8 научно-технического совета Минсредмаша (Минатома), которой последовательно руководили академик ВАСХНИЛ В. М. Ключковский, ученый с исключительно широкими научными интересами, а затем академик АМН (РАМН) Л. А. Ильин. При подготовке решения об организации ОНИС В. М. Ключковский еще в феврале 1958 года сформулировал основные научные задачи станции [27, 28]. Эти задачи остаются актуальными не только для Уральского региона, но и для других территорий, где существует радиоактивное загрязнение.

Основные научные задачи, сформулированные при подготовке решения об организации ОНИС:

- изучение миграции радиоактивных веществ в условиях радиоактивного загрязнения территории;
- изучение накопления радиоактивных веществ в сельскохозяйственных продуктах;
- агротехнические приемы снижения накопления радиоактивных веществ в растениях;
- разработка рекомендаций по сельскохозяйственному использованию загрязненной территории;
- изучение генетических последствий воздействия повышенного фона радиации на животных и растения в условиях радиоактивного загрязнения территории.

Для решения вышеуказанных задач, охватывающих широкий спектр радиоэкологических исследований, кроме ОНИС были привлечены и другие организации. В развернутых в 1958-1959 годах исследованиях на базе Опытной станции участвовало более 10 академических и ведомственных научно-исследовательских институтов [28].



**Всеволод Маврикиевич
Ключковский
(1890-1972)**



**Николай Андреевич
Корнеев
(1923-2019)**

становится Н. А. Корнеев, а заместителем директора по научной работе до 1986 года — А. П. Поваляев.

Тематический план ОНИС и научных организаций, работавших на ее базе, в 1958-1959 годах включал такие направления исследований, как распределение и миграция радиоактивных веществ в окружающей среде, поступление радионуклидов в урожай сельскохозяйственных культур и продукцию животноводства, способы мелиорации (дезактивации) почв, агротехнические приемы, снижающие поступление радионуклидов в урожай, токсикология радионуклидов у сельскохозяйственных животных, биологическое действие радиоактивного загрязнения территории на сельскохозяйственные растения, генетические последствия такого загрязнения на флору и фауну, разработка приемов ведения сельскохозяйственного производства на загрязненной территории, очистка молока, сахара и растительного масла от радиоактивного загрязнения. Следует подчеркнуть, что в отличие от мировой и отечественной практики выполнения экспериментальных работ, характеризовавшейся в основном лабораторными исследованиями, здесь все работы выполнялись в натуральных или производственных условиях. Например, в 1959 году разработка способов ведения растениеводства в условиях радиоактивного загрязнения осуществлялась на площади 560 га, а токсикология радионуклидов у коров и овец изучалась на сотне животных. Практика натуральных исследований была сохранена в ОНИС в течение всей ее деятельности.

Весной 1958 года Министерство сельского хозяйства РСФСР командировало на Южный Урал сотрудников Республиканской ветеринарной лаборатории А. П. Поваляева (1930 г. р.) и И. Я. Панченко для оценки сложившейся в результате аварии ситуации. По их докладу в марте 1959 года было принято решение об организации Комплексной научно-исследовательской сельскохозяйственной радиологической лаборатории в Челябинске, а А. П. Поваляев был назначен ее директором [32]. Позднее, стремясь сохранить коллектив, сложившийся на Южном Урале, Поваляев при активном содействии заместителя начальника 7-го Главного управления при Минсельхозе В. В. Колосова, который занимался оборонными проблемами, добивается в 1971 году правительственного решения о создании в Обнинске Всероссийского научно-исследовательского института (ВНИИ) сельхозрадиологии²⁴, первым директором которого

²⁴ Решение об организации Всесоюзного научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии — ВНИИСХР (в настоящее время Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии) с подчинением Министерству сельского хозяйства СССР было принято постановлением Совета Министров СССР 31 июля 1970 г. № 625-195.

В 1959 году начальником ОНИС стал Н. А. Корнеев, кандидат сельскохозяйственных наук, имевший хорошую практику в организации исследований и большой научный опыт в вопросах кормопроизводства (впоследствии на основе выполненного цикла работ по организации животноводства в условиях радиоактивного загрязнения территории он защитил докторскую диссертацию и после ухода из ОНИС в 1969 году возглавил новый Институт сельскохозяйственной радиологии МСХ в Обнинске) [28].

В это же время заместителем начальника ОНИС был назначен ученик В. М. Клечковского выпускник Тимирязевской академии, агрохимик по образованию, кандидат биологических наук Е. А. Федоров, деятельность которого до его безвременной кончины в 1987 году (в должности начальника ОНИС с 1969 по 1987 годы) благодаря большой эрудиции, знаниям и инициативе, определяла научный и практический курс станции, ее успехи и достижения [33]. Выходцы с предприятия, бывшие производственники Л. Н. Тюменев и А. В. Иванова, возглавили физическую и химические лаборатории и руководили ими на протяжении более чем двух десятилетий [27, 28]. Приведенный выше перечень задач ОНИС на начальном этапе ее деятельности был подчинен достижению главной практической цели — снижению последствий аварии 1957 года, обеспечению радиационной безопасности населения, проживавшего в условиях радиоактивного загрязнения территории, и восстановлению хозяйственного использования загрязненной территории, в том числе отчужденных из использования площадей около 1000 км² при уровнях загрязнения свыше 2 кюри на квадратный километр по стронцию-90, определявшему долгосрочные радиологические последствия аварии.

Первые рекомендации по сельскохозяйственному использованию загрязненной территории преимущественно для зоны, где допускалось сельскохозяйственное производство, были подготовлены В. М. Клечковским, Г. А. Середой и В. Т. Одиновым еще в мае 1958 года. Исследовательские работы 1958-1959 годов позволили проверить многие положения рекомендаций и эффективность мероприятий [28].

На заседании секции № 8 НТС МСМ 15 марта 1960 года по предложению Е. А. Федорова было принято решение о сельскохозяйственном использовании 5000 га загрязненных земель, закрепленных за Опытной станцией, под семенные участки. В 1960 году было освоено 1000 га загрязненных земель. В начале февраля 1961 года дирекцией предприятия было принято решение организовать на ОНИС товарное сельскохозяйственное производство, включая производство молока. В этом же году были освоены все производственные земли ОНИС на площади 10 тыс. га. Понадобилось только два года деятельности, чтобы научные разработки были воплощены в жизнь [28]. Научно-практические разработки ОНИС, Филиала № 4



**Евгений Алексеевич
Федоров
(1928-1987)**



Рис. 2.44. Л. А. Булдаков (слева) и Г. Н. Романов (справа) на научной конференции, посвященной 100-летию со дня рождения Н. В. Тимофеева-Ресовского

Института биофизики МЗ СССР и других организаций явились основанием для принятия в это же время решения о восстановлении сельскохозяйственного и лесохозяйственного производства на отчужденной территории Восточно-Уральского радиоактивного следа с учетом необходимости обеспечения мер радиационной защиты населения. Это решение включало комплекс мер, состоявших из перепланирования системы землепользования, преимущественного производства мяса (свинина, говядина), всемерного исключения использования естественных пастбищ и сенокосов, внедрения специальных способов обработки почвы (в частности глубокой вспашки), агротехники, содержания и откорма животных. Некоторые меры были использованы и в лесном хозяйстве [28].

Возобновление хозяйственного использования загрязненной территории было начато в 1961 году. Внедрение модифицированных систем ведения сельского и лесного хозяйства осуществлялось путем организации специализированных совхозов и лесхозов в Челябинской и Свердловской областях.

Сельскохозяйственное использование загрязненных территорий осуществлялось поэтапно. Вначале в эксплуатацию были введены угодья с плотностью загрязнения до 5-10 Ки на квадратный километр по стронцию-90, затем все более загрязненные земли. Полная хозяйственная реабилитация территории Восточно-Уральского радиоактивного следа была завершена к 1981 году. В результате в использование было вовлечено 82 % ранее отчужденных площадей (около 90 тыс. га) с максимальной плотностью загрязнения 100 Ки на квадратный километр. На наиболее загрязненных землях в головной части следа, где размещается экспериментальная база ОНИС, в 1966 году был создан Восточно-Уральский государственный заповедник [28].

Научно-практический опыт хозяйственной реабилитации больших территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению, послужил основой для раз-

работки соответствующих рекомендаций (в 1963, 1968 и 1973 годах). Такие рекомендации разрабатывались под руководством академика В. М. Ключковского и руководителей ОНИС Н. А. Корнеева, Е. А. Федорова и Г. Н. Романова при активном и непосредственном участии коллектива специалистов Опытной станции [28] (рис. 2.44).

Территория ВУРСа стала для ученых и специалистов исследовательским полигоном в рамках подготовки к ограниченной атомной войне. Мир в те годы балансировал на грани атомного безумия, и страны, обладавшие атомным оружием, искали способы выживания в случае неожиданного ядерного конфликта [27]. Этот опыт пригодился позднее при решении самых разных задач.

Важным этапом в деятельности ОНИС является участие ее коллектива в работах на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Практически с первых дней аварийной ситуации в штабе по ликвидации ее последствий в г. Чернобыль приступила к работе группа специалистов ОНИС во главе с ее начальником Е. А. Федоровым.

Опыт исследований на Урале позволил уже летом 1986 года развернуть в Чернобыльской зоне работу комплексной экспедиции ОНИС под руководством Г. Н. Романова, оборудовать лабораторный стационар и измерительный комплекс, что позволило в короткие сроки провести анализ нескольких тысяч образцов и получить информацию, на основе которой были разработаны рекомендации по снижению последствий аварии на ЧАЭС в агропромышленной сфере и лесном хозяйстве. В общей сложности с 1986 по 1990 годы в этих работах приняли участие около 100 работников ОНИС [27].

Направления научной деятельности ОНИС осуществлялись в течение различных по длительности периодов времени, но в целом можно выделить следующие основные этапы:

- 1958-1964 годы — становление, решение проблем, связанных с аварией 1957 года;
- 1960-1970 годы — разработка основ радиоэкологии, военные аспекты;
- 1980-1986 годы — радиоэкологические принципы размещения и деятельности предприятий атомной промышленности и обращения с их отходами и побочной продукцией;
- 1986-1991 годы — решение проблем, связанных с аварией на Чернобыльской АЭС;
- после 1991 года — решение проблем радиационно-экологической и хозяйственной реабилитации территории Уральского региона и площадки ПО «Маяк», радиационный мониторинг [27].

Успехи станции, ее научно-практический опыт определяются и тем, что в составе ее научного ядра длительное время трудились следующие ученые:

- Н. П. Архипов — начальник лаборатории до 1987 года, кандидат биологических наук, лауреат премии Совета Министров СССР;
- Н. И. Буров — начальник лаборатории до 1985 года, кандидат биологических наук;
- Б. С. Пристер — начальник лаборатории до 1979 года, кандидат, затем доктор биологических наук, лауреат Государственной премии;
- Г. Н. Романов — начальник лаборатории, с 1969 года — заместитель начальника ОНИС, с 1987 года — начальник ОНИС, кандидат технических наук, лауреат Государственной премии;



Г. Н. Романов
(1935-2003)

Р. М. Алексахин
(1936-2018)

Б. С. Пристер
1938

Ф. А. Тихомиров
(1931-2003)

- Л. Н. Тюменев — начальник лаборатории до своей кончины в 1980 году;
- Е. А. Федоров — кандидат биологических наук, лауреат Государственной премии, начальник ОНИС до своей безвременной кончины в 1987 году.

Радиозэкологи, «воспитанные» на Уральской земле, внесли существенный вклад в развитие радиозэкологии России.

Комплекс радиозэкологических исследований в области лесной радиозэкологии, миграции радионуклидов в системе почва — сельскохозяйственные растения — животные на территории ВУРСа был проведен Рудольфом Михайловичем Алексахиным, видным ученым в области сельскохозяйственной и общей радиозэкологии, учеником академика В. М. Клечковского.

С 1959 года научная деятельность Ф. А. Тихомирова в течение более 40 лет была связана с исследованиями на территории Восточно-Уральского следа. Здесь Ф. А. Тихомиров под руководством своих учителей проф. Г. Ф. Хильми и чл.-корр. АН СССР А. А. Молчанова выполнил уникальные комплексные радиозэкологические исследования воздействия ионизирующих излучений на лесные экосистемы и миграции радионуклидов в лесных биогеоценозах. Особое внимание он уделил радиобиологии и радиозэкологии хвойных древесных растений, радиочувствительность которых близка к радиочувствительности млекопитающих. Результаты именно этих исследований позволили ему сформулировать важнейшие положения по радиозэкологии экосистем. Им впервые в мире была рассчитана летальная доза для взрослых деревьев сосны.

ОНИС — одна из немногих научных организаций, которая имеет опыт изучения последствий двух наиболее крупных радиационных аварий (Кыштымской и Чернобыльской). Следует также подчеркнуть, что сотрудники станции имеют опыт исследования ветрового разноса радиоактивного вещества с берега оз. Карачай весной 1967 года, а также загрязнения реки Течи.

2.2.4. Природные характеристики региона

Геоэкологическая характеристика региона

Регион размещения ФГУП «ПО «Маяк» (включая ВУРС) находится на территории Среднего и Южного Урала. Северная его часть относится к лесной зоне, западная — к горно-лесной, центральная и южная — к лесостепной [34, 35]. Большая

часть региона лежит в лесном и лесостепном Зауралье со значительным разнообразием природных и почвенно-климатических условий. Ландшафтная неоднородность (наличие большого количества озер, болот, понижений и впадин, лесных массивов и колков) усложняет структуру земной поверхности и оказывает влияние на неравномерность радиоактивного загрязнения, фомируемого воздушными выбросами.

По характеру рельефа региона размещения ПО «Маяк» выделяются следующие зоны: западная — горная, центральная — возвышенная равнина и восточная — низменная. Горная зона занимает около 15 % территории. Горы низкие, самые значительные вершины не превышают 1 км. Западная часть территории ВУРСа имеет вид слегка наклоненной к востоку волнистой равнины с абсолютными отметками 200-400 м, расчлененной густой сетью речных долин, достигающих глубины 50 м. Восточная часть представлена плоской, слаборасчлененной равниной, имеющей небольшой уклон с высотными отметками 140-160 м. На водоразделах расположено большое количество озер и болот.

Климатический и метеорологический режим

Регион расположения ФГУП ПО «Маяк» характеризуется умеренно континентальным климатом [35-40]: продолжительной холодной зимой с устойчивым снежным покровом, умеренно теплым (иногда жарким) летом с повышенным количеством осадков в июле, короткими переходными сезонами. Репрезентативными для характеристики климатического режима на рассматриваемой территории являются метеорологическая станция Верхний Уфалей и метеостанция ФГУП ПО «Маяк», запись климатических условий на которой ведется с начала деятельности предприятия.

Температурные данные показывают, что холода начинаются в октябре и заканчиваются в мае. Самый холодный месяц — январь со средней температурой $-15,8$ °С, при этом абсолютный минимум $-43,2$ °С был зарегистрирован в декабре 1955 года. Самый жаркий месяц — июль со средней температурой $+18,4$ °С; абсолютный максимум $+37,3$ °С наблюдался в июле 1952 года. Средняя годовая температура воздуха составляет $+2,6$ °С. Колебания суточной температуры воздуха — очень значительные во все времена года.

Первые морозы в среднем бывают 15 сентября, самое раннее — 3 сентября, а самое позднее — 5 октября. Температура почвы в слое почвы глубиной до 0,5 м обычно соответствует температуре воздуха. На глубине более 1 м наблюдается сдвиг календарного графика хода температуры почвы по сравнению с температурой воздуха: максимальная температура наблюдается в августе, а минимальная — в марте. На глубине 2 м самая высокая среднемесячная температура почвы достигает $+15,8$ °С, а самая низкая $-4,2$ °С. Наибольшие глубины промерзания почвы составляют от 1,8 до 2,0 м и зарегистрированы в марте.

Максимальное среднее давление наблюдается зимой (994 мбар), летом давление падает. Самое низкое среднемесячное атмосферное давление наблюдается в июле (983 мбар) и совпадает по времени с максимальной температурой воздуха. Средняя за год облачность составляет 60 %. Годовая продолжительность солнечного сияния равняется 1870-2090 ч.

Как и температура, влажность воздуха характеризуется значительной годовой и суточной изменчивостью. Среднегодовая относительная влажность воздуха составляет 71 %. Относительная влажность воздуха минимальна в мае-июне (от 58 % до 61 %), максимальна — в декабре-феврале (от 77 % до 78 %). Максимальные

значения относительной влажности в течение суток наблюдаются ночью и утром (от 70 до 80 %) и в некоторые дни могут достигать 100 %. В течение дня влажность падает до 40-60 %, а иногда до 15-25 %. Самое большое количество сухих дней (с относительной влажностью менее 30 %) наблюдается в мае и составляет от 10 до 12 дней. Самое большое число влажных дней (с относительной влажностью более 80 %), около 12 дней, наблюдается с декабря по январь. Суточные колебания абсолютной влажности наиболее значительны в июле и августе, когда они могут достигать от 0,7 до 2,4 г/м³. Суточные колебания абсолютной влажности зимой не превышают от 0,5 до 1,0 г/м³.

Максимальное количество осадков выпадает в летние месяцы. Наибольшее суточное количество осадков бывает летом во время гроз и ливней и достигает от 25 до 40 мм, при этом максимальное значение составляет 62,9 мм. Потери на испарение в целом больше среднего количества осадков. Первый снег выпадает в середине октября, постоянный снежный покров устанавливается во второй декаде ноября. Количество дней со снежным покровом составляет от 150 до 170. На открытой местности глубина снега может достигать от 30 до 35 см, а в лесах — от 45 до 55 см. Обычно снег начинает таять в конце марта, и таяние продолжается в течение 15-20 дней. Средняя интенсивность снеготаяния в районе составляет от 2 до 6 мм/день.

Среднее количество атмосферных осадков за год в районе ПО «Маяк» составляет 514 мм, распределение осадков по месяцам приведено в таблице 2.35 [35].

Таблица 2.35. Количество атмосферных осадков в районе ПО «Маяк»

Месяц	Количество осадков, мм							
	= 0,0	≥ 0,1	≥ 0,5	≥ 1,0	≥ 5,0	≥ 10,0	≥ 20,0	≥ 30,0
Январь	3,22	18,15	12,88	8,22	0,66	0,05	0,0	0,0
Февраль	3,22	13,85	9,32	5,73	0,68	0,15	0,0	0,0
Март	2,88	12,02	7,95	5,2	0,68	0,15	0,0	0,0
Апрель	2,51	10,56	8,56	6,88	1,85	0,63	0,05	0,0
Май	2,88	13,29	10,98	9,1	3,07	1,17	0,32	0,1
Июнь	2,05	14,54	12,68	11,02	5,07	2,29	0,44	0,22
Июль	1,56	15,71	14,12	12,02	6,02	3,17	1,24	0,59
Август	1,95	15,29	13,12	10,83	4,05	1,83	0,37	0,2
Сентябрь	2,0	15,32	12,9	9,85	3,76	1,12	0,12	0,1
Октябрь	2,95	18,82	15,31	12,05	2,54	0,59	0,1	0,0
Ноябрь	2,73	17,9	12,8	9,12	1,68	0,37	0,02	0,0
Декабрь	3,27	18,05	12,98	8,61	1,24	0,15	0,0	0,0
Год	31,22	183,5	143,6	108,63	31,3	11,67	2,66	1,21

Направление и скорость ветра имеют сезонную цикличность. Зимой основное влияние на гидрометеорологические условия Южного Урала оказывает южный гребень азиатского антициклона, в этот период преобладают западные ветры с южной составляющей (50-65 %). Летом Азорский антициклон приводит к повышению атмосферного давления на западе Южного Урала, в результате преобладают ветры

Таблица 2.36. Среднегодовая повторяемость направлений ветра и штилей в районе ПО «Маяк»

Ветровой режим	С	СВ	В	ЮВ	Ю	ЮЗ	З	СЗ	Штиль
Повторяемость направлений ветра, %	8	6	9	9	8	16	35	9	23

Таблица 2.37. Среднемесячные скорости ветра в районе ПО «Маяк», м/с

I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
2,1	2,2	2,3	2,5	2,4	2,0	1,7	1,8	2,1	2,5	2,3	2,3

западного и северного направлений (50 %). В целом в течение года в районе ПО «Маяк» преобладают ветры западного направления. Среднегодовая повторяемость направлений ветра и штилей представлена в таблице 2.36.

Средние скорости ветра относительно слабо изменяются по месяцам (таблица 2.37) — от 1,7 до 2,5 м/с. Максимальная скорость ветра составляет 24 м/с.

В районе расположения ПО «Маяк» случаются туманы, обледенения, грозы, град, снегопады и метели. Туманы могут наблюдаться в любое время года, при этом среднее количество дней с туманом в году равно 15. Количество дней с метелями может значительно колебаться от года к году. В среднем в течение одного года регистрируется до 33 дней с метелями, а максимальное количество таких дней — 58. Грозы обычно наблюдаются летом, реже весной и осенью, среднее количество в году дней с грозами — 25, а самое большое — 38. Град обычно наблюдается во время ливневых осадков. Среднее количество дней с градом 1,8, наибольшее — 4 дня в году. Диаметр градин может достигать 4-5 см.

За столетний период наблюдений Уральское управление по гидрометеорологии зарегистрировало 6 ураганов и 12 смерчей различной степени интенсивности в Пермской, Свердловской и Челябинской областях, а также Республике Башкортостан [40]. Интенсивность смерчей, которые наблюдались вблизи района расположения ПО «Маяк», не превышала класс F_2 по шкале Фуджиты (этот класс смерчей характеризуется скоростью ветра до 50-70 м/с, при котором возможно разрушение передвижных и ветхих домов в сельских районах, вырывание с корнем крупных деревьев, выбивание крыши и окон, опрокидывание товарных вагонов).

Гидрографическая сеть

Река Теча является частью гидрологической системы Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь, принадлежащей бассейну Карского моря (рис. 2.45) [38, 41, 42]. Территория водосбора Течи расположена между горным Уралом и долиной р. Тобол. Через Течу осуществляется русловый сток воды из Каслинско-Иртышской системы озер. До середины 1950-х годов началом Течи являлся исток из озера Иртыш с транзитом воды через озеро Кызылташ. Теча также принимала сток воды из озера Улагач через приток — р. Мишеляя.

Сбросы радионуклидов перед поступлением в Течу сначала направлялись в проточный водоем-отстойник В-3 (Кокшаровский пруд), построенный в 1951 году, а затем в водоем В-4 (Метлинский пруд) (рис. 2.45).

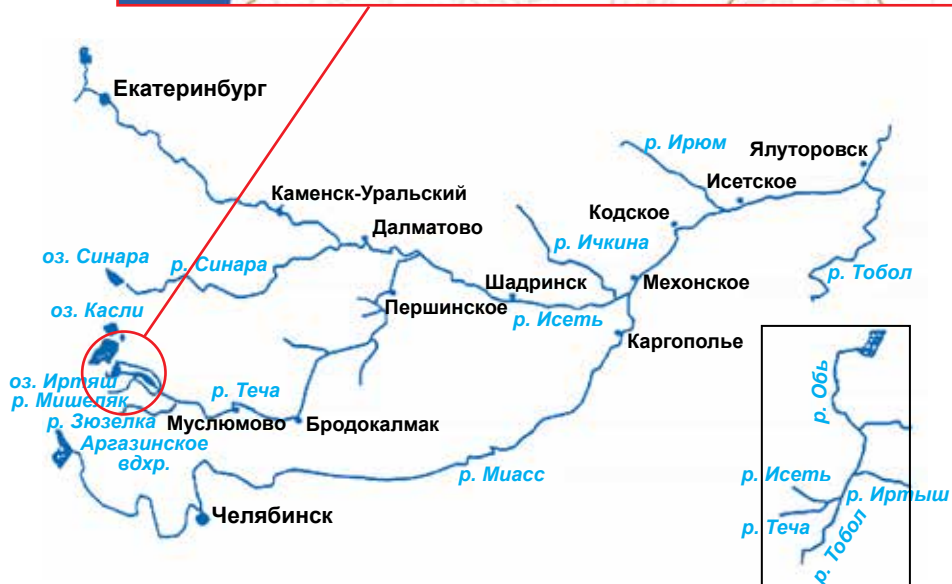
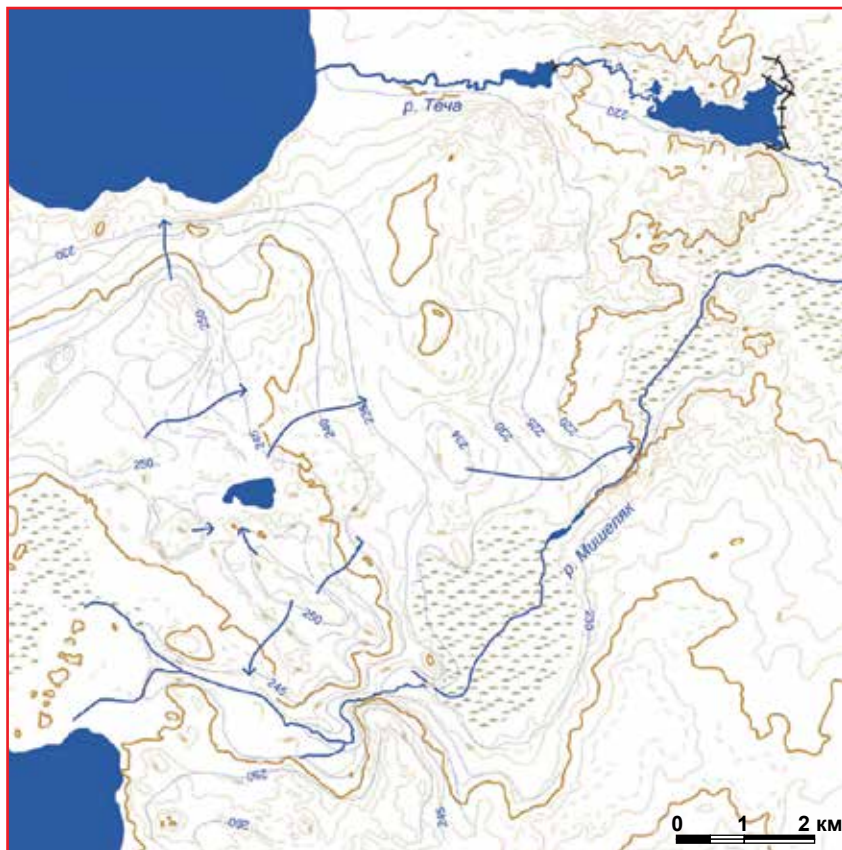


Рис. 2.45. Гидрографическая система реки Течи до создания ТКВ

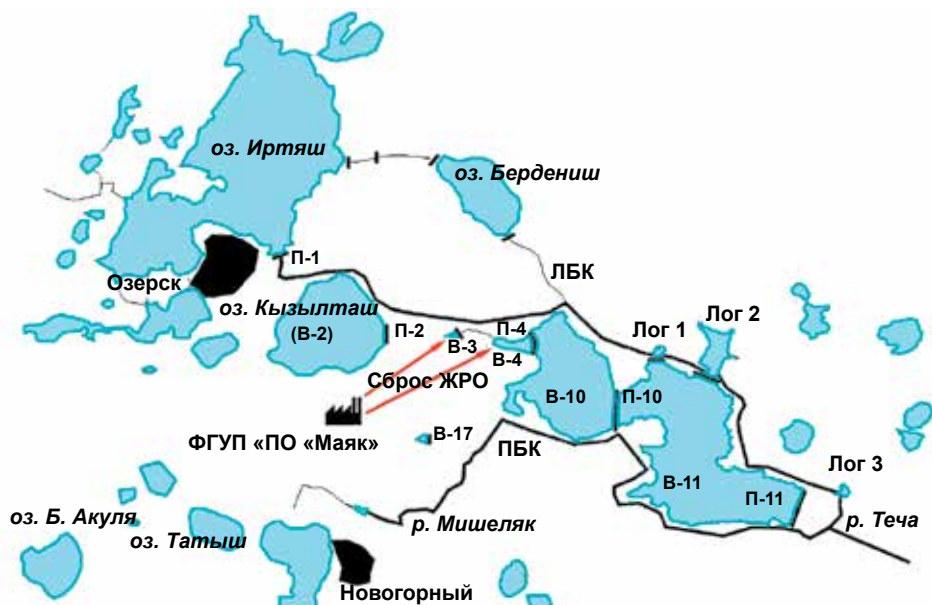


Рис. 2.46. Схема расположения основных гидротехнических сооружений ТКВ [43]

В 1956 году русло реки было перекрыто земляной плотиной и создан водоем В-10, что позволило прекратить поступление радионуклидов в открытую гидрографическую систему. Позднее в 1964-1965 годах ниже по течению реки был сооружен еще один непроточный водоем В-11. В 1950-1960 годах вдоль левого и правого берегов водоемов В-10 и В-11 были проложены обводные каналы (левобережный — ЛБК и правобережный — ПБК). Созданная в верховьях реки гидротехническая система, включающая четыре водоема (В-3, В-4, В-10, В-11), ограждающие дамбы и обводные каналы, получила название Теченского каскада водоемов (ТКВ) (рис 2.46).

Регулируемый сток Каслинско-Иртышской системы озер осуществляется теперь по ЛБК, а сток р. Мишеляк направлен по ПБК. Основным назначением ЛБК и ПБК является пропуск избыточных чистых вод из озера Иртыш и озера Татыш, а также перехват и отвод от спецводоемов ТКВ поверхностно-склонового и грунтового водного стока с водосборной площади р. Течи и р. Мишеляка. Вода в каналах течет самотеком, так как русло каналов имеет уклон. Между каналами и водоемами существует фильтрационная связь. При уровне воды в канале выше «нулевой» точки (точки, где уровни воды в канале и водоеме равны) фильтрация направлена от канала к водоему, а ниже — от водоема к каналу.

С 1965 года началом р. Течи считается нижний бьеф плотины водоема В-11. В верхнем течении начиная от плотины П-11 и до с. Муслимово река протекает по широкой долине с множеством болот. Наибольшую территорию занимают болота в районе бывшего с. Асаново (около 3-4 км от П-11) общей протяженностью 10 км и шириной около 2 км.

Пойма на этом участке реки двухсторонняя, преобладающая ширина поймы 2,0-2,5 км, в сужениях 0,4-0,8 км, в конце участка до 0,12 км. Поверхность поймы заболо-

ченная с преимущественно торфянистыми грунтами, в нижней части — глинистыми. Ежегодно пойма затопляется слоем воды 0,2-1,0 м, до 2 м в высокое половодье.

Русло умеренно извилистое. По болотам река растекается отдельными ручейками, местами длинными протоками. Дно реки торфянисто-илистое, неровное, с углублениями до 5 м.

Долина в среднем течении ниже Муслюмово до впадения р. Басказыка располагается на плоскоравнинной местности, наклоненной к реке. Преобладающая ширина поймы 300-400 м, в районе с. Лобаново до 700 м. Поверхность поймы луговая или кустарниковая, преимущественно ровная, слагается супесчаными грунтами. Затопляется на время половодья. Русло умеренно извилистое. Дно реки на плесах песчаное, неплотное, у берегов суглинистое.

Долина в нижнем течении реки на участке от места впадения р. Басказыка до устья р. Течи прямая. Ширина долины по дну от 240 м до 2 км. Пойма двухсторонняя, асимметричная, сухая, луговая, местами кустарниковая, шириной 110-700 м, в среднем около 400 м, суглинистая. В половодье обычно затапливается. Русло умеренно извилистое.

Река Теча питается преимущественно снеговыми талыми водами, в верховьях стоком с озер. В верхнем течении большое влияние на режим реки оказывает заболоченная пойма, задерживающая значительную часть талых и дождевых вод, отдача которых в русло реки происходит в течение межени. Коэффициент подземного питания реки составляет 10-30 % от общего речного стока.

Основные притоки Течи — реки Мишеляк, Зюзелга, Басказык. Правый приток Течи — Мишеляк, впадает в Метлинский пруд. Длина реки Мишеляк — 21 км. Среднеголетний сток реки составляет 0,8 м³/с.

Современная длина Течи — 243 км, площадь водосборного бассейна — 7600 км², средний уклон 0,6 ‰. Нарастание водосборной площади для правого и левого берегов происходит неравномерно. На правом берегу в Течу впадают несколько притоков со значительной площадью водосборной территории, поэтому площадь водосбора заметно увеличивается. По левому берегу притоков с большой площадью нет, поэтому нарастание водосборной площади происходит равномерно по длине русла.

Половодье происходит обычно в апреле. Наибольшая интенсивность подъема уровня воды составляет 50-75 см/сут, средняя — 36 см/сут. Интенсивный спад уровня воды заканчивается в конце апреля — начале мая, замедленный может продолжаться до конца июня. Наибольшая интенсивность спада — 50-75 см/сут, средняя — 11-18 см/сут.

С июня на реках Челябинской области начинается период летней межени. В это время в результате сильного испарения запасов летних вод оказывается недостаточно для поддержания высокого уровня воды в реках. Поэтому после спада весеннего половодья устанавливаются низкие уровни, достигающие минимума к концу лета — началу осени. Межевые уровни неустойчивые, наиболее низкая межень удерживается до середины — конца октября. Минимальные среднемесячные расходы воды Течи 95%-ной обеспеченности в период летне-осенней межени составляют 0,6 м³/с, в период зимней межени — 0,22 м³/с. В период минимальной водности водоток имеет следующие морфометрические характеристики:

- средняя ширина — 10,0 м (летом) и 8,0 (зимой);
- средняя глубина — 0,3 м (летом) и 0,15 м (зимой);
- средняя скорость течения — 0,2 м/с (летом) и 0,18 м/с (зимой);

- коэффициент извилистости участка — 1,02.

Среднегоголетний сток реки составляет 2,95 м³/с.

В середине ноября на реке появляются ледовые образования. Река замерзает примерно с 25 ноября по 11 декабря. Средняя толщина льда на реке к концу зимы — 40-50 см. В суровые зимы толщина льда достигает 70-80 см. В такие зимы река может промерзнуть до дна.

Средняя температура в реке в наиболее теплом месяце июле +17,5-20,5 °С. Максимальная температура воды в реке может достигать +30 °С и более.

Заметную роль в ландшафте региона ПО «Маяк» играют озера различного размера, обычно имеющие округлую форму и занимающие плоские понижения [35, 38]. Глубина озер невелика, не превышает 5-6 м. Водная масса хорошо прогревается летом. Ледовый покров устанавливается к середине ноября, вскрытие озер происходит в начале мая. В свободный ото льда период для уральских озер типична гомотермия. Форма котловины озер чашеобразная, изрезанность береговой линии незначительна. Водное питание озер осуществляется главным образом за счет вод местного подземного и поверхностного стока и атмосферных осадков. Озера очень разнообразны по химическому составу. Наряду с солоноватыми водоемами встречаются и пресные с малой минерализацией воды. Большинство озер имеет рыбохозяйственное использование.

Почти все озера в регионе ПО «Маяк» входят в Иртышско-Каслинскую систему озер. Общая площадь акватории этой водной системы — 280 км², площадь водосбора — 1,8 тыс. км² [3]. Озера соединены протоками, уровень воды регулируется плотинами на оз. Б. Касли и на оз. Иртыш. Площади зеркал изменяются в широких пределах от 0,4 км² (Каракульмяк) до 72 км² (Иртыш). Наиболее крупными озерами являются Иртыш, Кызылташ, Улагач, Жожакуль, Бердениш, Татыш, Акакуль, Аргаш, Калды.

Почва

Почвенный покров региона ПО «Маяк» отличается большим разнообразием [35, 44]. Наиболее распространенными являются черноземные, серые лесные и подзолистые почвы.

Черноземные почвы приурочены к открытым, безлесным пространствам, к местам залегания бурых карбонатных суглинков (невысокие плато, средние и нижние части пологих склонов). По механическому составу черноземы относятся к группе легких иловатых и тяжелых суглинков. По мощности гумусового горизонта преобладающими являются среднемощные и маломощные виды, средний показатель мощности равен 30-40 см. Содержание гумуса в верхнем пахотном горизонте составляет в среднем 7,4-4,5 %. В составе обменных катионов преобладает кальций (65-85 %).

Серые лесные почвы имеют значительное распространение в лесостепной зоне ВУРСа. Темно-серые разновидности серых лесных почв встречаются и на открытых пространствах, занятых пахотными угодьями. Механический состав серых лесных почв — глинистый и суглинистый с преобладанием пылевато-иловатых фракций. Среднее содержание гумуса в темно-серых почвах составляет 6,2 %, в серых — 3,7 %, в светло-серых — 2,0 %. В составе обменных оснований серых лесных почв преобладает кальций.

Подзолистые почвы развиваются, как правило, на продуктах выветривания коренных пород, крутых склонов гор и холмов, под пологом хвойных лесов, в условиях временного избыточного увлажнения. На территории ВУРСа они распространены в сосновых борах. Они характеризуются маломощным (2-8 см) перегнойным горизонтом; бедные по запасам питательных веществ, малоплодородные. В среднем содержание обменного кальция колеблется от 2,5 до 3 г/кг.

Лугово-болотные почвы развиваются на плоских, слабодренированных равнинах и в поймах рек, по берегам болот. Их образование связано с заболачиванием плоских обширных бессточных понижений и с зарастанием мелких озер.

В регионе ПО «Маяк» встречаются также засоленные почвы. Солонцы и солончаки имеют незначительное распространение и залегают на самых пониженных элементах рельефа, непосредственно вокруг озер и болот, а также в долинах рек. В юго-западной части ВУРСа солонцы и солончаки встречаются в прибрежной зоне оз. Урускуль и Бердениш.

По берегам озер и рек также встречаются почвы легкого механического состава. Мощность песчаных слоев по берегам озер варьирует от нескольких сантиметров до 2 м, а по берегам рек составляет, как правило, несколько метров. На приозерных участках под слоем песка залегают гумусированный горизонт или горизонт суглинки.

Биота

Растительный и животный мир в регионе ПО «Маяк» многообразен [35, 38, 45-47].

Флора насчитывает 393 вида высших растений, 26 видов представлено деревьями и кустарниками. Растительность типично лесостепная, в основном европейского происхождения (береза, сосна; из травянистых растений — виды из семейств осоковые, злаковые, зонтичные и сложноцветные). Европейские виды составляют 85 % видового состава флоры, 10 % — виды сибирского происхождения, 4 % — реликты, 1 % — заносные виды.

Большая часть территории ВУРСа занята березовыми массивами, чередующимися с безлесными пространствами лугов и степей. В лесах встречаются 7 видов мхов. На опушках растут пижма, полынь, горошек, змееголовник, девясил, душица, зверобой, спаржа лекарственная и другие виды. Лесостепь является зоной распространения многих пищевых и лекарственных растений, а также различных грибов.

Леса паркового типа в регионе ПО «Маяк» состоят из березняка (60 %) и сосны (40 %). Кустарниковый ярус лесов развит слабо и представлен кустами боярышника, рябины, крушины, кизильника, смородины и черемухи. В низинах среди полей и лугов произрастают колки осинового леса.

На большинстве болот господствует осока, образующая кочки, между которыми стоит вода и произрастают сфагновый мох и клюква. По берегам озер встречаются значительные заросли тростника до 2-2,5 м высотой с примесью рогаза.

Фауна позвоночных животных насчитывает 214 видов птиц, 43 вида млекопитающих, 18 видов рыб, пять видов земноводных, четыре вида рептилий. В регионе ПО «Маяк» отмечено 29 видов птиц (беркут, скопа и др.) и четыре вида летучих мышей, занесенных в Красную книгу Челябинской области.

Видовой состав птиц имеет смешанный характер сочетания видов сибирского комплекса (снегирь, свиристель и др.), видов умеренных широт (воробьи, грачи

др.) и видов европейской фауны (лазоревка, зяблик и др.). Широко представлены водоплавающие и околоводные виды птиц (кряква, чайки, кулики и др.).

Фауна млекопитающих характерна для лесостепного Зауралья. Отмечены следующие виды млекопитающих [45].

Отряд Насекомоядные — *Insectivora*: еж обыкновенный (*Erinaceus erinaceus* L.), 4 вида бурозубок, кутора обыкновенная (*Neomys fodiens*). Обыкновенный еж нередко встречается в сумеречное время в лесах и прилегающих к ВУРСу населенных пунктах. Среди бурозубок наиболее часто встречается обыкновенная (землеройка) и средняя (*Sorex araneus* L. и *Sorex caecutiens* Laxm.).

Отряд Рукокрылые (летучие мыши) — *Chiroptera*: кожан двухцветный (*Vespertilio murinus* L.) и 3 вида ночниц. В регионе ПО «Маяк» обнаружены локальные очаги радиоактивного загрязнения, обусловленные жизнедеятельностью колоний летучих мышей.

Отряд Зайцеобразные — *Lagomorpha*: заяц-беляк (*Lepus timidus* L.), заяц-русак (*Lepus europaeus* Pall.).

Отряд Грызуны — *Rodentia*, семейство Бобровые — *Castoridae*: бобр речной (*Castor fiber* L.). Реакклиматизация бобра на Урале была начата с 1947 года. С 1963 года начато промысловое использование популяций. Первые бобры появились в санитарно-защитной зоне ПО «Маяк» на северной стороне водоема В-11 в 1986 году. В последующие годы колония бобров заметно разрослась. В 1997 году отмечено появление бобров и образование колонии в районе озера Бердениш.

Семейство Беличьи — *Sciuridae*: белка обыкновенная (*Sciurus vulgaris* L.), суслик большой (*Citellus major* Pall.). Из-за недостатка хвойных лесов белка встречается эпизодически. Большой суслик обычен на луговых участках.

Семейство Мыши — *Muridae*: крыса серая (*Rattus norvegicus* Berk.), 4 вида мышей. Доминирующим видом в регионе ПО «Маяк» является лесная мышь (*Apodemus sylvaticus* L.), субдоминантом — мышь полевая (*Apodemus agrarius* Pall.). Крыса серая обычна в населенных пунктах.

Семейство Хомяковые — *Cricetidae*: хомяк обыкновенный (*Cricetus cricetus* L.), ондатра обыкновенная (*Ondatra zibethica* L.), 7 видов полевок. Среди полевок доминирует узкочерепная (*Microtus gregalis* Pall.), местами полевка-экономка (*Microtus oeconomus* Pall.). Ондатра и водяная полевка (*Arvicola terrestris* L.) обитают на большинстве озер и водоемов, а также на крупных болотах.

Отряд Хищные — *Carnivora*, семейство Собачьи — *Canidae*: волк (*Canis lupus* L.), лисица обыкновенная (*Vulpes vulpes* L.), собака енотовидная (*Nuclereutes procyonoides* Gray). Лисица довольно обычна в регионе ПО «Маяк». Волк на территории ВУРСа в значительной мере представлен волко-собачьими гибридами. Основной добычей волков являются косули, кабаны, реже лоси.

Семейство Куньи — *Musteridae*: барсук (*Meles meles* L.), лесная куница (*Martes martes* L.) и др. Барсук (*Meles meles*), самый крупный представитель куньих, обычен на территории ВУРСа. Лесная куница предпочитает старые леса с наличием дуплистых деревьев.

Семейство Кошачьи — *Felidae*: рысь (*Felis linx* L.).

Отряд Парнопалые — *Artiodactyla*, семейство *Suidae*: кабан (*Sus scrofa* L.). Кабан начал появляться на территории ВУРСа в 1979 году через 1-2 года после выпуска этих животных в охотхозяйствах Свердловской области. Наличие большого количества тростниковых зарослей по берегам озер способствовало быстрому уве-

личению численности этих животных. Значительное влияние на снижение численности кабана оказывают многоснежные зимы и случаи браконьерства.

Семейство Олени — *Cervidae*: козуля сибирская (*Capreolus pygargus* Pall.), лось (*Alces alces* L.), олень пятнистый (*Cervus nippon* Temm.). Численность козули и лося на территории ВУРСа претерпевает значительные изменения, периоды повышенной численности сменяются значительным снижением. Наряду с экологическими факторами (пресс хищников, суровые зимы, межвидовая конкуренция) на численность этих животных оказывают влияние охота и браконьерство.

Для фауны амфибий и рептилий характерны виды с крупными евроазиатскими ареалами: лягушка остромордая (*Rana arvalis*), углозуб сибирский или четырехпалый тритон (*Salamandrella heyserlingii*), ящерица живородящая (*Lacerta vivipara*), ящерица прыткая (*Lacerta agilis*) и уж обыкновенный (*Natrix natrix*).

Ихтиофауна региона ПО «Маяк» представлена следующими видами [48-50]: сибирская плотва (чебак) — *Rutilus rutilus lacustris* Pallas, лещ — *Abramis brama* L., карась обыкновенный — *Carassius carassius* L., карась серебряный — *Carassius gibelio* Bloch, окунь — *Perca fluviatilis* L., щука — *Esox Lucius* L. и др. Большинство озер на территории региона имеет рыбохозяйственное использование. Чебак — один из доминирующих видов местной ихтиофауны. Обычная длина тела 15-20 см при весе 150-200 г, максимальная 40 см при весе 1 кг. Нерестится в мае. Питается преимущественно нитчатыми водорослями и детритом. Лещ имеет длину тела 28-45 см и массу до 6 кг. Нерестится в конце мая при температуре воды выше 12 °С. Является типичным бентофагом. Лещ искусственно вселен во многие зауральские озера. Доминирует в промысловых уловах Каслинского рыбзавода. Длина окуня 30-51 см, максимальная масса до 3,5 кг. Нерестится в начале мая, после прохождения паводка. Мелкий окунь питается в основном беспозвоночными, крупный окунь — мелкой рыбой. Щука достигает при длине 70-80 см веса 10-15 кг. Нерестится на мелководье при температуре от +3 до +10 °С (иногда подо льдом). В рацион мелких особей входят мальки и беспозвоночные, крупные особи поедают все доступные живые организмы. На прирост 1 кг массы щука поедает 22 кг пищи (в основном рыбы).

Важным компонентом экосистем являются беспозвоночные, составляющие не менее 90 % животной биомассы и около 99,9 % от числа обитателей биотопов [45]. Беспозвоночные играют важную роль в процессах почвообразования, ускоряют разложение растительности, снабжают почву биологически активными веществами, являются начальными звеньями многих трофических цепей в экосистемах. Почвенные беспозвоночные в регионе ПО «Маяк» включают в себя десятки семейств: нематоды (*Nematodes*), кольчатые или малощетинковые черви (*Oligochaeta*), наземные брюхоногие моллюски (*Gastropoda*), паукообразные (*Arochidae*), многоножки (*Myriopoda*), насекомые (*Insecta*). Преобладающим по численности и видовому составу является класс насекомых, составляющий более 50 % от общего количества беспозвоночных. Наиболее разнообразным является отряд жуков (160 видов).

Поддержке биологического разнообразия в регионе ПО «Маяк» способствует режим охраняемых территорий СЗЗ и Восточно-Уральского государственного заповедника (рис. 2.47), созданного в головной части ВУРС постановлением Правительства РСФСР № 384-20 от 26.06.1966. Общая площадь заповедника составляет 16 616 га, протяженность по периметру — 90 км, с севера на юг — 24 км, с запада на восток — 9 км [47].

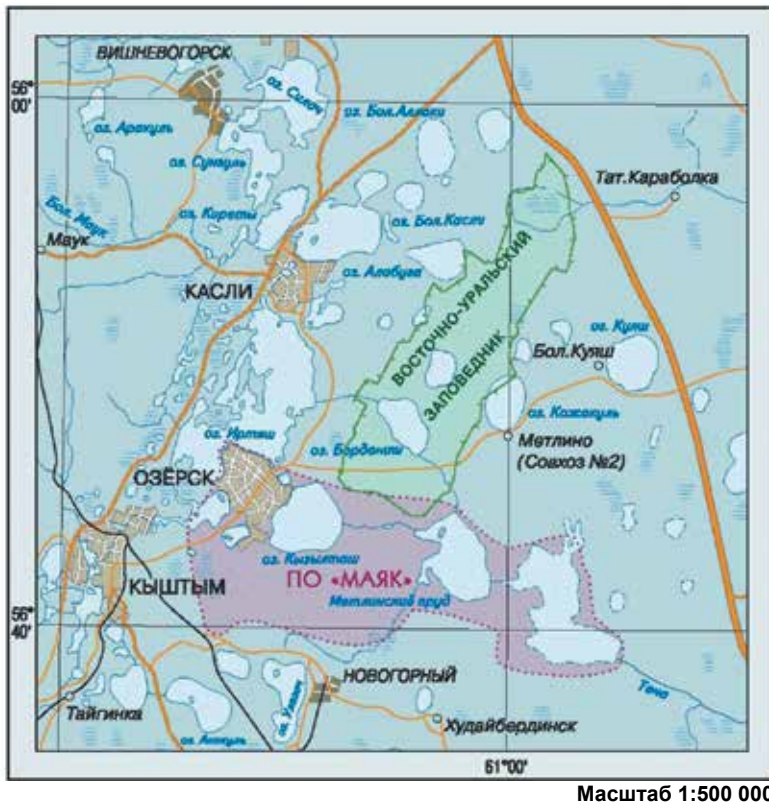


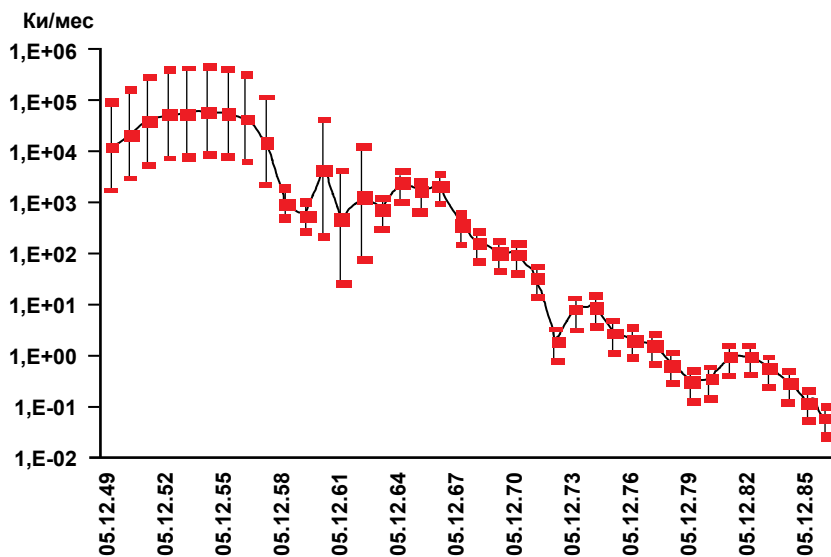
Рис. 2.47. Схема расположения Восточно-Уральского заповедника

Цель создания заповедника — предотвращение выноса с территории ВУРСа радиоактивных веществ, недопущение несанкционированного проникновения населения на загрязненную территорию, проведение научных исследований по изучению закономерностей поведения радионуклидов в естественных природных условиях и оценка состояния наземных и водных экосистем, находящиеся длительное время под воздействием ионизирующего излучения. Режим охраны заповедника и примыкающей к нему санитарно-защитной зоны ПО «Маяк» создает благоприятные условия для обитания и размножения большинства видов биоты, в том числе редких охраняемых видов, численность которых заметно выше, чем на прилегающих территориях.

2.2.5. Выбросы и сбросы радионуклидов в результате прошлой деятельности ПО «Маяк»

В результате деятельности ПО «Маяк» в окружающую среду начиная с 1948 года поступило значительное количество радиоактивных веществ.

Выбросы ^{131}I . Одним из важных факторов формирования радиологической обстановки в ранний период деятельности комбината явились атмосферные выбросы радионуклидов, в первую очередь ^{131}I [44, 51-53]. В начальный период работы ком-

Рис. 2.48. Динамика мощности выбросов ^{131}I [53]

бината непосредственно в источниках выбросов прямой контроль не производился. О величине атмосферных выбросов в этот период можно судить на основе косвенных расчетных оценок, базирующихся на данных измерений о радиоактивном загрязнении объектов окружающей среды. Предполагалось, что основное количество ^{131}I поступало в атмосферу при растворении облученного топлива. Мощность радиоактивных выбросов при этом определялась рядом факторов: энерговыработкой, выдержкой топлива перед его растворением, характером технологии растворения, наличием газоочистного оборудования и эффективностью его работы.

В работах [51-53] приведены результаты ретроспективного восстановления динамики мощности выбросов ^{131}I в атмосферу за первые годы работы предприятия при радиохимической переработке облученного ядерного топлива (рис. 2.48).

В период с момента пуска в эксплуатацию первых производственных мощностей по радиохимической переработке облученного топлива и вплоть до 1953 года наблюдаются наибольшие значения выбросов ^{131}I в атмосферу, составляя до 4000 Ки/мес (0,15 ПБк/мес).

Период с 1953 года до середины 1957 года характеризуется сравнительно стабильными по значениям мощностями выброса ^{131}I . При этом с 1953 по 1955 годы имеется незначительный рост выбросов рассматриваемого нуклида, который в дальнейшем сменяется плавным снижением значений. Максимального значения мощность выброса ^{131}I в атмосферу достигает в конце 1954 года — 0,19 ПБк/мес.

Начиная с середины 1957 года и вплоть до 1961 года в динамике мощности выбросов ^{131}I наблюдается резкое снижение значений. В продолжение неполных пяти лет значения рассматриваемого показателя снизились более чем на четыре порядка величины.

В период с 1961 года до 1963 года в динамике выбросов ^{131}I наблюдается увеличение значений приблизительно на два порядка величины. Рост выбросов рассматриваемого радионуклида был обусловлен переработкой партий топлива с пони-

женной продолжительностью выдержки перед растворением. Начиная с 1965 года значения мощности выбросов ^{131}I вновь имеют тенденцию к снижению.

За период с 1965 года до конца 1986 года мощность выброса ^{131}I в атмосферу снизилась практически на 5 порядков величины с 200 Ки/мес (7,4 ТБк/мес), в 1965 году — до $\sim 0,002$ Ки/мес.

Представляет интерес сопоставить радиоактивные выбросы ПО «Маяк» и Хэнфордского ядерного центра. Этот центр, расположенный в полупустынной зоне площадью около 1000 км² в штате Вашингтон на северо-западе США, начал свою деятельность по производству плутония и других ядерных материалов в 1943 году в рамках Манхэттэнского проекта [54]. Для производства плутония было построено 9 ядерных реакторов. Первый реактор начал работать в 1944 году и был остановлен в 1987 году. Остальные реакторы и другие ядерные объекты были построены в 1940-1950 годах. В рамках специального проекта по реконструкции дозы в 1987 году были начаты исследования, в результате которых были выполнены оценки выбросов радионуклидов и рассчитаны дозы облучения населения от радиоактивного загрязнения окружающей среды. Согласно этим оценкам максимальные величины выбросов ^{131}I в атмосферу имели место в 1944-1947 годах и составили в этот период 25 ПБк. Величиной такого же порядка оцениваются выбросы ^{131}I в ранний период эксплуатации ПО «Маяк» [44].

Сбросы радионуклидов в поверхностные водоемы. Основные сбросы радионуклидов ПО «Маяк» были связаны с деятельностью радиохимического завода «Б», на котором производилось выделение плутония из облученных урановых блоков [22, 44, 55-60]. Согласно оценкам Д. И. Ильина [61], выполненным в 1950-е годы, в результате сбросов жидких отходов радиохимического производства в реку Течу в период с 1949 по 1956 годы поступило около 100 ПБк радиоактивных веществ — ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{144}Ce и др. Среднесуточная величина радиоактивных сбросов в 1950-1951 годах составила 0,16 ПБк/сут. Согласно более поздним оценкам Ю. Г. Мокрова [58-60, 62], суммарный сброс ЖРО (270 ПБк) оказался почти в три раза больше, чем указывал Д. И. Ильин в 1956 году, а переоцененные значения сброса ^{90}Sr (890 ТБк) и ^{137}Cs (930 ТБк) оказались более чем в 10 раз меньше соответствующих оценок Д. И. Ильина (12 ПБк и 13 ПБк).

Заметим, что для радиоактивных сбросов Хэнфордского ядерного центра в реку Колумбия в 1955-1959 годах были характерны величины 0,4-1 ПБк/сут в течение длительного времени [54]. Наиболее радиоэкологически значимыми нуклидами в этих сбросах являлись короткоживущие нуклиды ^{24}Na , ^{32}P , ^{51}Cr , ^{65}Zn , ^{76}As и ^{239}Np . Такой радионуклидный состав характерен для охлаждения ядерных реакторов проточной водой.

В 1956 году река Теча была перекрыта плотиной. В результате этого поступление радиоактивных веществ в реку значительно сократилось (в 10^4 - 10^5 раз) по сравнению с периодом максимальных сбросов. В 1963 году была построена еще одна плотина, что позволило существенно изолировать гидротехнические объекты ПО «Маяк».

Радиационная авария в 1957 году. 29 сентября 1957 года на ПО «Маяк» произошел тепловой взрыв хранилища жидких радиоактивных отходов, в результате чего было выброшено 740 ПБк, из них 74 ПБк рассеялось за пределами промплощадки по территории Челябинской, Свердловской и Тюменской областей [44, 55, 63]. При этом произошло долговременное радиоактивное загрязнение местности и образование так называемого Восточно-Уральского радиоактивного следа. Ради-

онуклидный состав выброса характеризовался преимущественным содержанием сравнительно короткоживущих радионуклидов ^{144}Ce , ^{144}Pr , ^{95}Zr , ^{95}Nb (таблица 2.38) [55, 63]. Однако основную радиационную опасность в долгосрочном аспекте представляло наличие в выбросе долгоживущего ^{90}Sr (2,7 % от суммарной активности) в равновесии с его дочерним продуктом ^{90}Y .

Схема ВУРС представлена на рис. 2.49. Длина радиоактивного следа, ограниченного изолинией 0,1 Ки/км² по ^{90}Sr , составила около 300 км [55].

На территории ВУРС в 1957 году проживало около 270 тыс. человек. Из них 10 тыс. человек на территории с плотностью загрязнения по ^{90}Sr свыше 74 кБк/м² (2 Ки/км²) и 2100 человек на территории с плотностью загрязнения по ^{90}Sr свыше 3700 кБк/м² (100 Ки/км²), обе последние группы населения — в Челябинской области. С территории, загрязненной ^{90}Sr свыше 74 кБк/м², было отселено население. Эта часть следа имеет протяженность около 105 км при максимальной ширине 8-9 км.

Таблица 2.38. Радионуклидный состав аварийного выброса на ПО «Маяк» (1957 год)

Радионуклид	Период полураспада	Вклад в активность смеси, %
^{89}Sr	51 сут	Следы
$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	28,6 года	5,4
$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	65 сут	24,9
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	1 год	3,7
^{137}Cs	30 лет	0,036-0,35*
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	284 сут	66
^{147}Pm	2,6 года	Следы
^{155}Eu	5 лет	Следы
^{239}Pu	24100 лет	Следы

* По уточненным оценкам вклад ^{137}Cs мог составлять 0,35 % [55].



Рис. 2.49. Территория Восточно-Уральского радиоактивного следа (цифрами указаны плотности загрязнения почвы ^{90}Sr в Ки/км²)

Пространственное распределение радиоактивного загрязнения характеризуется явно выраженной осью следа, сравнительно монотонным убыванием загрязнения вдоль этой оси и быстрым спадом плотности загрязнения местности в поперечных к оси следа направлениях. Максимальные плотности загрязнения территории вблизи источника взрыва составляли около $1,5 \cdot 10^8$ Бк/м² по ⁹⁰Sr (≈ 4000 Ки/км²).

В качестве мер радиационной защиты на территории ВУРС были предприняты: эвакуация части населения, контроль и выбраковка загрязненной выше нормативов пищевой продукции, введение режима ограничения доступа населения на загрязненную территорию и ее хозяйственное использование, дезактивация части сельскохозяйственной территории, реорганизация сельского и лесного хозяйства [55, 63, 64].

Формирование ВУРС в основном было закончено после осадения радионуклидов из проходящего радиоактивного облака в течение первых суток. В момент взрыва при достаточно постоянном направлении ветра на северо-северо-восток наиболее вероятная скорость ветра на высоте перемещения ядра облака составляла 7,5 м/с. Не исключено, что на формирование следа могли оказать влияние небольшие осадки, имевшие место на отдельных участках. На расстоянии до 100 км след сформировался в течение 4 ч после взрыва. На расстоянии до 300 км (в пределах плотности загрязнения местности по ⁹⁰Sr свыше 3,7 кБк/м²) — за 11 ч. Продолжительность радиоактивных выпадений составляла от нескольких минут в начальной части следа до получаса-часа в наиболее удаленной его части.

После образования радиоактивного следа в периоды сухой погоды осенью 1957 года наблюдалась ветровая миграция радионуклидов [65]. Это привело к изменению плотности радиоактивного загрязнения на участках территорий, прилегающих к головной части следа с максимальными уровнями загрязнения. Поэтому поперечный размер следа в этой части больше, чем в остальной, и начальная часть следа размыта в восточном направлении. В целом ветровая и водная миграция радионуклидов не привела к существенному изменению макроструктуры плотности загрязнения территории.

Ветровой вынос радионуклидов в 1967 году. Весной 1967 года, когда в результате длительного засушливого периода обнажились берега водоема-хранилища В-9 (Карачай), при пыльной буре произошел ветровой вынос около 22 ТБк радионуклидов [7, 66]. Это привело к дополнительному загрязнению местности на расстоянии до 75 км от озера. Радионуклидный состав этого загрязнения в основном определялся ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ¹⁴⁴Ce. С целью предотвращения возможного ветрового выноса радионуклидов в 1986 году начались работы по засыпке водоема В-9. Эта работа разбилась на несколько этапов. В результате проведенных мероприятий к концу ноября 2015 года завершена ликвидация акватории водоема Карачай путем засыпки скальным грунтом [3].

Общая схема загрязнения местности в результате прошлой деятельности ПО «Маяк» представлена на рис. 2.50 [67].

Радиационный след в регионе ПО «Маяк» сформировался в результате газо-аэрозольных выбросов предприятия в атмосферу в ранний период эксплуатации, сбросов радионуклидов в речную систему, радиационной аварии в 1957 году, ветрового переноса радионуклидов с берегов хранилища радиоактивных отходов — озера Карачай. Пространственная структура радиационного следа имеет сложный неоднородный характер.



Рис. 2.50. Схема радиоактивного загрязнения почвы в результате прошлой деятельности ПО «Маяк» [67]

В 1950-1960-е годы, в период выполнения Государственной оборонной программы по производству ядерного оружия, в результате ряда крупных радиационных аварий на ФГУП «ПО «Маяк» произошло масштабное загрязнение территории в районе размещения предприятия. Радиоактивное загрязнение территории было обусловлено в основном ^{90}Sr , ^{137}Cs и изотопами плутония $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu , что предопределяет долговременный характер сформировавшейся радиационной обстановки [68].

В работах Ю. Г. Мокрова [69-71] было показано, что объемная активность ^{238}Pu и $^{239,240}\text{Pu}$ в воздухе в 80-е годы в районе предприятия была в основном обусловлена ветровым уносом водного аэрозоля с акватории водоема Карачай и вторичным ветровым подъемом с ранее загрязненных территорий. Эти источники из прошлого давали заметно больший вклад, чем текущие выбросы с ПУГР, заводов РТ и химико-металлургического завода.

В последующие годы их роль только возрастала. В работе [68] убедительно показано, что в период с 2002 по 2015 годы основным источником загрязнения атмосферы $^{239,240}\text{Pu}$ в районе предприятия являлся вынос водного аэрозоля с акватории водоема Карачай, а вклад атмосферных выбросов завода РТ-1 не превышал нескольких процентов. Оценки (достаточно консервативные) по интегральному выносу долгоживущих нуклидов с водоема В-9 приведены в работе [71]. С учетом радиоактивно-

го распада максимальный вынос составил в 1992 году: ^{90}Sr — 7 ТБк, ^{137}Cs — 40 ТБк и Pu — 0,5 ТБк. Однако в связи с засыпкой водоема вынос с водным аэрозолем постепенно снижался, что особенно наглядно видно по выносу изотопов плутония. Так, за период с 1991 года до полного закрытия водоема (2015 год) вынос плутония составил 17 ГБк, что составляет 3,5 % от общего выноса этого нуклида из водоема В-9. В то же время это количество сопоставимо с загрязнением, обусловленным вторичным ветровым подъемом с ранее (1950-1960 годы) загрязненной территории.

После полного закрытия акватории водоема Карачай (ноябрь 2015 года) основным источником загрязнения атмосферы плутонием стал процесс вторичного ветрового подъема с ранее загрязненных территорий.

Тем не менее традиционно штатным выбросам с предприятий промышленного объединения уделяется большое внимание.

2.2.6. Штатные выбросы радиоактивных веществ в XXI веке

Обобщенные данные о радиоактивных выбросах ПО «Маяк» в 2000-2010 и 2011-2019 годах представлены в таблице 2.39 [3, 72-103].

Таблица 2.39. Выбросы радионуклидов ПО «Маяк» в 2000-2010 и 2011-2019 годах, Бк/год

Радионуклид	2000-2010 годы	2011-2019 годы	ДВ	Выброс в 2011-2019 годах в процентах от ДВ
$^3\text{H}^*$		$(1,3\pm 0,2)\cdot 10^{15}$	$1,76\cdot 10^{16}$	7,5
^{51}Cr	$(2,9\pm 2,8)\cdot 10^8$	$(2,3\pm 3,9)\cdot 10^7$	$8,88\cdot 10^8$	2,6
^{60}Co	$(2,0\pm 1,1)\cdot 10^7$	$(6,5\pm 4,9)\cdot 10^6$	$6,13\cdot 10^8$	1,1
^{90}Sr	$(6,5\pm 1,4)\cdot 10^8$	$(1,0\pm 0,5)\cdot 10^9$	$7,60\cdot 10^{12}$	0,014
^{95}Zr	$(2,2\pm 0,5)\cdot 10^7$	$(5,6\pm 8,2)\cdot 10^6$	$9,76\cdot 10^8$	0,6
^{106}Ru	$(1,3\pm 0,5)\cdot 10^8$	$(7,3\pm 6,5)\cdot 10^8$	$2,92\cdot 10^{10}$	2,5
^{125}Sb	$(3,8\pm 2,8)\cdot 10^7$	$(5,5\pm 6,1)\cdot 10^7$	$3,12\cdot 10^9$	1,8
$^{129}\text{I}^*$		$(3,1\pm 2,0)\cdot 10^{10}$	$4,18\cdot 10^{11}$	7,3
^{131}I	$(7,3\pm 3,5)\cdot 10^8$	$(9,6\pm 3,8)\cdot 10^7$	$7,49\cdot 10^{11}$	0,013
^{134}Cs	$(2,5\pm 1,0)\cdot 10^7$	$(1,2\pm 1,1)\cdot 10^8$	$8,53\cdot 10^9$	1,4
^{137}Cs	$(8,6\pm 1,5)\cdot 10^8$	$(1,6\pm 0,9)\cdot 10^9$	$5,70\cdot 10^{10}$	2,8
^{144}Ce	$(3,0\pm 1,4)\cdot 10^7$	$(2,0\pm 3,0)\cdot 10^8$	$7,92\cdot 10^9$	2,6
$\Sigma\alpha/^{239}\text{Pu}^{**}$	$(4,4\pm 0,8)\cdot 10^8$	$(7,5\pm 2,2)\cdot 10^8$	$4,92\cdot 10^{10}$	1,5
^{41}Ar	$(2,1\pm 0,7)\cdot 10^{13}$	$(3,3\pm 0,8)\cdot 10^{13}$	$2,99\cdot 10^{14}$	11
^{88}Kr	$(5,5\pm 0,3)\cdot 10^{12}$	$(8,2\pm 8,2)\cdot 10^{11}$	$3,41\cdot 10^{14}$	0,24
^{135}Xe	$(1,0\pm 0,3)\cdot 10^{13}$	$(7,2\pm 5,1)\cdot 10^{12}$	$6,24\cdot 10^{15}$	0,12

* По данным за 2015-2019 годы.

** Суммарная активность альфа-излучающих радионуклидов, консервативно приписываемая ^{239}Pu как наиболее радиотоксичному элементу [3].

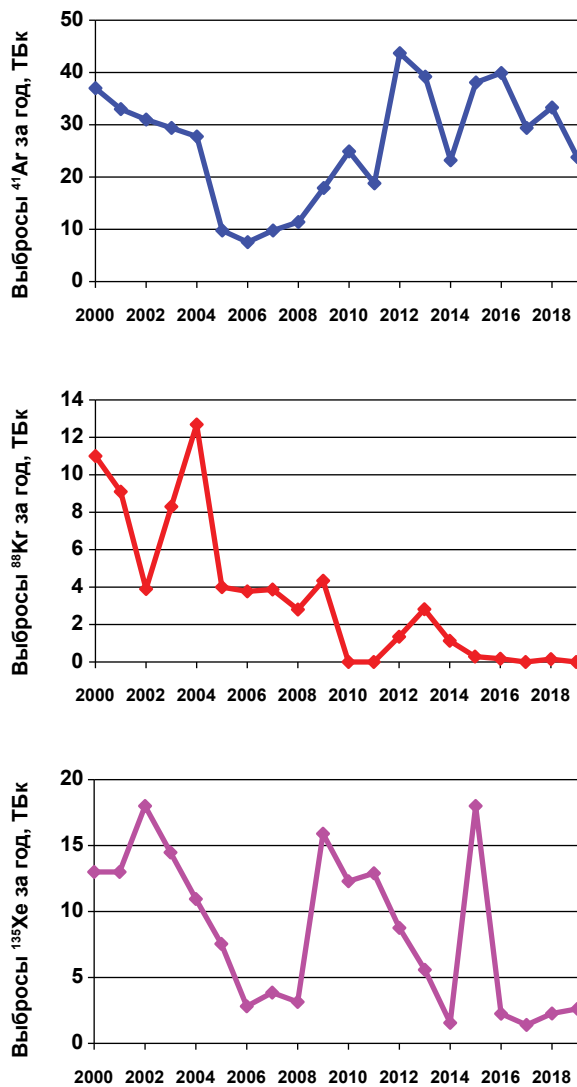


Рис. 2.51. Многолетняя динамика выбросов изотопов радиоактивных благородных газов на ПО «Маяк»

Для ^{41}Ar в период с 2000 по 2006 годы наблюдается снижение выбросов с 37 Тбк/год (2000 год) до 7,6 Тбк/год (2006 год), т. е. примерно в 5 раз. С 2007 года проявляется тенденция к увеличению выбросов ^{41}Ar с максимумом 43,7 Тбк/год в 2012 году, после которого выбросы этого радионуклида стабилизируются примерно на одном уровне в интервале изменений 23–40 Тбк/год.

Совершенно иная картина наблюдается в динамике выбросов ^{88}Kr с отчетливой тенденцией к их снижению в период с 2000 по 2019 годы. Максимальный выброс этого радионуклида наблюдался в 2005 году — 12,7 Тбк/год. По сравнению с мак-

Согласно результатам статистического анализа имеет место значительная изменчивость выбросов радионуклидов в различные годы, особенно сильно выраженная для ^{51}Cr , ^{125}Sb , ^{131}I , ^{144}Ce , ^{88}Kr . По данным радиационного контроля отмечается снижение выбросов в 2011–2019 годах по сравнению с 2000–2010 годами для ^{60}Co — в 2,4 раза, ^{95}Zr — в 2,8 раза, ^{88}Kr — в 6,7 раза. Для ^{51}Cr , ^{135}Xe также отмечается снижение выбросов, однако оно не является статистически значимым в силу их значительной изменчивости. Наблюдается увеличение выбросов в 2011–2019 годах по сравнению с 2000–2010 годами для ^{90}Sr — в 1,7 раза, ^{106}Ru — в 6,2 раза, ^{134}Cs — в 6 раз, ^{137}Cs — в 2,1 раза, $\Sigma\alpha/^{239}\text{Pu}$ — в 1,8 раза. Для ^{125}Sb , ^{131}I , ^{144}Ce , ^{41}Ar увеличение выбросов не является статистически значимым. Таким образом, отмечаются разнонаправленные изменения в выбросах различных радионуклидов ПО «Маяк» в течение двух последних десятилетий.

Динамика выбросов изотопов радиоактивных благородных газов (^{41}Ar , ^{88}Kr , ^{135}Xe) в 2000–2019 годах представлена на рис. 2.51.

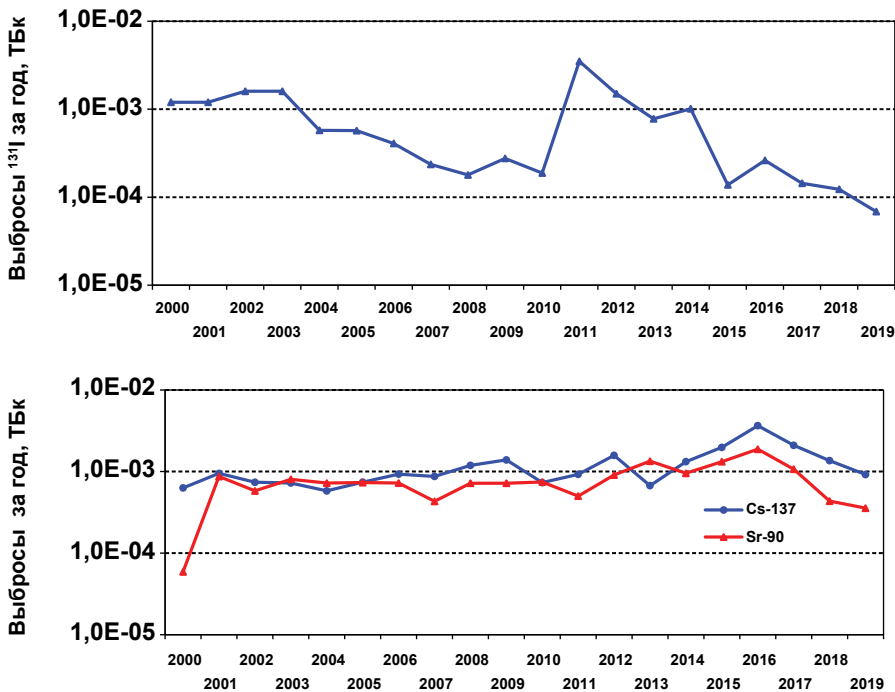


Рис. 2.52. Многолетняя динамика выбросов ^{131}I , ^{90}Sr , ^{137}Cs на ПО «Маяк»

симальным значением выброс ^{88}Kr в 2015-2019 годах снизился в 85 раз — до уровня 0,15 ТБк/год.

Выбросы ^{135}Xe характеризуются колебаниями с максимумами в 16-18 ТБк/год в 2002, 2009 и 2015 годах и на порядок более низкими минимумами 3-4 ТБк/год в 2006-2008 годах и 1-2 ТБк/год в 2016-2017 годах.

Многолетняя динамика выбросов ^{131}I , ^{90}Sr , ^{137}Cs представлена на рис. 2.52.

Согласно данным радиационного контроля, выбросы радионуклидов на ПО «Маяк» значительно ниже допустимых.

В 2011-2019 годах выбросы ^{90}Sr составляли 0,014 % от ДВ, ^{137}Cs — 3,2 % от ДВ, ^{131}I — 0,13 % от ДВ, ^{239}Pu — 1,6 % от ДВ. Выбросы изотопов радиоактивных благородных газов составляли (в процентах от ДВ): ^{41}Ar — 11 %, ^{88}Kr — 0,24 %, ^{135}Xe — 0,12 %. Выбросы остальных контролируемых радионуклидов также были значительно ниже допустимых.

Сброс ЖРО в открытую гидрографическую сеть ФГУП «ПО «Маяк» не производит [3]. Однако за счет фильтрации из водоемов ТКВ через боковые дамбы происходит поступление загрязненной радионуклидами воды в ЛБК и ПБК. На предприятии разработаны и утверждены в установленном порядке нормативные допустимые сбросы на поступление ^{90}Sr в Течу с дренажными водами. В настоящее время суммарная активность поступления ^{90}Sr в Течу за счет фильтрации из водоемов ТКВ не превышает 7 % от разрешенного сброса [49, 50]. Сброс остальных радионуклидов не нормируется, так как их объемная активность значительно ниже УВ по НРБ-99/2009 [104].

2.2.7. Анализ данных радиационного мониторинга окружающей среды

2.2.7.1. Мониторинг радиационной обстановки в регионе ПО «Маяк»

Объектовый мониторинг

Штатный контроль состояния окружающей природной среды в СЗЗ и ЗН ФГУП «ПО «Маяк» проводится лабораторией экологической безопасности и охраны окружающей среды Центральной заводской лаборатории по программе, согласованной с органами Госсанэпиднадзора. Программой установлен объем радиационного контроля, его периодичность и определены места отбора проб. Схема расположения постов контроля радиационной обстановки представлена на рис. 2.53 [102].

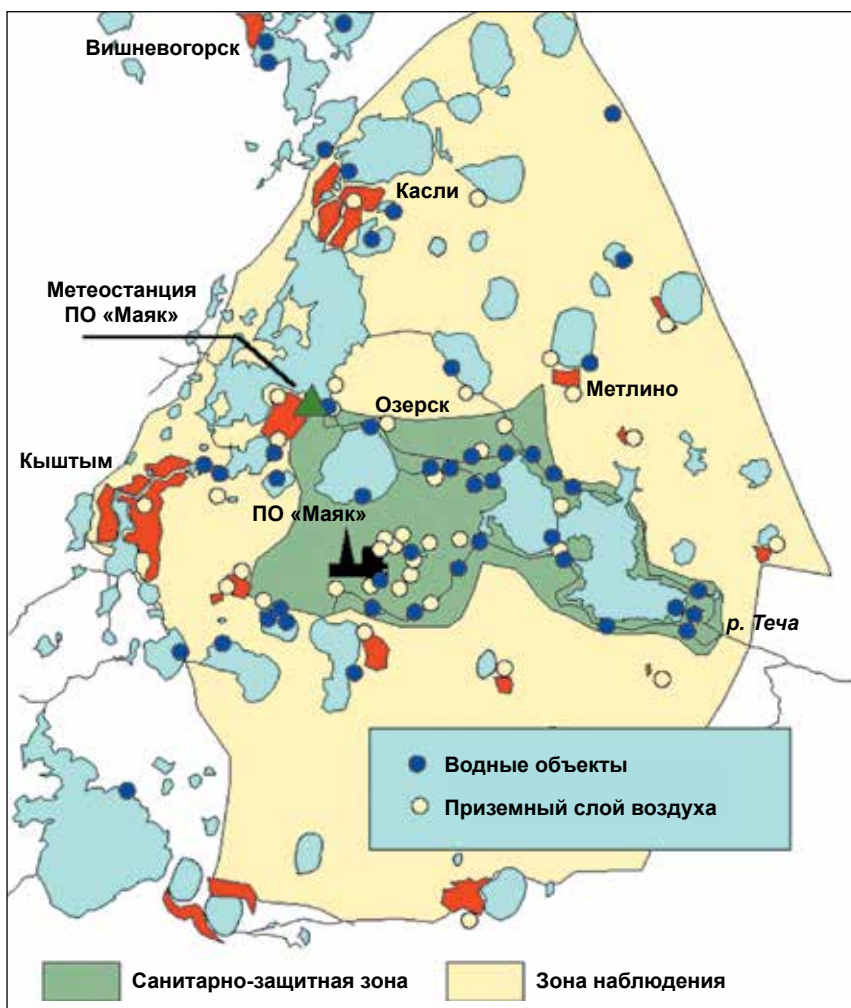


Рис. 2.53. Схема расположения постов контроля радиационной обстановки, осуществляемого ПО «Маяк» [102]

Радиационный контроль, проводимый ЦЗЛ ФГУП «ПО «Маяк», включает [103]:

- определение объемной активности радионуклидов в приземном слое атмосферы в 23 пунктах ЗН безаспирационным методом (методом «марлевых конусов»);
- определение плотности радиоактивных выпадений в 23 пунктах ЗН методом тканевых планшетов;
- измерение мощности эквивалентной дозы гамма-излучения и плотности потока бета-частиц;
- определение удельной активности радионуклидов в почве, растительности и снеговом покрове;
- определение ежемесячно или ежеквартально объемной активности гамма-излучающих радионуклидов и ^{90}Sr в воде в 21 пункте открытой гидрографической сети, трития — в 14 пунктах и альфа-излучающих нуклидов — в 9 пунктах;
- ежемесячный мониторинг подземных вод с определением радионуклидного состава и объемной активности радионуклидов в 114 скважинах и 1-3 раза в год с определением объемной активности трития в 104 скважинах.

В связи с большим объемом контроля на ФГУП «ПО «Маяк» для определения объемной активности радионуклидов в приземном слое атмосферы широко используется индикаторный метод мониторинга с помощью марлевых конусов со временем экспозиции один месяц. Хотя этот способ носит оценочный (индикаторный) характер и используется для выявления случаев превышения установленных контрольных уровней, при определенных усилиях результаты могут быть использованы для оценки радиационной обстановки.

Отбор проб радиоактивных выпадений производится с помощью планшетов площадью $0,0625 \text{ м}^2$ и временем экспозиции один месяц. В качестве фильтрующего материала используется ткань ФПП-15.

При проведении радиационного контроля ЦЗЛ ФГУП «ПО «Маяк» контролируются следующие радионуклиды: ^{90}Sr , ^{137}Cs , Pu (сумма альфа-излучающих изотопов плутония), тритий (НТО), а также ряд других техногенных и природных альфа- и гамма-излучающих нуклидов. Для измерения мощности дозы гамма-излучения и плотности потока бета-частиц на местности используются переносные дозиметрические приборы: ДКГ02У, ДКС-96, МКС-А02-2М, МКС-А03-ЗН, МКС-АТ 1117М.

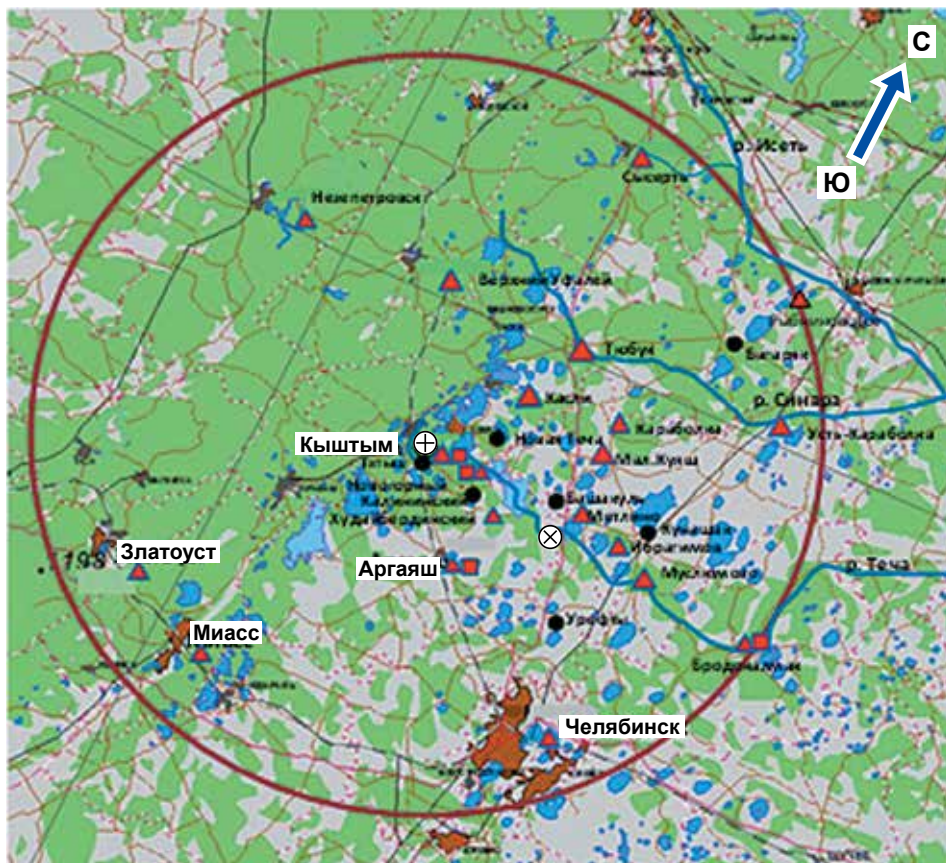
Лабораторный анализ проб объектов окружающей среды проводит аккредитованная лаборатория ФГУП «ПО «Маяк».

Следует отметить, что из-за большого количества анализируемых проб и низких значений измеряемой активности при ограниченном числе гамма-спектрометров время экспозиции (измерения гамма-спектра) не всегда бывает достаточным для определения истинной активности ^{137}Cs . В этом случае определяется верхний предел измеряемой активности (консервативное значение), который реально может быть в несколько раз выше истинного значения. В результате, например, годовые значения плотности выпадений ^{137}Cs (которые определяются суммированием месячных измеренных значений — 12 раз в год) могут быть существенно завышенными.

Региональный мониторинг

Мониторинг загрязнения объектов природной среды техногенными радионуклидами в 100-километровой зоне ПО «Маяк» осуществляется Уральским УГМС.

Схема расположения пунктов радиационного мониторинга Уральского УГМС в 100-километровой зоне ПО «Маяк» представлена на рис. 2.54.



- наблюдения за атмосферными аэрозолями
- ▲ отбор проб атмосферных выпадений с суточной экспозицией и наблюдения за γ -фоном
- ⊕ ПО «Маяк»
- ⊗ ПЗРО Челябинское отделение филиала «Уральский территориальный округ» ФГУП «ФЭО» (бывший Челябинский СК «Радон»)

Рис. 2.54. Расположение пунктов радиационного мониторинга в 100-километровой зоне вокруг ПО «Маяк» и ПЗРО [91]

Уральским УГМС проводятся систематические наблюдения:

- за объемной активностью радионуклидов в приземном слое атмосферы (ежесуточно, с помощью воздухо-фильтрующей установки (ВФУ) с использованием фильтра ФПП-15-1,5) в 3 пунктах;
- за атмосферными выпадениями $\Sigma\beta$ радионуклидов с помощью горизонтальных марлевых планшетов с суточной экспозицией в 17 пунктах, из них выпадения ^{137}Cs и ^{90}Sr определяются в 11 пунктах;
- за МАЭД в 17 пунктах;
- за радиоактивным загрязнением воды рек: ^{137}Cs и ^{90}Sr в семи пунктах;

- за радиоактивным загрязнением растительности и снежного покрова в 10 пунктах.

Мониторинг содержания радионуклидов в пробах проводится Уральским УГМС с помощью следующих аттестованных средств контроля: полупроводникового γ -спектрометра фирмы «ORTEC», низкофонового α - и β -радиометра УМФ-2000. Содержание ^{90}Sr в пробах определяется радиохимическим методом параллельно в двух лабораториях Уральского УГМС и ФГБУ «НПО «Тайфун». Анализ проб осадков на содержание трития выполняется в НПО «Тайфун» с использованием жидкостного сцинтилляционного спектрометра «Quantulus-1220». Для измерения МАЭД используются дозиметры ДРГ01Т1, ДРГ-107Ц, ДБГ-06Т, ДБГ-04А, ДКГ-07Д «Дрозд» [89, 91].

2.2.7.2. Радиоактивность приземного воздуха и атмосферных выпадений

Радиоактивность приземного воздуха

Как уже отмечалось, основными источниками загрязнения приземного воздуха вокруг ПО «Маяк» в XXI веке были объекты ядерного наследия, такие как водоем «Карачай», загрязненная территория, водоем В-17 (Старое болото). Вклад основных производств на фоне этих источников был существенно ниже. После закрытия водоема В-9, чей вклад в приземные концентрации радионуклидов в СЗЗ и ЗН был наиболее значим, произошло снижение наблюдаемых концентраций.

Результаты объектового мониторинга приземного воздуха в 2004-2019 годах в зоне влияния ПО «Маяк» представлены в таблице 2.40 [3, 76-101, 103-109].

Согласно данным мониторинга, наиболее высокие уровни техногенной радиоактивности воздуха наблюдаются в СЗЗ ПО «Маяк». В среднем объемные активности радионуклидов в приземном воздухе СЗЗ выше по сравнению с ЗН: для ^{90}Sr в 3-8 раз, для ^{137}Cs в 2-6 раз, для $\Sigma\beta$ в 5-6 раз. Для плутония средние объемные активности в приземном воздухе СЗЗ не отличаются значимо от ЗН [110, 111].

В пределах СЗЗ отмечается значительная неоднородность пространственного распределения содержания техногенных радионуклидов в приземном воздухе. По данным ЦЗЛ ПО «Маяк», в пунктах наблюдения (В-17, В-3) значения объемной активности радионуклидов значительно превышали средние значения на менее загрязненных участках СЗЗ (таблица 2.40). Эти пункты наблюдений находятся вблизи промышленных водоемов В-3 и В-17.

Водоемы В-3 и В-17 в результате реализации на них ряда инженерно-технических мероприятий фактически являются объектами использования атомной энергии — хранилищами радиоактивных отходов, имеют инженерно-технические сооружения для ограничения поступления радиоактивных веществ в окружающую среду. Текущие сбросы не изменяют радиационную обстановку этих водоемов, поскольку скорость поступления активности со сбросами ЖРО существенно ниже скорости естественного радиоактивного распада уже накопленной в водоемах активности. Однако ввиду потенциальной экологической опасности, которую представляют эти водоемы, предусмотрены мероприятия по их ликвидации и переводу в более безопасное состояние.

Максимальные значения объемной активности радионуклидов в воздухе наиболее загрязненных участков СЗЗ превышают средние значения в менее загрязненных участках для ^{90}Sr в 50-60 раз, ^{137}Cs в 70-90 раз, Pu в 7-30 раз, $\Sigma\beta$ в 30-50 раз.

Таблица 2.40. Обобщенные данные объектового мониторинга радиоактивности приземного воздуха в зоне влияния ПО «Маяк» в 2004-2019 годах, мБк/м³

Территория	Параметр	2004-2010 годы	2011-2019 годы
СЗЗ	⁹⁰ Sr	0,61±0,25 ¹⁾ (39±16)	0,41±0,15 ²⁾ (23±12)
	¹³⁷ Cs	0,96±0,31 ¹⁾ (64±43)	0,33±0,15 ²⁾ (30±14)
	Pu ³⁾	0,012±0,005 ¹⁾ (0,4±0,3)	0,01±0,005 ²⁾ (0,07±0,03)
	Σβ	1,8±0,6 ¹⁾ (87±53)	3,0±1,5 ²⁾ (93±22)
ЗН	⁹⁰ Sr	0,072±0,048	0,13±0,05
	¹³⁷ Cs	0,16±0,05	0,15±0,05
	Pu ³⁾	0,006±0,002	0,011±0,005
	Σβ	0,32±0,07	0,57±0,17
Зона аварийного загрязнения вне ЗН (ВУРС, Теча)	⁹⁰ Sr	0,072±0,059	0,15±0,08
	¹³⁷ Cs	0,13±0,04	0,16±0,08
	Pu ³⁾	0,004±0,002	0,02±0,01
	Σβ	0,24±0,08	0,73±0,29
Западная Сибирь (региональный фон)	⁹⁰ Sr		0,00015±0,00004
	¹³⁷ Cs		0,00029±0,00010
ДОО _{НАС} , мБк/м ³ : ⁹⁰ Sr — 2,7·10 ³ ; ¹³⁷ Cs — 2,7·10 ⁴ ; Pu — 2,5			

¹⁾ Данные объемной активности радионуклидов в СЗЗ за 2004-2007 годы.

²⁾ Данные объемной активности радионуклидов в СЗЗ за 2011-2015 годы.

³⁾ Сумма альфа-излучающих изотопов плутония.

Примечание: в скобках указаны максимальные уровни объемной активности радионуклидов в СЗЗ.

При этом наблюдается снижение максимальных значений объемной активности радионуклидов в приземном воздухе СЗЗ в 2011-2019 годах по сравнению с предшествующим периодом наблюдений для ⁹⁰Sr в 1,8 раза, ¹³⁷Cs в 2 раза, Pu в 6 раз. Также происходит снижение средних значений объемной активности радионуклидов в приземном воздухе СЗЗ: для ⁹⁰Sr в 1,5 раза, ¹³⁷Cs в 3 раза. Для Pu — средние и Σβ — средние и максимальные значения объемной активности в СЗЗ не отличаются значимо в рассматриваемые периоды наблюдений.

Объемные активности радионуклидов в приземном воздухе ЗН и зоны аварийного загрязнения территории (ВУРС, Теча) не различаются значимо между собой, однако существенно превышают для ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs региональные фоновые значения соответственно в 800 и 500 раз для ЗН (таблица 2.40). Не наблюдается значимого различия в объемной активности ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs в приземном воздухе ЗН и зоны аварийного загрязнения в 2004-2010 и 2011-2019 годах. Средние многолетние значения объемной активности техногенных радионуклидов в этих зонах значительно ниже

допустимой активности для населения $DOA_{\text{НАС}}$ по НРБ-99/2010: для ^{90}Sr в 18 000-37 500 раз, ^{137}Cs в 160 000-200 000 раз, плутония в 100-700 раз.

Рассмотрим более детально данные объектового мониторинга радиоактивности приземного воздуха в 2011-2018 годах (рис. 2.55).

Измерения проводились в СЗЗ (10 пунктов наблюдения в 2011-2014 годах, 13 пунктов наблюдения в 2015 году), в ЗН (14 пунктов наблюдения в 2011-2013 годах, 13 пунктов в 2014-2019 годах), зоне аварийного загрязнения территории (ЗАЗТ) (3 пункта наблюдения в 2011-2013 годах, 2 пункта в 2014-2019 годах), а также в одном контрольном пункте в зоне влияния вне ЗН ПО «Маяк». В период с 2011 по 2013 годы контрольный пункт (КП) располагался в районе г. В. Уфалей, с 2014 года КП находится в районе п. Щелкун.

Данные многолетних наблюдений за радиоактивностью приземного воздуха в регионе расположения ФГУП «ПО «Маяк» анализировались в двух аспектах: по зонам и по радионуклидному составу (рис. 2.55 [82-91]). Согласно данным наблюдений, объемная активность ^{90}Sr в рассматриваемых зонах имеет тенденцию к повышению. Объемная активность ^{137}Cs в СЗЗ в 2011, 2014 и 2015 годах была примерно на одном уровне (0,17-0,26 мБк/м³), повышение активности зафиксировано в 2012 и 2013 годах (0,47 и 0,56 мБк/м³ соответственно). В ЗН и зоне аварийного загрязнения территории наблюдается увеличение объемной активности ^{137}Cs по сравнению с 2011 годом, особенно в 2013 и 2016 годах. Прослеживается тенденция к увеличению активности α -излучающих изотопов Pu в зоне наблюдения и зоне аварийного загрязнения территории, особенно в 2017 году.

На рис. 2.56 [82-91] представлена динамика изменений объемной активности радионуклидов в 2011-2019 годах в ЗН и зоне аварийного загрязнения территории. Объемная активность рассматриваемых радионуклидов в приземном слое воздуха в ЗН за 2011-2019 годы увеличилась в несколько раз ($\Sigma\beta$ — в 5 раз, ^{90}Sr — в 4 раза, ^{137}Cs — в 3 раза, α -излучающих изотопов Pu — в 16 раз) по сравнению с 2011 годом.

В зоне аварийного загрязнения территории наблюдается повышение активности β -излучающих радионуклидов и ^{137}Cs в 2013 и в 2016 годах, ^{90}Sr — в 2015 году. Следует отметить, что измерения объемной активности α -излучающих изотопов Pu в зоне аварийного загрязнения территории проводились только в 2012, 2017 и 2018 годах, при этом активность α -излучающих изотопов плутония в 2017-2018 годах в 10 раз выше, чем в 2012 году.

Средние и максимальные значения объемной активности радионуклидов в приземном слое атмосферы в регионе ПО «Маяк» в 2011-2019 годах представлены в таблице 2.41 [82-91]. Как видно из таблицы 2.41, усредненное за 2011-2019 годы значение объемной суммарной активности β -излучающих радионуклидов в приземном слое воздуха СЗЗ ПО «Маяк» в 2-5 раз выше, чем средние значения в ЗН, зоне аварийного загрязнения территории и КП в зоне влияния ПО «Маяк». Следует отметить, что объемная $\Sigma\beta$ в КП зоны влияния ПО «Маяк» в 2 раза выше, чем в зоне аварийного загрязнения территории и в 3 раза выше, чем в ЗН ПО «Маяк», т. е. этот пункт наблюдений не может быть представительным для определения регионального радиационного фона.

Усредненные за 2011-2019 годы значения объемной активности ^{90}Sr в приземном слое воздуха ЗН и зоны аварийного загрязнения территории значимо не отличаются. В СЗЗ объемная активность ^{90}Sr в 2,7 раза выше, чем в ЗН. Максимальное зна-

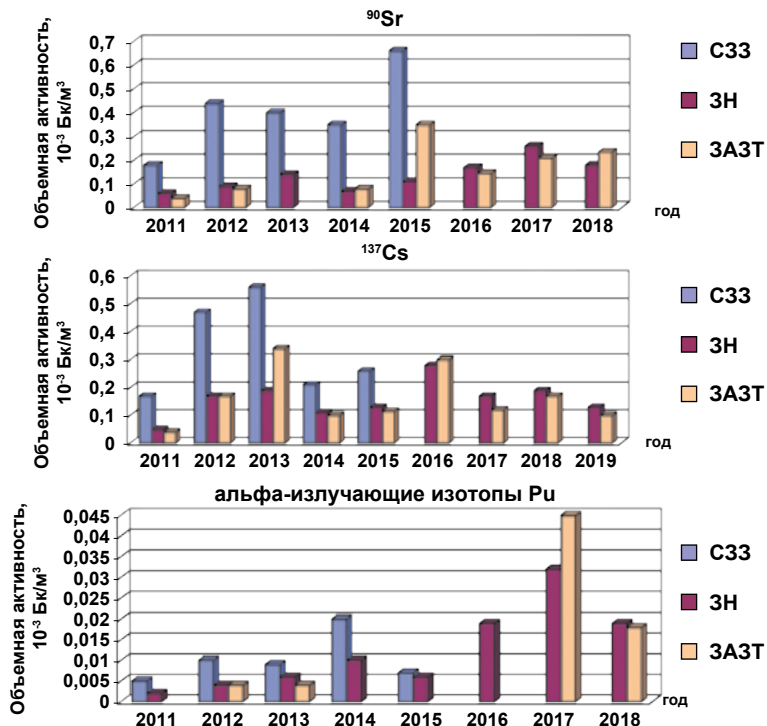


Рис. 2.55. Динамика изменений объемной активности ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и Pu в приземном воздухе в регионе ПО «Маяк»

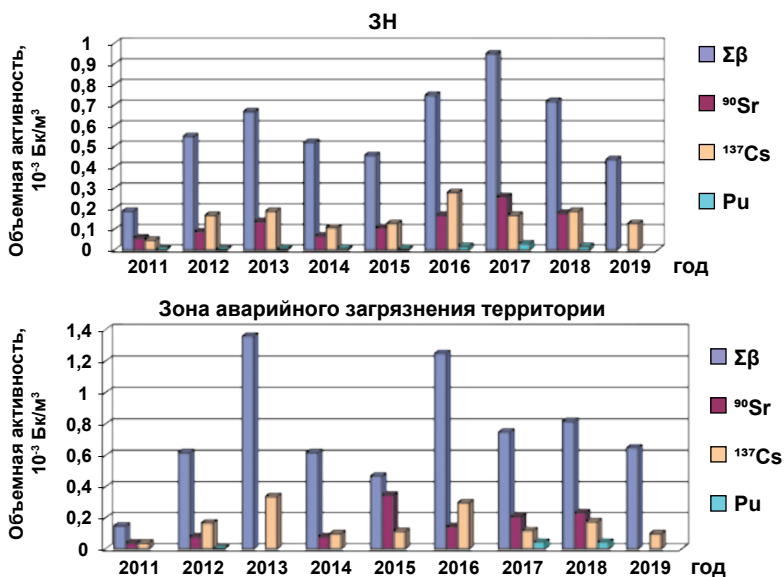


Рис. 2.56. Динамика объемной активности радионуклидов в зоне наблюдений и зоне аварийного загрязнения территории в регионе ПО «Маяк»

Таблица 2.41. Объемная активность радионуклидов в приземном слое атмосферы в районе расположения ПО «Маяк» в 2011-2019 годах, мБк/м³ (данные ЦЗЛ ПО «Маяк») [82-91]

Место наблюдения		Сумма бета-излучающих радионуклидов	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	Pu ¹⁾
СЗЗ ²⁾	Среднее значение ³⁾	3,0±1,5	0,41±0,15	0,33±0,15	0,01±0,005
	Максимальное (исключая т. В-3 и В-17)	14,7±4,5	1,2±0,6	0,9±0,4	0,03±0,01
ЗН	Среднее значение	0,57±0,17	0,13±0,05	0,15±0,05	0,011±0,005
	Максимальное	1,0±0,3	0,26±0,12	0,30±0,16	0,019±0,006
Зона аварийного загрязнения территории вне ЗН ПО «Маяк»	Среднее значение	0,73±0,29	0,15±0,08	0,16±0,08	0,02±0,01
	Максимальное значение	0,9±0,4	0,17±0,08	0,20±0,09	0,03±0,01
КП в зоне влияния вне ЗН ПО «Маяк»		1,4±0,9	0,05±0,02 ⁴⁾	0,30±0,16	0,003±0,001
ДОА _{нас}		—	2,7·10 ³	2,7·10 ⁴	2,5

¹⁾ Сумма альфа-излучающих изотопов плутония.

²⁾ Данные объемной активности радионуклидов в СЗЗ за 2011-2015 годы.

³⁾ Среднее значение объемной активности по всем пунктам наблюдения в СЗЗ кроме пунктов В-3 и В-17.

⁴⁾ Данные объемной активности ⁹⁰Sr за 2011, 2012 и 2017 годы.

чение объемной активности ⁹⁰Sr в СЗЗ (исключая пункты наблюдений В-3 и В-17) отличается от среднего по этой зоне в 3 раза. В ЗН и зоне аварийного загрязнения территории средние значения объемной активности ¹³⁷Cs за весь период наблюдения значимо не отличаются. В КП вне ЗН ПО «Маяк» содержание ¹³⁷Cs в аэрозолях приземного воздуха сопоставимо с объемной активностью данного радионуклида в СЗЗ, которая в 2 раза выше, чем в ЗН и зоне аварийного загрязнения территории. Средние за 2011-2019 годы значения объемной активности альфа-излучающих изотопов Pu в СЗЗ, ЗН и зоне аварийного загрязнения территории на порядок выше, чем в КП вне ЗН ПО «Маяк».

Обращает на себя внимание тот факт, что максимальное значение объемной $\Sigma\beta$ в СЗЗ отличается от среднего значения по зоне в 5 раз, тогда как в ЗН максимальное значение превышает среднее не более чем в 2 раза, а в зоне аварийного загрязнения территории максимальное значение не отличается значимо от среднего. Таким образом, по такому показателю, как объемная суммарная активность бета-излучающих радионуклидов, их распределение в приземном воздухе в ЗН и зоне аварийного загрязнения территории является заметно более однородным по сравнению с СЗЗ. Такие показатели, как объемная активность ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и Pu, их распределение в приземном воздухе ЗН и в особенности в зоне аварийного загрязнения территории, также являются более однородными по сравнению с СЗЗ.

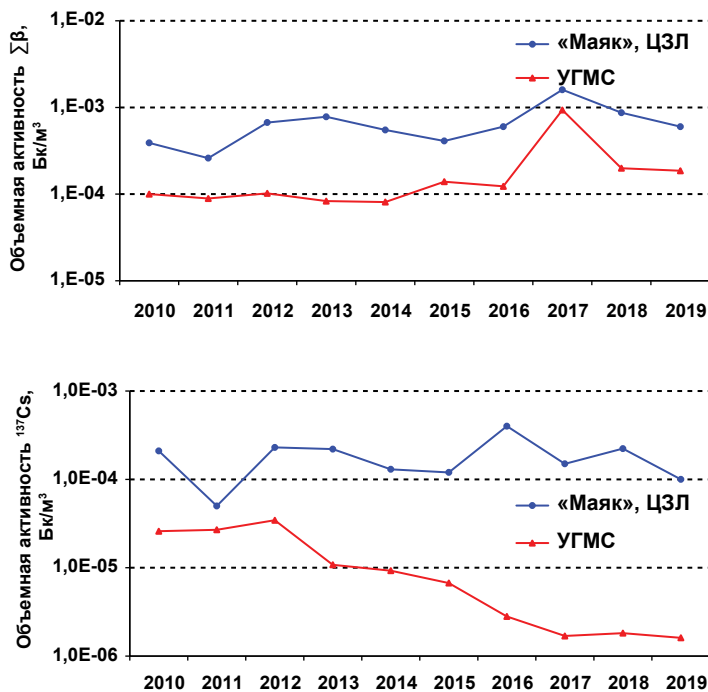


Рис. 2.57. Динамика объемной активности $\Sigma\beta$ и ¹³⁷Cs в приземном слое атмосферы п. Новогорный по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» и Уральского УГМС

Данные, приведенные в таблице 2.41, показывают, что даже с учетом максимальных значений объемная активность контролируемых радионуклидов в приземном воздухе в регионе ПО «Маяк» на несколько порядков величины меньше ДОА_{нас} по НРБ-99/2009.

Необходимо отметить, что значения объемной суммарной бета-активности радионуклидов и значения объемной активности ¹³⁷Cs в приземном слое атмосферы ЗН ПО «Маяк», полученные в лаборатории Уральского УГМС, значительно ниже значений даже в одних и тех же населенных пунктах, полученных ЦЗЛ ПО «Маяк» [82-91], что связано с различием в методах отбора проб атмосферных аэрозолей (использование конусов ЦЗЛ ПО «Маяк» при отборе проб приводит к большой неопределенности при расчете объемной активности из-за отсутствия точных данных об объеме прошедшего через конусы воздуха).

Значения объемной активности $\Sigma\beta$ в приземном слое атмосферы п. Новогорный по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» в 2010-2019 годах в 2-8 раз выше по сравнению с данными УГМС (рис. 2.57 [82-91, 113]). По данным наблюдений в г. Кыштым в 2011 и 2016 годах значения объемной активности $\Sigma\beta$, полученные ЦЗЛ ПО «Маяк», близки к данным УГМС (рис. 2.58 [82-91, 113]), в остальные годы — заметно выше, также как и в п. Новогорный.

Характер динамики объемной активности $\Sigma\beta$ в приземном воздухе п. Новогорный по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» в 2010-2019 годах несколько отличается по

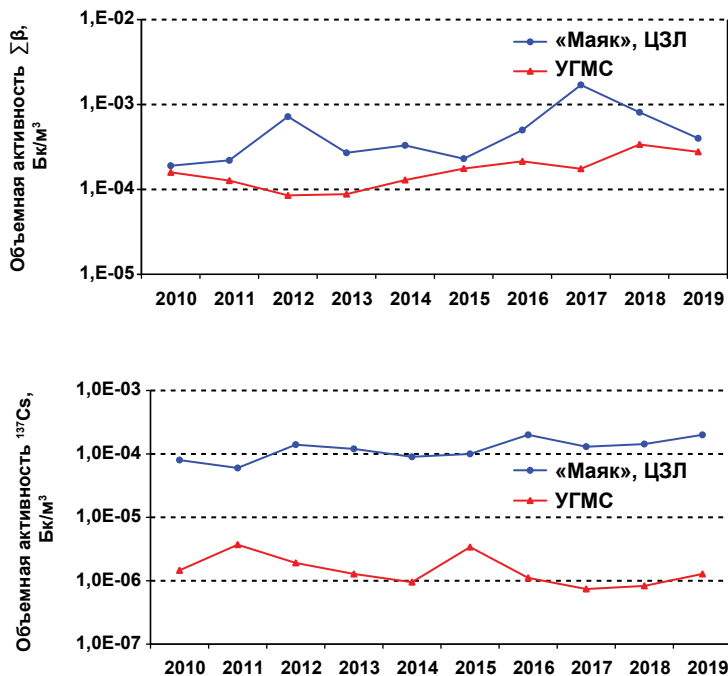


Рис. 2.58. Динамика объемной активности $\Sigma\beta$ и ^{137}Cs в приземном слое атмосферы г. Кыштыма по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» и Уральского УГМС

сравнению с наблюдениями УГМС: по данным ЦЗЛ отмечаются 2 пика объемной активности $\Sigma\beta$ в 2013 и 2017 годах, по данным УГМС — 1 пик в 2017 году. Еще более заметны различия в характере динамики объемной активности $\Sigma\beta$ в приземном воздухе г. Кыштыма, по данным УГМС не отмечены максимумы в среднегодовых значениях этого параметра радиационной обстановки, тогда как по данным ЦЗЛ наблюдались максимумы объемной активности $\Sigma\beta$ в 2012 и 2017 годах.

Объемная активность ^{137}Cs в приземном слое атмосферы в п. Новогорном и г. Кыштыме по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» значительно превышает (на один-два порядка) значения, полученные УГМС. Существенно различается также характер динамики объемной активности ^{137}Cs в п. Новогорном: по данным ЦЗЛ отмечается рост среднегодовой объемной активности этого радионуклида с максимумом в 2016 году, тогда как по данным УГМС наблюдается значительное снижение объемной активности ^{137}Cs .

В динамике среднегодовой объемной активности $\Sigma\beta$ и ^{137}Cs (рис. 2.57 и 2.58 [82-91, 113]) по данным ЦЗЛ не зарегистрировано увеличение в 2011 году вследствие аварии на АЭС «Фукусима», наблюдавшееся на большей части территории России.

В целом объемные активности радионуклидов в 100-километровой зоне вокруг ПО «Маяк», полученные Уральским УГМС, ниже значений в ЗН и зоне аварийного загрязнения территории, полученных ЦЗЛ ПО «Маяк»: для $\Sigma\beta$ — в 3-4 раза, ^{137}Cs — в 30 раз, Pu — в 10-20 раз (таблица 2.42).

Таблица 2.42. Объемная активность радионуклидов в приземном слое атмосферы в 100-километровой зоне влияния ПО «Маяк» в 2011-2019 годах, 10^{-6} Бк/м³

Место наблюдения	$\Sigma\beta$	¹³⁷ Cs	Pu
ЗН ПО «Маяк» (данные ЦЗЛ ПО «Маяк»)	566±168	150±50	11±5
Зона аварийного загрязнения территории вне ЗН ПО «Маяк» (данные ЦЗЛ ПО «Маяк»)	730±290	160±80	20±10
100-километровая зона (данные Уральского УГМС и НПО «Тайфун»)	203±60	5,0±3,1	0,6±0,3*

* Данные за 2011-2012 годы.

Радиоактивность атмосферных выпадений

Усредненные результаты определения плотности радиоактивных выпадений в районе расположения ФГУП «ПО «Маяк» за 2000-2019 годы приведены в таблице 2.43 [3, 76-101, 103-109].

Согласно данным ЦЗЛ, не отмечается значимых различий в содержании радионуклидов в атмосферных выпадениях в СЗЗ ПО «Маяк» в 2011-2019 годах по сравнению с 2004-2010 годами. Также не отмечается различий в усредненных за эти два временных периода значениях $\Sigma\beta$ и Pu в атмосферных выпадениях в ЗН ПО «Маяк», при этом наблюдается разнонаправленная динамика для ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, увеличение в 2 раза содержания ⁹⁰Sr и снижение в 1,5 раза содержания ¹³⁷Cs: в атмосферных выпадениях в ЗН ПО «Маяк» в 2011-2019 годах по сравнению с 2004-2010 годами. В зоне аварийного загрязнения вне ЗН по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» не наблюдается значимого различия в содержании радионуклидов в атмосферных выпадениях в 2011-2019 и 2004-2010 годах.

Атмосферные выпадения радионуклидов в СЗЗ отличаются значительной пространственной неоднородностью. Максимальные значения выше средних в СЗЗ для ⁹⁰Sr в 12-15 раз, ¹³⁷Cs в 40-60 раз, Pu в 4 раза, $\Sigma\beta$ в 20-34 раза.

Содержание радионуклидов в атмосферных выпадениях в ЗН и зоне аварийного загрязнения значимо не различается, а в СЗЗ в среднем выше по сравнению с ЗН и ЗАЗТ для ⁹⁰Sr в 5-13 раз, ¹³⁷Cs в 3 раза, $\Sigma\beta$ в 5-6 раз. Содержание плутония в атмосферных выпадениях в СЗЗ, ЗН и ЗАЗТ ПО «Маяк» значимо не различаются в рассматриваемые периоды наблюдений.

По сравнению с региональным фоном содержание радионуклидов в ЗН ПО «Маяк» и зоне аварийного загрязнения территории выше для ⁹⁰Sr в 15-27 раз, ¹³⁷Cs в 75-127 раз, Pu в 2-3 раза. Для $\Sigma\beta$ атмосферных выпадений не наблюдается значимого различия в ЗН и ЗАЗТ по сравнению с региональным фоном.

Рассмотрим более детально данные мониторинга ЦЗЛ ПО «Маяк» радиоактивности атмосферных выпадений в 2011-2019 годах. Согласно данным наблюдений отмечается максимум в содержании ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и Pu в атмосферных выпадениях в СЗЗ в 2014 году (рис. 2.59).

В ЗН и ЗАЗТ ПО «Маяк» не отмечается значимых изменений в динамике ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs в атмосферных выпадениях в 2011-2019 годах. Для изотопов плутония наблюдается увеличение содержания в атмосферных выпадениях в этих зонах в 2016-2018 годах в 3-4 раза по сравнению с 2011-2012 годами.

Таблица 2.43. Обобщенные данные объектового мониторинга радиоактивности атмосферных выпадений в зоне влияния ПО «Маяк» в 2004-2019 годах, Бк/(м²·год)

Территория	Параметр	2004-2010 годы	2011-2019 годы
СЗЗ	⁹⁰ Sr	320±160 ¹⁾ (3700±1600)	310±70 ²⁾ (4500±2400)
	¹³⁷ Cs	410±120 ¹⁾ (25000±9400)	300±160 ²⁾ (12200±3700)
	Pu ³⁾	4,3±1,7 ¹⁾ (16±7)	5,4±2,3 ²⁾ (8±4)
	Σβ	2000±400 ¹⁾ (40000±16000)	1200±600 ²⁾ (41000±18000)
ЗН	⁹⁰ Sr	25±9	49±9
	¹³⁷ Cs	137±30	91±15
	Pu ³⁾	2,6±0,7	5,2±2,6
	Σβ	430±150	212±32
Зона аварийного загрязнения вне ЗН (ВУРС, Теча)	⁹⁰ Sr	32±15	60±18
	¹³⁷ Cs	127±17	105±26
	Pu ³⁾	2,8±1,3	3,9±2,0
	Σβ	422±126	270±67
Региональный фон	⁹⁰ Sr	1,7±0,3	2,2±0,4
	¹³⁷ Cs	1,0±0,3	0,45±0,24
	Pu		1,7±0,5
	Σβ	187±56	202±25

¹⁾ Данные об атмосферных выпадениях радионуклидов в СЗЗ за 2004-2007 годы.

²⁾ Данные об атмосферных выпадениях радионуклидов в СЗЗ за 2011-2015 годы.

³⁾ Сумма альфа-излучающих изотопов плутония.

Примечание: в скобках указаны максимальные уровни атмосферных выпадений радионуклидов в СЗЗ.

В таблице 2.44 представлены усредненные данные наблюдений УГМС за радиоактивностью атмосферных выпадений в 100-километровой зоне вокруг ПО «Маяк» в 2011-2019 годах [82-91, 111]. Поскольку ЦЗЛ ПО «Маяк» осуществляет контроль величины атмосферных выпадений радионуклидов с месячной экспозицией, количественные результаты этих измерений не могут быть сопоставлены с суточными измерениями, проводимыми УГМС, из-за неопределенности коэффициента пересчета (эффективность улавливания планшетом аэрозолей изменяется с увеличением экспозиции пробы).

По данным Уральского УГМС, суммарное содержание бета-излучающих радионуклидов в атмосферных выпадениях в 100-километровой зоне вокруг ПО «Маяк» не отличается от фоновому уровню по Уральскому региону, при этом содержание ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в атмосферных выпадениях выше регионального фона: ⁹⁰Sr — в 4,2 раза, ¹³⁷Cs — в 10 раз.

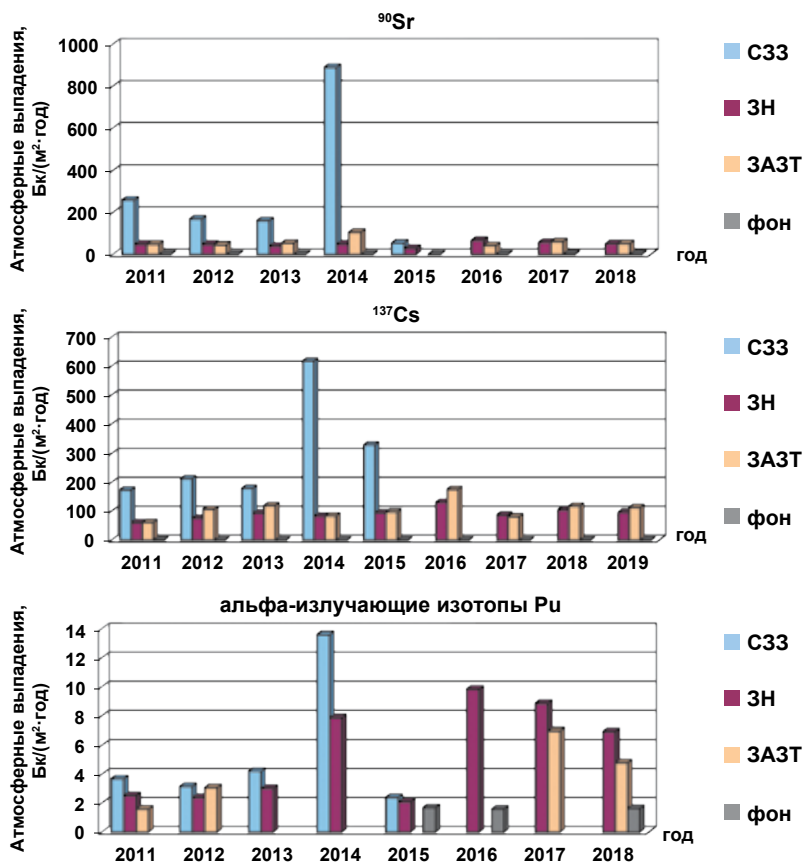


Рис. 2.59. Динамика изменений содержания ^{90}Sr , ^{137}Cs и Pu в атмосферных выпадениях в регионе ПО «Маяк» [83-91]

Таблица 2.44. Годовые выпадения радионуклидов в 100-километровой зоне вокруг ПО «Маяк» в период 2011-2019 годов, Бк/(м²·год) (данные Уральского УГМС)

Место наблюдения	Сумма бета-излучающих радионуклидов	^{90}Sr	^{137}Cs
100-километровая зона наблюдения	242±19	7,5±2,5	5,0±1,3
Фоновый уровень по Уральскому региону	202±25	1,8±0,4	0,5±0,2

Согласно результатам многолетних исследований Уральского УГМС и НПО «Тайфун», содержание трития в атмосферных осадках в регионе ПО «Маяк» составляет [84]:

- п. Новогорный — 64±13 Бк/л;
- с. Аргаяш — 15±3 Бк/л;
- г. Касли — 20±3 Бк/л.

Эти уровни объемной активности трития в дождевой воде в 6-28 раз превышают среднее значение по территории России (2,3 Бк/л).

Исследования, проведенные непосредственно в районе промплощадки ПО «Маяк» (вблизи реакторного производства), показали высокую вариабельность объемной активности трития в дождевых осадках от 20 до 2986 Бк/л [112, 113]. Основное количество проб (94 %) по содержанию трития не превышало 800 Бк/л, что значительно ниже УВ в питьевой воде (7600 Бк/л). Средняя объемная активность трития в дождевой воде составляла 330 ± 80 Бк/л. Суммарное количество трития, поступившее с дождевыми осадками на земную поверхность в период с мая по октябрь, в исследуемом участке промплощадки ПО «Маяк» оценивается в $81-97$ кБк/м², что в 12-14 раз выше по сравнению с контрольным пунктом. По мере удаления от ПО «Маяк» объемная активность трития в дождевых осадках заметно снижается [84]. В п. Новогорный (8 км от ПО «Маяк») — в 5 раз, в г. Касли (21 км от ПО «Маяк») — в 17 раз, в с. Аргаяш (23 км от ПО «Маяк») — в 22 раза.

Наряду с круглогодичным мониторингом радиоактивности атмосферных выпадений Уральским УГМС осуществляются сезонные наблюдения за радиоактивностью снега (таблица 2.45), отбор проб которого обычно происходит в марте в 10 пунктах ЗН ПО «Маяк».

Таблица 2.45. Содержание радионуклидов в пробах снега в зоне наблюдения ПО «Маяк» в 2000-2019 годах, Бк/м² (данные Уральского УГМС)

Параметр	2000-2010	2011-2014	2015-2019
Сумма бета-излучающих радионуклидов	22±3	49±10	8±4
¹³⁷ Cs	2,0±0,3	1,5±0,2	1,6±0,4

Согласно данным Уральского УГМС, наблюдается максимум в $\Sigma\beta$ снега в зоне наблюдения ПО «Маяк» в 2011-2014 годах с последующим заметным снижением в 6 раз в 2015-2019 годах. Содержание ¹³⁷Cs в снеге в 2000-2019 годах находится примерно на одном уровне — 1,5-2,0 Бк/м².

2.2.7.3. Радиоактивность наземных объектов

Радиоактивность почвы

Радиоактивность почвы является основным фактором, определяющим степень радиационного воздействия на население и наземную биоту. Общая площадь зоны радиоактивного загрязнения искусственными радионуклидами, сформировавшейся в результате деятельности ПО «Маяк» и радиационных аварий, составляет в границе 3,7 кБк/м² по ⁹⁰Sr — 8 831 км², в границе 7,4 кБк/м² по ¹³⁷Cs — 10 170 км² [45].

Основное воздействие на формирование поля радиоактивного загрязнения для ⁹⁰Sr оказала, как уже отмечалось, радиационная авария в сентябре 1957 года (рис. 2.50). В настоящее время основная активность ⁹⁰Sr (≈ 500 ТБк) сосредоточена на площади 222 км² и распространяется на 25 км от границы промзоны ПО «Маяк» [67]. Площадь территории с плотностью загрязнения почвы ⁹⁰Sr выше 37 кБк/м² (1 Ки/км²) составляет 525 км² (таблица 2.46). Уровни загрязнения по ⁹⁰Sr (выше установленного критерия отселения в 3 Ки/км² — 111 кБк/м²) распространяются от промзоны на 70 км и занимают площадь 272 км². В этом контуре заключена площадь в 120 км²

Таблица 2.46. Распределение территории ВУРСа и Карачаевского следа по уровням загрязнения ^{90}Sr

Плотность загрязнения, Ки/км ²	Плотность загрязнения, кБк/м ²	Площадь, км ²	% общей площади
0,3-1	11,1-37	845	61,68
1-3	37-111	253	18,47
3-6	111-222	74	5,40
6-9	222-333	38	2,77
9-15	333-555	40	2,92
15-30	555-1110	44	3,21
30-60	1110-2220	17	1,24
60-90	2220-3330	15	1,09
90-150	3330-5550	16	1,17
150-300	5550-11100	17	1,24
300-600	11100-22200	11	0,81
Всего		1370	100
Средневзвешенное значение			
11,5	425,5		

с уровнями загрязнения 15 Ки/км² по ^{90}Sr (555 кБк/м² — критерий отчуждения земель) и выше, которая распространяется на расстояние до 50 км от промзоны [67]. Средневзвешенное значение плотности загрязнения почвы ^{90}Sr с учетом неоднородности его пространственного распределения составляет 11,5 Ки/км² — 425,5 кБк/м² (таблица 2.46). Основной вклад в это значение, около 86 %, дают участки с уровнями загрязнения ^{90}Sr более 15 Ки/км², занимающие по площади 8,8 % загрязненной территории. Вклад в средневзвешенную плотность загрязнения участков с содержанием ^{90}Sr в почве менее 3 Ки/км², занимающих большую часть территории (около 80 %), составляет 6,7 %.

На формирование поля радиоактивного загрязнения для ^{137}Cs кроме радиационной аварии 1957 года значительное воздействие оказал ветровой перенос радиоактивной пыли с берегов озера Карачай. Наряду с осью радиоактивного следа, вытянутой на северо-восток, для ^{137}Cs плотность загрязнения увеличена в южном и восточном направлениях. Границы радиоактивного следа для ^{137}Cs практически окружают озеро Карачай и другие радиационно опасные объекты ПО «Маяк». Имеет место повышенная плотность загрязнения почвы ^{137}Cs и в поселке Новогорный, расположенном вблизи ПО «Маяк», что во многом может быть связано с выносом радионуклида водным аэрозолем с водоема В-9.

Площадь территории с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs выше 1 Ки/км² (37 кБк/м²) составляет 428 км² [67], что на 20 % меньше «стронциевого» следа, а с уровнями загрязнения выше 15 Ки/км² (555 кБк/м²) — 8 км², что в 15 раз меньше по сравнению со «стронциевым» радиационным следом. Средневзвешенное значение плотности загрязнения почвы ^{137}Cs с учетом неоднородности его простран-

Таблица 2.47. Распределение территории ВУРСа и Карачаевского следа по уровням загрязнения ^{137}Cs

Плотность загрязнения, Ки/км ²	Плотность загрязнения, кБк/м ²	Площадь, км ²	% общей площади
0,2-0,5	7,4-18,5	4027	74,15
0,5-1	18,5-37	976	17,97
1-2	37-74	264	4,86
2-5	74-185	114	2,10
5-15	185-555	42	0,77
15-30	555-1110	8	0,15
Всего		5431	100
Средневзвешенное значение			
0,65	24		

венного распределения составляет 0,65 Ки/км² — 24 кБк/м² (таблица 2.47), что в 18 раз меньше по сравнению со ^{90}Sr .

Радионуклиды, попавшие в почву, включаются в комплекс физических, физико-химических и биологических процессов, результирующим эффектом которых является их миграция в профиле почвы [55]. Согласно данным наблюдений, в почвах ВУРСа скорость вертикальной миграции ^{90}Sr составляет 0,25-0,35 см/год, основное количество радионуклида остается в верхней части почвенного профиля (0-20 см) [67]. Скорость вертикальной миграции ^{137}Cs оценивается в 0,15-0,3 см/год [55]. С течением времени наблюдается истощение запаса радионуклидов в верхнем слое 0-2 см и перемещение основной доли запаса в более глубокие слои. Малоподвижный плутоний сохраняется преимущественно в верхнем 10-сантиметровом слое.

Распределение плутония в зоне влияния ПО «Маяк» весьма неравномерное и носит пятнистый характер. Плотность загрязнения почвы плутонием на большей части территории вокруг промзоны ПО «Маяк» составляет от 0,1 до 0,8 кБк/м² [67]. Повышенные уровни плотности загрязнения почвы плутонием от 0,8 до 8 кБк/м² наблюдаются в основном внутри и вблизи санитарно-защитной зоны ПО «Маяк» на расстоянии 10-20 км от промплощадки. Наиболее высокие плотности загрязнения почвы ^{90}Sr и ^{137}Cs отличаются также высокими значениями по сумме изотопов плутония.

Наряду с территорией ВУРСа и Карачаевского следа наблюдаются также повышенные уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве поймы реки Течи [55, 67, 42]. Наиболее загрязнена почва «Асановских болот». Удельная активность ^{137}Cs в почве здесь варьирует в диапазоне $1,6 \cdot 10^2$ - $1,6 \cdot 10^6$ Бк/кг, ^{90}Sr — $1,5 \cdot 10^2$ - $5,5 \cdot 10^4$ Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ — $2,9 \cdot 10^2$ - $2,4 \cdot 10^3$ Бк/кг [42]. Вертикальное распределение радионуклидов зависит от типа почвы. В постоянно увлажненных болотных и прибрежной дерновой почвах ^{90}Sr мигрирует на большую глубину и аккумулируется в различных слоях, часто наибольшая концентрация этого радионуклида отмечается над водоупорным глеевым слоем. ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в болотистой почве мигрируют до 100 см. Наибольшее количество ^{137}Cs в пойменной почве реки находится в слое 0-20 см, затем следует

слой 20-40 см, затем 40-60 см. Для большинства пойменных земель наблюдаются максимальные концентрации ^{90}Sr на глубинах 10-30 см с падением концентрации вниз по профилю, а также обеднением верхнего слоя 0-10 см, что вызвано, вероятно, промыванием верхнего слоя поверхностными водами [42].

В целом уровни загрязнения поймы реки Течи снижаются по ходу течения реки. В болотах верховья реки значения плотности ^{137}Cs составляют 5,6-20,4 МБк/м², в среднем течении — 0,7-1 МБк/м², в районе устья реки — до 0,2 МБк/м². Уровни загрязнения ^{90}Sr почвы поймы в верховьях реки составляют 0,4-4,5 МБк/м². Ширина загрязненной поймы достигает 150-250 м. В среднем и нижнем течении плотности загрязнения почвы ^{90}Sr составляют 0,3-1,2 МБк/м² (отдельные пятна 5,2 МБк/м² [42]). Радиоактивность почвы поймы достигает повышенных значений вблизи русла и значительно снижается по мере удаления от уреза воды.

Актуализированные данные наблюдений за содержанием радионуклидов в почве в регионе ПО «Маяк» в 2011-2018 годах представлены в таблице 2.48 [103-109].

Таблица 2.48. Содержание радионуклидов в почве в регионе ПО «Маяк» в 2011-2018 годах, кБк/м²

Зона контроля	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$
СЗЗ*	22±5/3000	31±8/4600	2,0±0,3/16
ЗН	21±6/110	20±7/364	2,1±0,8/15
ЗАЗТ	19±7/50	21±8/70	0,9±0,4/4,7
Региональный фон	1,5±0,4	2,2±0,4	0,1±0,05

* По данным наблюдений в 2011-2015 годах.

Примечание: в знаменателе указаны максимальные уровни плотности загрязнения почвы.

Согласно данным наблюдений ЦЗЛ ПО «Маяк», максимальные уровни плотности загрязнения почвы ^{90}Sr и ^{137}Cs отмечены в СЗЗ вблизи водоема Старое болото [108]. Эти уровни в 140-150 раз выше средних значений в других пунктах отбора проб почвы СЗЗ. Средние значения плотности загрязнения почвы ^{90}Sr и ^{137}Cs в СЗЗ, ЗН и ЗАЗТ не различаются значимо между собой, однако в 9-15 раз выше регионального фона. Плотность загрязнения почвы Pu в СЗЗ, ЗН и ЗАЗТ в 10-20 раз выше регионального фона. Данные наблюдений свидетельствуют о вертикальной миграции радионуклидов вглубь почвы, в настоящее время в слое почвы 0-5 см находится около 20 % общего запаса ^{90}Sr и ^{137}Cs , 35-55 % — плутония. Усредненные данные о содержании радионуклидов в верхнем 5-сантиметровом слое почвы представлены в таблице 2.49 [109].

Таблица 2.49. Содержание радионуклидов в почве в регионе ПО «Маяк», Бк/кг воздушно-сухого веса

Зона контроля	^{90}Sr	^{137}Cs	Pu
ЗН	110±31/330	103±31/600	22±6/76
ЗАЗТ	77±63/160	32±18/60	—

Примечание: в знаменателе указаны максимальные уровни плотности загрязнения почвы.

Максимальные уровни содержания радионуклидов в верхнем 5-сантиметровом слое почвы выше средних значений в ЗН и ЗАТ для ^{90}Sr в 2-3 раза, ^{137}Cs — в 3-6 раз, Pu — в 3 раза.

Растительность

Содержание радионуклидов в растениях в основном определяется плотностью радиоактивного загрязнения почвы как основного депо радиоактивного вещества в наземных экосистемах [55]. Данные многолетнего мониторинга Уральского УГМС за содержанием в растениях ^{137}Cs и суммарной активностью бета-излучающих радионуклидов в зоне наблюдений ПО «Маяк» в 2002-2019 годах приведены в таблице 2.50 [74-91].

Таблица 2.50. Содержание радионуклидов в травянистой растительности в ЗН ПО «Маяк», Бк/кг воздушно-сухого веса (данные Уральского УГМС)

Период наблюдений	^{137}Cs	$\Sigma\beta$
2002-2010	10,8±3,7	411±49
2011-2019	4,4±2,0	548±217

Согласно данным мониторинга Уральского УГМС наблюдается снижение содержания ^{137}Cs в растительности в 2,5 раза в ЗН ПО «Маяк» в 2011-2019 годах по сравнению с 2002-2010 годами, тогда как для $\Sigma\beta$, наоборот, отмечается увеличение в 1,3 раза по сравнению с предшествующим десятилетием. Более детально динамика изменений этих параметров радиационной обстановки представлена на рис. 2.60.

Как видно из рис. 2.60, прослеживается тенденция к снижению содержания ^{137}Cs в растительности ЗН, современные уровни в 3-4 раза ниже по сравнению с максимальными значениями, наблюдавшимися в 2003-2004 годах. Суммарная активность бета-излучающих радионуклидов варьировала вплоть до 2016 года примерно на одном уровне, однако в 2017-2018 годах произошло ее увеличение более чем в 2 раза [74-91].

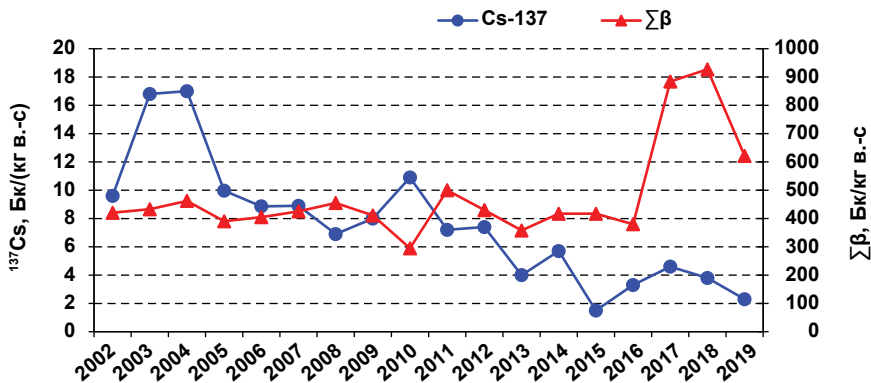


Рис. 2.60. Динамика изменений содержания ^{137}Cs и $\Sigma\beta$ в растительности зоны наблюдения ПО «Маяк» по данным Уральского УГМС

Таблица 2.51. Содержание радионуклидов в травянистой растительности в регионе ПО «Маяк», Бк/кг воздушно-сухого веса (данные ЦЗЛ ПО «Маяк») [82-91]

Зона контроля	Период наблюдений	^{90}Sr	^{137}Cs
ЗН	2007-2010	59±7	42±13
	2011-2019	86±32	58±28
ЗАЗТ	2007-2010	42±9	35±12
	2011-2019	93±52	66±47
Региональный фон		2,0	8,0

Данные наблюдений ЦЗЛ ПО «Маяк» за содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs в растительности ЗН и ЗАЗТ в 2007-2019 годах приведены в таблице 2.51.

Согласно данным ПО «Маяк» наблюдается увеличение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в растительности в 2011-2019 годах по сравнению с предшествующим периодом в зоне наблюдений в 1,4 раза, в зоне аварийного загрязнения территории — в 2,2 раза для ^{90}Sr и в 1,9 раза для ^{137}Cs . При этом отмечается превышение регионального фона для ^{90}Sr в 45 раз, ^{137}Cs в 9 раз.

Сравнение данных, представленных в таблицах 2.50 и 2.51, показывает существенные различия в оценках содержания ^{137}Cs между Уральским УГМС и ЦЗЛ ПО «Маяк». Оценки ЦЗЛ ПО «Маяк», усредненные за период 2011-2019 годов в 13 раз выше по сравнению с данными Уральского УГМС. Более детальный анализ динамики содержания ^{137}Cs в растительности ЗН ПО «Маяк» показывает, что эти различия имеют систематический характер (рис. 2.61).

Из рис. 2.61 видно, что наряду с количественными различиями отмечаются разные тенденции в изменениях содержания ^{137}Cs во времени: по данным ЦЗЛ ПО «Маяк», прослеживается рост, тогда как данные Уральского УГМС свидетельствуют о снижении загрязнения травянистой растительности этим радионуклидом. Возможная причина таких различий связана с использованием разных методик в практике государственного и ведомственного мониторинга радиационной обстановки, что остро ставит проблему их унификации.

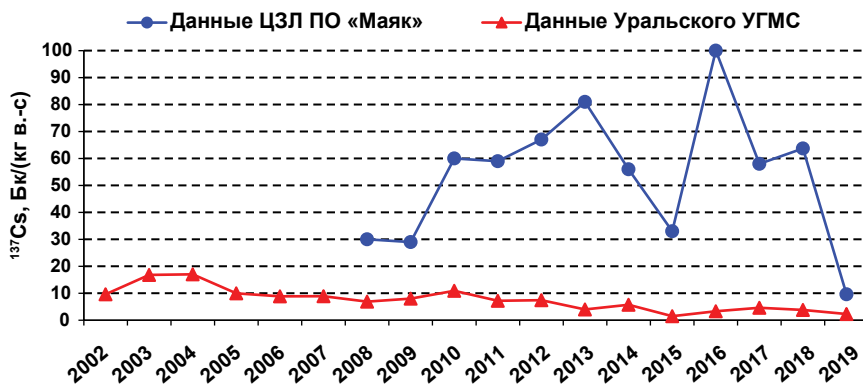


Рис. 2.61. Динамика изменений содержания ^{137}Cs в растительности зоны наблюдения ПО «Маяк» по данным Уральского УГМС и ЦЗЛ ПО «Маяк» [82-91, 113]

Продукты питания

В населенных пунктах зоны влияния ЦЗЛ ПО «Маяк» регулярно проводится контроль содержания радионуклидов в местных сельскохозяйственных продуктах. Обобщенные данные контроля удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в картофеле и молоке в 2004-2019 годах приведены в таблице 2.52 [76-91, 103-109].

Таблица 2.52. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в продуктах питания зоны наблюдения ПО «Маяк» в 2004-2019 годах, Бк/кг

Продукты питания		^{90}Sr		^{137}Cs	
		2004-2010 годы	2011-2019 годы	2004-2010 годы	2011-2019 годы
Картофель	среднее	1,08±0,10	0,77±0,47	1,58±0,26	2,0±2,0
	максимальное	2,0±0,4	1,4±0,9	3,1±1,3	3,8±4,0
Молоко	среднее	1,09±0,19	0,83±0,53	0,95±0,14	0,61±0,21
	максимальное	2,7±1,2	1,4±0,9	2,0±0,7	1,1±0,5
Допустимый уровень*	картофель	40		120	
	молоко	25		100	

* По СанПиН 2.3.2.1078-01²⁵.

Согласно данным контроля, максимальные уровни удельной активности радионуклидов в картофеле и молоке примерно в 2 раза выше средних значений, однако и эти максимальные уровни в 10-90 раз ниже допустимых по СанПиН 2.3.2.1078-01. Средние значения содержания ^{90}Sr в картофеле и молоке в 2011-2019 годах в 1,3-1,4 раза ниже по сравнению с предшествующим десятилетием, среднее значение содержания ^{137}Cs в картофеле в 1,3 раза выше, а в молоке — в 1,5 раза ниже по сравнению с предшествующим десятилетием. Однако это различие не является статистически значимым за исключением снижения удельной активности ^{137}Cs в молоке.

Данные контроля ЦЗЛ ПО «Маяк» и ФМБА по радиоактивности более широкого набора местных продуктов в 2011-2019 годах приведены в таблице 2.53 [3, 93-98, 102, 103, 105-109, 114-119].

Содержание контролируемых радионуклидов в местных продуктах в зоне наблюдения ПО «Маяк» в 2011-2019 годах было значительно ниже допустимых значений: для ^{90}Sr в 20-170 раз, для ^{137}Cs в 40-160 раз. Вместе с тем, согласно данным ФМБА, удельная активность радионуклидов в местных продуктах на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, выше по сравнению с территориями вне зоны загрязнения [119]: удельная активность ^{137}Cs в молоке на загрязненных территориях выше в 2 раза, по ^{90}Sr — в 2,5 раза; в картофеле — в 1,7 раза по ^{137}Cs и в 1,4 раза по ^{90}Sr ; в мясе — в 2 раза по ^{137}Cs . Удельная активность ^{137}Cs в лесных ягодах в 2 раза больше, ^{90}Sr — в 4 раза больше на загрязненных территориях.

²⁵ Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов» устанавливают гигиенические нормативы безопасности и пищевой ценности для человека пищевых продуктов, а также требования по соблюдению указанных нормативов при изготовлении, ввозе и обороте пищевых продуктов.

Таблица 2.53. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в местных продуктах зоны наблюдения ПО «Маяк» в 2011—2019 годах, Бк/кг

Продукт	^{90}Sr	ДУА (^{90}Sr)	^{137}Cs	ДУА (^{137}Cs)
Молоко	$0,83 \pm 0,53/2,6$	25	$0,61 \pm 0,21/1,8$	100
Картофель	$0,77 \pm 0,47/2,8$	40	$2,0 \pm 2,0/9,2$	120
Овощи	$2,0 \pm 0,9/4,9$	40	$1,2 \pm 0,4/4,7$	120
Мясо	$1,4 \pm 0,9/4,4$	50	$2,6 \pm 1,8/8,5$	160
Грибы	$0,3 \pm 0,1/0,65$	50	$3,9 \pm 3,1/9,3$	500
Ягоды	$0,9 \pm 0,6/1,4$	60	$3,7 \pm 5,4/21,0$	160

Примечания: 1. ДУА — допустимая удельная активность по СанПиН 2.3.2.1078-01.
2. В знаменателе указаны максимальные значения по данным наблюдений.

2.2.7.4. Радиоактивность водных объектов

Реки

Уральским УГМС и ЦЗЛ ПО «Маяк» осуществляется многолетний мониторинг радиоактивности воды рек Течи и Исети, а также рек Караболки и Синары, расположенных в зоне влияния ПО «Маяк», и р. Мишеляк, протекающей по СЗЗ предприятия (рис. 2.62).

Пробы воды Уральским УГМС отбираются: из р. Течи — в двух пунктах (Муслимово, Першинское) ежемесячно, из р. Исети — в трех пунктах (Красноисетское, Шадринск, Мехонское) ежемесячно, из системы рек Караболка — Синара — в двух пунктах (Усть-Караболка, устье Синары) ежемесячно в течение года. ЦЗЛ ПО «Маяк» проводит отбор проб воды из р. Течи в створах с. Муслимово (ежемесячно) и с. Затеченское (два раза в год), из р. Исети — в двух пунктах (Далматово, Красноисетское) два раза в год, из р. Караболки — в нижнем бьефе болота Бугай (один раз в год) и в створе с. Татарская Караболка (четыре раза в год).



Рис. 2.62. Схема расположения пунктов мониторинга радиоактивности рек в зоне влияния ПО «Маяк» [91]

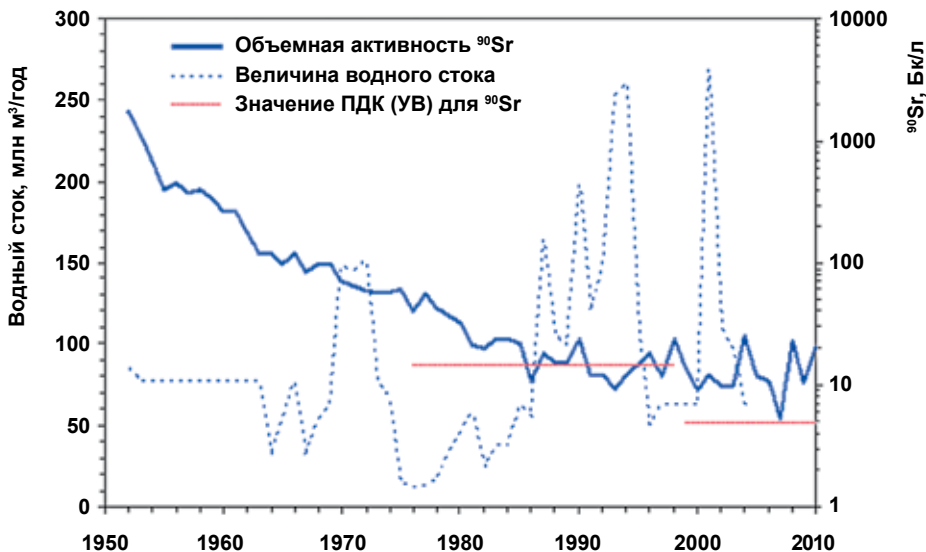


Рис. 2.63. Объемная активность ⁹⁰Sr в воде в створе НП Муслюмово (40 км от П-11)

Динамика объемной активности ⁹⁰Sr в воде Течи (створ Муслюмово) приводит к работам [42, 120-124] (рис. 2.63).

Обобщенные результаты радионуклидного анализа проб воды из рек Течи и Исети в 2000-2019 годах приведены в таблице 2.54.

Согласно данным мониторинга наблюдается снижение объемной активности ⁹⁰Sr в речной системе Теча — Исеть по мере удаления от плотины 11, содержание ⁹⁰Sr в речной воде вблизи Муслюмово в 11 раз выше по сравнению с пунктом Мехонское. В реке Тече отмечается снижение объемной активности ⁹⁰Sr в 2015-2019 годах по сравнению с предшествующим периодом наблюдений (2011-2014 годы): в пункте Муслюмово — в 2,4 раза, Першинское — в 1,8 раза. Также отмечается снижение объемной активности ⁹⁰Sr в пунктах наблюдений на реке Исети в 2011-2019 годах — примерно в 2 раза по сравнению с предшествующим десятилетием. Более детально динамика изменений содержания ⁹⁰Sr в воде рек Течи (Муслюмово) и Исети (Красноисетское) представлена на рис. 2.64.

В целом характер изменений во времени содержания ⁹⁰Sr в реках Тече и Исети по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» и Уральского УГМС совпадает, однако среднегодовые значения по данным ЦЗЛ несколько ниже по сравнению с Уральским УГМС за исключением 2016-2019 годов, когда эти данные наблюдений в реке Исети выравниваются. Содержание ⁹⁰Sr в речной воде по данным ЦЗЛ в пункте Затеченское в верхнем течении Течи примерно в 2,5 раза ниже по сравнению с данными Уральского УГМС в пункте Першинское. Возможной причиной этих различий является разная частота измерений: Уральское УГМС производит измерения ежемесячно, а ЦЗЛ — 2 раза в год. Но в целом эти данные с учетом неопределенностей позволяют судить о степени содержания ⁹⁰Sr в речной воде за весь период эксплуатации предприятий НПО «Маяк».

Река Теча оказывает существенное влияние на содержание ⁹⁰Sr в реке Исети, после впадения Течи объемная активность ⁹⁰Sr в воде Исети увеличивается пример-

Таблица 2.54. Объемная активность радионуклидов в воде рек Течи и Исети в 2000-2019 годах, Бк/л [3, 72-103]

Пункт наблюдений/ годы	^{90}Sr	$^{90}\text{Sr}^*$	^{137}Cs	$^3\text{H}^*$
Река Теча				
Муслюмово				
2000-2010 годы	13,7±1,0/26	12,4±1,0/21**	0,32±0,02/0,53	232±26/383**
2011-2014 годы	15,4±1,7/25	11,9±1,2/18	0,25±0,02/0,30	264±16/355
2015-2019 годы	6,4±1,9/9,5	6,4±0,4/6,6	0,24±0,05/0,30	167±82/290
Першинское, Затеченское				
2000-2010 годы	9,4±0,4/13	5,9±1,1/8,2**	0,071±0,005/0,1	95±19/175**
2011-2014 годы	9,3±0,5/11	5,0±1,1/7,5	0,052±0,009/0,1	111±21/144
2015-2019 годы	5,2±1,1/6,5	2,1±1,4/3,3	0,036±0,036/0,1	76±24/100
Река Исеть				
Красноисетское				
2001-2010 годы	2,9±0,3/4,1	1,1±0,3/2,3	0,033±0,003/0,06	
2011-2019 годы	1,5±0,5/2,3	0,6±0,3/0,9	0,013±0,015/0,05	
Шадринск				
2001-2010 годы	1,7±0,1/2,1		0,025±0,002/0,05	
2011-2019 годы	0,9±0,4/1,6		0,010±0,009/0,03	
Мехонское				
2001-2010 годы	1,3±0,1/1,9		0,024±0,003/0,05	
2011-2019 годы	0,6±0,3/1,0		0,010±0,007/0,02	
Долматово*				
2004-2010 годы**		0,05±0,01/0,08		
2011-2019 годы		0,06±0,05/0,15		
УВ	4,9		11	7600
Реки России (фон)	0,005		0,002	1,7

* Данные измерений ЦЗЛ ПО «Мая».

** 2004-2010 годы.

Примечание: в знаменателе указаны максимальные значения по данным наблюдений.

но в 20 раз. При этом согласно данным многолетнего мониторинга в реке Исети не наблюдается превышение УВ для объемной активности ^{90}Sr в речной воде, характерное для реки Течи. Вместе с тем в 2011-2019 годах содержание ^{90}Sr в реке Исети в 120-300 раз превышало фоновые значения, а в реке Тече — в 1000-3000 раз.

Содержание ^{137}Cs в реках Тече и Исети значительно ниже УВ (в 45-1100 раз), однако выше фона в реке Тече в 20-120 раз, в реке Исети — в 5-6 раз (таблица 2.54). Так же, как для ^{90}Sr , отмечается снижение объемной активности ^{137}Cs в речной воде по мере удаления от плотины 11. Содержание ^{137}Cs в воде Течи вблизи Муслюмово в среднем в 24 раза выше по сравнению с пунктом Мехонское на реке Исети. В реке Тече отмечается снижение объемной активности ^{137}Cs в 2015-2019 годах по сравнению с 2000-2010 годами: в пункте Муслюмово — в 1,3 раза, Першинское — в 2 раза. Также отмечается снижение объемной активности ^{137}Cs в пунктах наблюдений на реке Исети в 2011-2019 годах — в 2,5 раза по сравнению

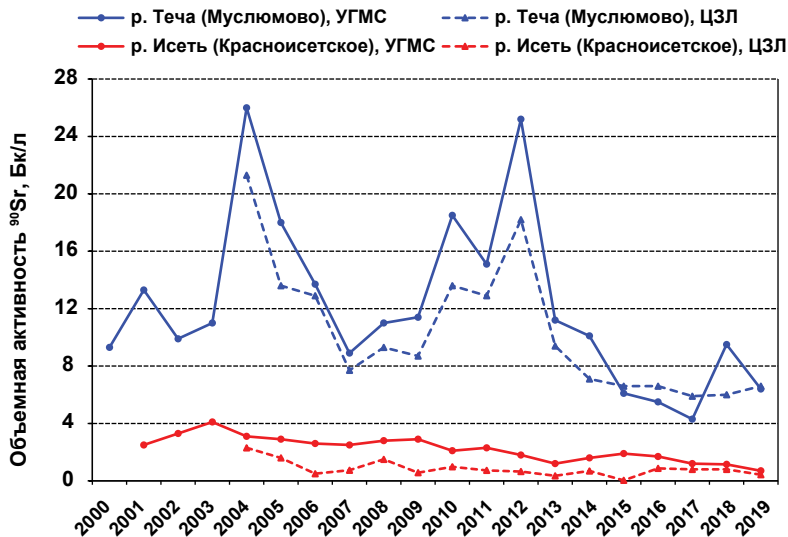


Рис. 2.64. Динамика объемной активности ^{90}Sr в воде рек Течи и Исети по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» и Уральского УГМС, Бк/л

с предшествующими десятилетием. Динамика изменений содержания ^{137}Cs в воде рек Течи (Муслимово) и Исети (Красноисетское) представлена на рис. 2.65.

В отличие от динамики объемной активности ^{90}Sr (рис. 2.64) для ^{137}Cs (рис. 2.65) отмечаются более высокие среднегодовые значения по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» по сравнению с Уральским УГМС. Возможной причиной этого является недостаточная чувствительность определения ^{137}Cs в речной воде ЦЗЛ ПО «Маяк». Нижний предел измерений этого радионуклида (0,2-0,4 Бк/л) в 100-200 раз выше фона. В результате этого происходит систематическое завышение данных.

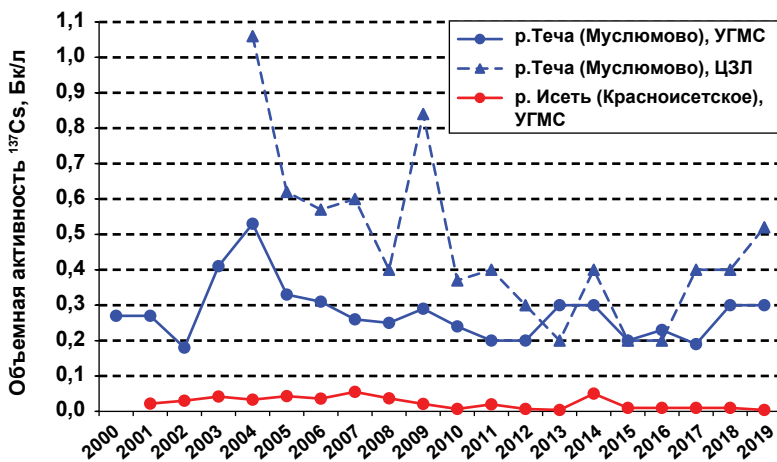


Рис. 2.65. Динамика объемной активности ^{137}Cs в воде р. Течи и р. Исети по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» и Уральского УГМС, Бк/л

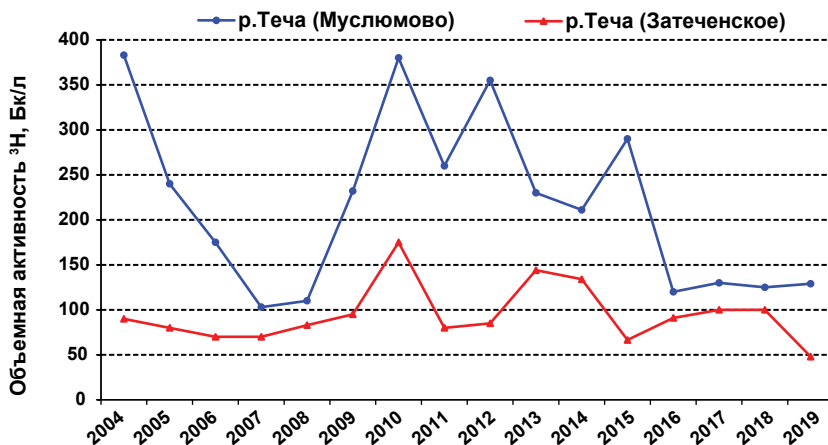


Рис. 2.66. Динамика объемной активности трития в воде р. Течи по данным ЦЗЛ ПО «Маяк», Бк/л

Содержание трития в реке Тече значительно ниже УВ (в 45-100 раз), однако в 45-100 раз выше фона. По мере удаления от плотины 11 наблюдается снижение объемной активности трития в реке Тече, содержание трития в речной воде вблизи Муслюмово в 2015-2019 годах в 1,3-4,4 раза выше по сравнению с пунктом Затеченское (рис. 2.66). В реке Тече отмечается снижение объемной активности трития в 2015-2019 годах по сравнению с предшествующим периодом наблюдений (2011-2014 годы): в пункте Муслюмово — в 1,6 раза, Затеченское — в 15 раз.

Согласно данным обследования, содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в реке Тече составляет 0,04-0,31 мБк/л, что в 4-31 раз выше регионального техногенного фона, однако в 1800-14000 раз ниже УВ [125, 126]. В реке Исети объемная активность этого радионуклида в воде практически не отличается значимо от фона.

Обобщенные результаты радионуклидного анализа проб воды из рек Караболки и Синары на территории ВУРСа в 2000-2018 годах приведены в таблице 2.55 [3, 72-96].

Наблюдается снижение примерно в 2 раза объемной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в 2011-2019 годах в реках Караболке и Синаре по сравнению с предшествующим десятилетием. Содержание этих радионуклидов в устье реки Синары ниже, чем в реке Караболке: ^{90}Sr — в 4-6 раз, ^{137}Cs — в 2 раза. В настоящее время объемная активность ^{90}Sr в реке Караболке и нижнем бьефе болота Бугай в 2-6 раз ниже УВ, в устье реки Синары — в 25 раз. Объемная активность ^{137}Cs в реке Караболке ниже УВ в 28-55 раз, в реке Синаре в 550-1400 раз, трития в реке Караболке в 70-140 раз. Вместе с тем содержание контролируемых радионуклидов в реках Караболке и Синаре превышает фоновые значения: ^{90}Sr — в 40-500 раз, ^{137}Cs — в 4-10 раз, трития — в 30-60 раз.

ЦЗЛ ПО «Маяк» осуществляет наблюдения за миграцией радиоактивных веществ в подземных водах в районе расположения водоемов В-9 (Карачай), В-17 (Старое болото) и В-11 (рис. 2.62). В подземных водах зафиксировано повышенное по сравнению с УВ для населения содержание ^{60}Co , ^{90}Sr и трития, что связа-

Таблица 2.55. Объемная активность радионуклидов в воде рек Караболки и Синары в 2000-2018 годах, Бк/л [3, 72-101]

Пункт наблюдений/годы	^{90}Sr	^{137}Cs	^3H
Река Караболка, Нижний бьеф болота Бугай*			
2004-2009 годы	4,3±1,1/6,1	0,4±0,1/0,5	78±8/460
2011-2018 годы	2,8±1,3/4,8	<0,2/0,4	105±42/160
Тагарская Караболка*			
2004-2009 годы	2,7±0,5/3,8	0,36±0,04/0,55	53±8/93
2011-2018 годы	1,2±0,2/2,4	<0,2/0,4	
Усть-Караболка			
2000-2010 годы	1,6±0,2/2,2	0,031±0,005/0,06	
2011-2018 годы	0,8±0,1/1,5	0,016±0,002/0,02	
Река Синара (устье)			
2001-2010 годы	0,33±0,03/0,5	0,021±0,003/0,04	
2011-2018 годы	0,20±0,02/0,3	0,008±0,002/0,02	
УВ	4,9	11	7600
Реки России (фон)	0,005	0,002	1,7

* Данные измерений ЦЗЛ ПО «Маяк».

** 2004-2010 годы.

Примечание: в знаменателе указаны максимальные значения по данным наблюдений.

но с поступлением в подземные водоносные горизонты техногенных растворов из водоемов В-9, В-17 и В-11 [93, 98]. Объемная активность контролируемых радионуклидов в воде р. Мишеляка в СЗЗ ПО «Маяк», долины которой достигла линза загрязненных радионуклидами подземных вод из района водоема В-9 (Карачай), значительно ниже УВ (таблица 2.56) [3, 76-101].

Согласно данным наблюдений наиболее высокие уровни загрязнения донных отложений обнаружены в илах в верховьях реки Течи (таблица 2.57) [42].

В отличие от воды уровни загрязнения донных отложений ^{137}Cs выше, чем ^{90}Sr , в 20-120 раз. Удельные активности ^{137}Cs в илах примерно на пять порядков выше, чем в воде, ^{90}Sr — на три порядка [42].

Отмечен рост удельной активности ^{137}Cs в донных отложениях в районе «Асановских болот», вероятно, за счет вымывания радионуклидов из поймы с грунтовыми водами. На удалении 25-35 км от плотины 11 наблюдается значительное снижение радиоактивного загрязнения донных отложений реки Течи (таблица 2.58)

Таблица 2.56. Объемная активность радионуклидов в воде реки Мишеляка в 2004-2018 годах, Бк/л [3, 76-103]

Период	^{90}Sr	^{137}Cs	^3H
2004-2010 годы	0,55±0,09/2,3	< 5/6,3	152±26/1500
2011-2019 годы	0,28±0,10/0,63	< 3/6,3	132±43/291
УВ	4,9	11	7600

Примечание: в знаменателе указаны максимальные значения по данным наблюдений.

Таблица 2.57. Плотности загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs донных отложений верхнего течения реки Течи, кБк/м² [42]

Расстояние от плотины 11, км	Глубина отбора, см	^{90}Sr	^{137}Cs
4,5	0-10	67	1369
12	0-10	41	1184
14	0-20	122	14615
19	0-20	562	27195

Таблица 2.58. Изменение удельной активности радионуклидов в донных отложениях реки Течи с расстоянием от плотины 11, Бк/кг [42]

Расстояние от плотины 11, км	Глубина отбора, см	^{90}Sr	^{137}Cs
4,5	0-5	3 038	303 000
	5-10	3 032	217 000
13	0-20	845	15 600
14	0-10	2 839	346 700
	10-20	2 752	670 800
16	0-10	2 912	240 000
	10-20	5 783	295 000
	20-30	4 160	300 000
	30-40	3 496	105 000
19	0-10	3 572	380 000
	10-20	4 488	179 000
25	0-10	260	3 560
	10-20	835	1 730
35	0-10	2 861	11 800
	10-20	922	3 890
	20-30	1 424	4 370

[42]. В дальнейшем по мере удаления от верховья реки содержание радионуклидов в донных отложениях, как и в воде, снижается вплоть до устья Течи.

За более чем 60-летний период после интенсивных сбросов радиоактивных веществ радионуклиды мигрировали в песчаных и илистых грунтах на глубину более 35 см. Распределение ^{90}Sr в профилях донного грунта более равномерно, чем ^{137}Cs . Максимальные значения содержания этих радионуклидов в донных отложениях наблюдается преимущественно в слое 0-10 см.

Озера

В отличие от рек, которые являются открытыми системами и транзитной средой для радионуклидов, озера представляют собой замкнутые или полузамкнутые экосистемы замедленного водообмена. Они способны аккумулировать радионуклиды и могут рассматриваться в качестве маркеров радиозэкологического состояния

загрязненной территории [35]. Различные аспекты радиоэкологии озер на территории ВУРСа рассмотрены в публикациях [35, 49, 50, 127-129].

Озера на территории радиоактивного следа значительно различаются по гидрохимическим условиям и уровням загрязнения. Наряду с солоноватыми водоемами встречаются и пресные, с малой минерализацией воды. Глубина большинства озер не превышает 5-6 м. Водное питание озер осуществляется главным образом за счет вод местного подземного и поверхностного стока и атмосферных осадков.

Основным источником радиоактивного загрязнения озер на территории ВУРСа явилось начальное осаждение радионуклидов на водную поверхность после аварийного выброса в сентябре 1957 года и последующий многолетний поверхностный сток радионуклидов с водосборной площади. В результате процессов перераспределения радионуклидов происходило снижение содержания радионуклидов в воде за счет их осаждения и аккумуляции в донных отложениях и частично за счет поглощения водными организмами [130].

Большинство озер ВУРСа расположены на территории с плотностью загрязнения по ^{90}Sr от 3,7 до 18,5 кБк/м². Наиболее загрязненные озера (Бердениш, Урускуль) находятся на территории головной части ВУРСа со значительно более высокой плотностью загрязнения. Эти озера выведены из хозяйственного использования. К наиболее изученным водоемам за послеаварийный период относится озеро Урускуль [35]. Плотность загрязнения ^{90}Sr водосбора озера Урускуль составляет 810-2300 кБк/м², ^{137}Cs — 70-100 кБк/м². Динамика концентрации ^{90}Sr в воде представлена на рис. 2.67 [35].

Если в первые 20 лет очищение воды происходило за счет осаждения и аккумуляции в донных отложениях, то в последующие годы основным механизмом стал радиоактивный распад радионуклида.

Современные концентрации радионуклидов в различных компонентах экосистемы озера представлены в таблице 2.59 [35, 50, 131].

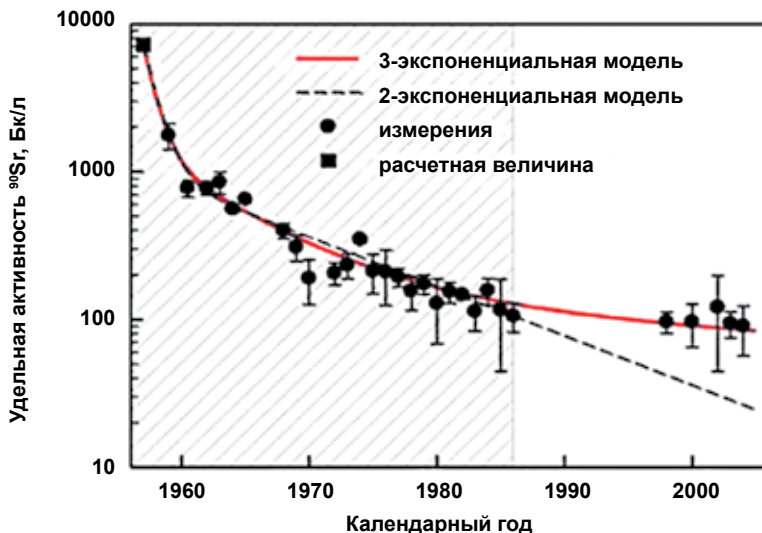


Рис. 2.67. Динамика изменения удельной активности ^{90}Sr в воде оз. Урускуль с 1957 по 2005 годы [35]

Таблица 2.59. Содержание радионуклидов в компонентах экосистемы озера Урускуль

Компонент	Размерность	^{90}Sr	^{137}Cs
Вода	Бк/л	80±21	0,32±0,06
Донные отложения (0-10 см)	кБк/кг	360±90	11±3
Рыба (карась серебряный)			
Тушка	кБк/кг	10,4±2,1	0,41±0,06
Мышцы		3,7±0,6	0,46±0,07
Кость		50±10	0,08±0,01
Макрофиты (тростник обыкновенный)	кБк/кг	7,5±1,5	0,012±0,002
Почва водосбора (0-20 см)	кБк/м ²	810-2300	70-100

Загрязнение компонентов озерных экосистем в целом коррелирует с плотностью загрязнения территории водосборов. Водоемы, расположенные на территории с высокой плотностью загрязнения, характеризуются также и высокими концентрациями радионуклидов в компонентах озер. Содержание ^{90}Sr в воде озера Урускуль в 16 раз превышает УВ. Вместе с тем содержание ^{90}Sr в озерной воде в 4 раза, а ^{137}Cs в 50 раз ниже контрольного уровня по экологическому критерию [132], обеспечивающему радиационную безопасность водной биоты.

Содержание ^{90}Sr в костях рыбы достигает 50 кБк/кг и примерно в 14 раз превышает накопление этого радионуклида в мышцах рыбы. Содержание ^{90}Sr в мышцах рыбы озера Урускуль в 37 раз выше ДУА СанПиН 2.3.2.1078-01, ^{137}Cs — в 3,5 раза. Содержание ^{90}Sr в мышцах рыбы в 8 раз выше по сравнению с ^{137}Cs , в макрофитах — в 625 раз.

Большая часть активности в озерных экосистемах находится в донных отложениях (98-99 %). В верхнем 10-сантиметровом слое донных отложений сосредоточено до 70 % ^{90}Sr и ^{137}Cs , глубже слоя 17 см содержание радионуклидов составляет доли процента [35].

За исключением озер, выведенных из хозяйственного использования, современные уровни содержания техногенных радионуклидов в водных объектах в зоне наблюдений ПО «Маяк» значительно ниже УВ и для большинства озер не отличаются значимо от регионального фона (таблица 2.60) [3, 76-101].

Таблица 2.60. Объемная активность радионуклидов в воде озер в зоне влияния ПО «Маяк» в 2004-2018 годах, Бк/л [3, 76-103]

Годы	^{90}Sr	^{137}Cs
2004-2010	0,10±0,03/0,4	0,26±0,03/0,6
2011-2019	0,09±0,07/0,3	<0,2/0,4
Региональный фон	0,07	0,04
УВ	4,9	11

Примечание: в знаменателе указаны максимальные значения по данным наблюдений.

Факторы накопления ^{90}Sr в рыбе сильно различаются для озер с разным гидрохимическим режимом. В целом они изменяются в интервале значений от 80 до 4100. Наиболее высокие значения факторов накопления этого радионуклида отмечены для озер с низким содержанием кальция в воде. Факторы накопления ^{90}Sr в водных растениях различных водоемов изменялись в пределах 20-1000. Также значительной вариабельностью характеризуются значения величин факторов накопления для ^{137}Cs , изменяющиеся в различных озерах в пределах: в рыбе — 40-2400, в водных растениях — 40-930 [127, 128, 133].

2.2.7.5. Миграция радионуклидов в речной системе Теча — Исеть — Тобол — Иртыш — Обь

С целью изучения миграции радионуклидов в речной системе Теча — Исеть — Тобол — Иртыш — Обь специалистами НПО «Тайфун» Росгидромета под руководством Александра Ивановича Никитина совместно с Институтом проблем экологии и эволюции РАН и Тобольской биологической станцией РАН были проведены радиоэкологические наблюдения за содержанием радионуклидов на участке протяженностью свыше 1000 км [126, 134-136].

А. И. Никитин — выдающийся ученый в области радиационного мониторинга окружающей среды. Работы А. И. Никитина внесли основополагающий вклад в изучение радиоактивности речной системы Обь-Иртышского бассейна, морей Арктики и Дальнего Востока, водных объектов, загрязненных в результате Чернобыльской аварии.

Были организованы систематические наблюдения (ежемесячные наблюдения в течение полного гидрологического цикла) за содержанием в воде ^{137}Cs , ^{90}Sr и трития в одной из ключевых точек системы — в районе слияния рек Тобола и Иртыша. С целью получения информации по изучаемой системе в целом в летне-осенние периоды были проведены радиоэкологические обследования на участке от нижнего течения Течи до района слияния Иртыша с Обью (рис. 2.68). Были отобраны пробы речной воды для определения объемных активностей ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ и трития, пробы биоты и других компонентов речной экосистемы.

Обобщенные оценки удельной активности радионуклидов в воде речной системы Теча — Исеть — Тобол — Иртыш — Обь представлены в таблице 2.61 [80, 126, 134-136]. Согласно данным наблюдений, превышение УВ в настоящее время наблюдается только для удельной активности ^{90}Sr в воде Течи. Удельная активность трития и ^{137}Cs в речной воде превышает фоновый уровень в основном в Тече и Исети, а на остальной части речной системы не отличается от регионального фона. Удельная активность плутония



**Александр Иванович Никитин
(1947-2014)**

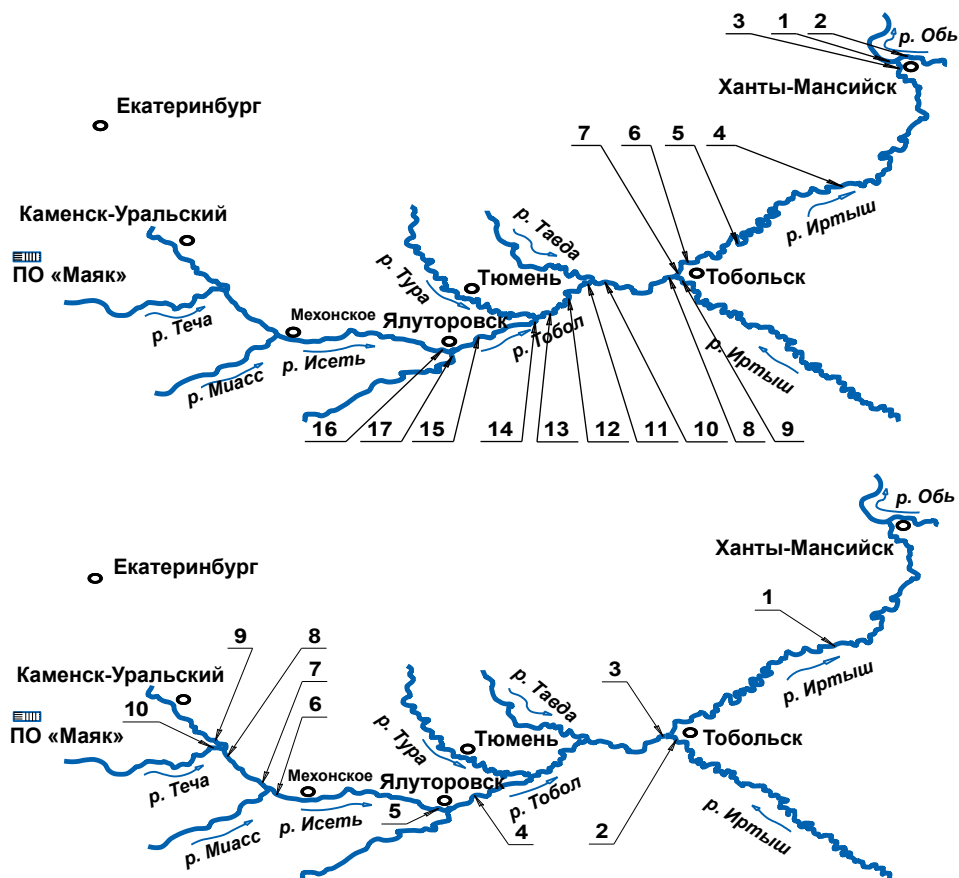


Рис. 2.68. Расположение створов отбора проб во время радиозоологического обследования речной системы Теча — Исеть — Тобол — Иртыш — Обь в сентябре 2004 года и августе 2005 года, соответственно верхняя и нижняя схемы

превышает фоновый уровень только в воде реки Течи. Вместе с тем наблюдается превышение фонового уровня ^{90}Sr в речной воде на обширном участке речной системы протяженностью более 1000 км вплоть до впадения Иртыша в реку Обь [80, 126, 134-136]. Причиной образования этого «стронциевого» следа является прошлая деятельность ПО «Маяк», в особенности радиоактивные сбросы в Течу в начальный период его деятельности (1949-1956 годы).

На рис. 2.69 приведены экспериментальные данные по изменению объемной активности ^{90}Sr в речной воде с расстоянием от точки отбора на Исети (практически от района слияния Исети с Тоболом). Видно, что объемная активность ^{90}Sr возрастает по мере приближения к устью Исети. В воде Исети вблизи ее слияния с Тоболом имеет место максимальное для изученного участка речной системы значение объемной активности ^{90}Sr — около 1 Бк/л. Эта величина примерно в 200 раз выше уровня, характерного для рек России, но ниже уровня вмешательства по ^{90}Sr в питьевой воде (4,9 Бк/л). При этом в Тоболе до впадения Исети наблюдается значение объемной активности ^{90}Sr , близкое к фоновому.

Таблица 2.61. Удельная активность радионуклидов в воде речной системы Теча-Обь, Бк/л [80, 126, 134-136]

Река	^3H	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$
Теча (Муслюмово)	270	22	0,63	$3,1 \cdot 10^{-4}$
Теча (Затеченское, устье Течи)	90	7,0	0,26	$4,3 \cdot 10^{-5}$
Исеть (Красноисетское)	28	3,0	0,038	10^{-5}
Исеть (Мехонское)	15	1,4	0,028	$2,7 \cdot 10^{-6}$
Исеть (Сосновка, 10 км выше впадения в Тобол)	15	1,0	0,0004	$4,1 \cdot 10^{-6}$
Тобол (Петелино, 30 км ниже устья Исети)	11	0,74	0,0002	$3,3 \cdot 10^{-6}$
Тобол (Медянки)	4,8	0,11	0,0004	
Тобол (перед впадением в Иртыш)	4,3	0,072	0,0003	$7,5 \cdot 10^{-6}$
Иртыш (Бекеревка, 5 км ниже устья Тобола)	3,8	0,061	0,0007	
Иртыш (перед впадением в Обь)	4,4	0,026	0,0004	$6,6 \cdot 10^{-6}$
Обь (ниже впадения Иртыша)	2,3	0,015	0,0006	
Обь (выше впадения Иртыша)	2,6	0,006	0,0003	
Региональный фон	5	0,005	0,0005	$\sim n \cdot 10^{-5}$
УВ	7700	5	11	0,56

Результаты радионуклидного анализа проб рыбы приведены в таблице 2.62 [126, 134]. Содержание искусственных радионуклидов в речной рыбе относительно мало за исключением ^{90}Sr в рыбе из Течи.

Радиоактивное загрязнение Течи не имеет серьезных экономических последствий для рыбного хозяйства, поскольку она принадлежит к малым рекам и характеризуется низкой рыбопродуктивностью и отсутствием на ней рыбохозяйственных предприятий. До введения запрета на использование реки в хозяйственных целях существовало лишь непромышленное рыболовство, в первую очередь любительское, которым занимались жители прибрежных населенных пунктов.

В целом результаты комплексного радиоэкологического обследования свидетельствуют о влиянии прошлой деятельности ПО «Маяк» на содержание ^{90}Sr в речной системе Теча —

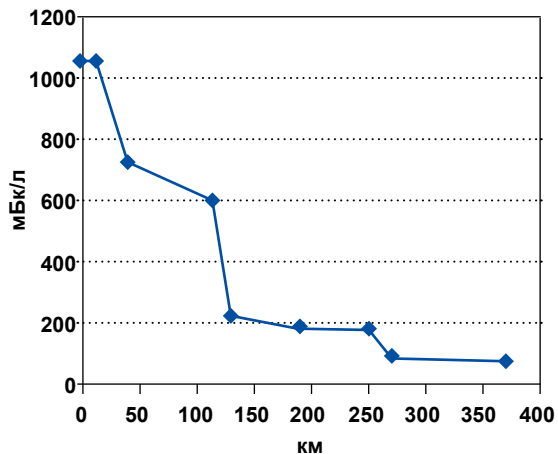


Рис. 2.69. Изменение объемной активности ^{90}Sr в речной воде на участке от устья Исети до слияния с Иртышом

Таблица 2.62. Результаты определения содержания искусственных радионуклидов в пробах рыбы в реках Теча — Исеть — Тобол — Иртыш

Река / рыба	⁹⁰ Sr Бк/кг	¹³⁷ Cs Бк/кг	^{239,240} Pu мБк/кг
р. Теча (Першинское) / окунь (тушка)	200±20	10,7±0,5	2,6±1,0
р. Исеть (10 км до устья) / щука (тушка)		0,10±0,01	0,12±0,06
р. Тобол (Ярково) / щука (тушка)	3,3±0,5	0,42±0,04	0,24±0,11
р. Иртыш (Демьянское) / щука (мышцы)	0,11±0,02	0,87±0,11	0,11±0,03

Исеть — Тобол — Иртыш — Обь. Однако это влияние относительно мало и за пределами Течи не приводит к превышению УВ.

Озера и реки, можно сказать, вся обширная гидрологическая сеть вокруг ПО «Маяк» предоставляет сегодня достаточно широкие и во многом уникальные возможности для исследования миграции радионуклидов, а в отдельных случаях и изучения возможного влияния радиационного фактора на жизнь водных экосистем. Поэтому необходимость программ радиозэкологического комплексного мониторинга в этом регионе и в целом в Обь-Иртышской речной системе не вызывает сомнений [135].

2.2.8. Мониторинг МАЭД

Непрерывный оперативный контроль МАЭД на территории ПО «Маяк», в санитарно-защитной зоне и в населенных пунктах ЗН проводится с использованием автоматизированной системы контроля радиационной обстановки (АСКРО). АСКРО предприятия состоит из трех подсистем [3]: пунктов контроля (31 точка), центрального поста АСКРО, подсистемы передачи и отображения данных для абонентов.

Измеренные данные передаются на центральный пост АСКРО предприятия в автоматическом режиме по телефонным линиям и радиоканалу. На сервере центрального поста данные проверяются на превышение установленных контрольных значений, заносятся в базу данных и архивируются. В 2017-2019 годах превышений заданных контрольных уровней МАЭД не выявлено.

В 2017-2019 годах по данным Уральского УГМС и ЦЗЛ ПО «Маяк» среднегодовые значения мощности амбивалентной эквивалентной дозы внешнего гамма-излучения в ЗН находились в пределах 0,07-0,18 мкЗв/ч, не отличались значимо от данных за предыдущие годы и соответствовали естественному фону для Уральского региона (таблица 2.63) [83-91, 103-109].

2.2.9. Оценка дозы облучения населения и радиационных последствий для населения

В начальный период работы НПО «Маяк» население, проживающее на берегах Течи, получало значительные дополнительные дозы облучения, заметно превышающие фоновые значения [22, 55, 122-148]. При этом зачастую дозы внутреннего облучения были выше доз внешнего облучения. Поступление в организм человека

Таблица 2.63. Динамика изменений МАЭД в ЗН ПО «Маяк», мкЗв/ч

Год	МАЭД	Год	МАЭД
2011	0,09-0,14	2016	0,09-0,18
2012	0,10-0,19	2017	0,07-0,17
2013	0,10-0,19	2018	0,09-0,18
2014	0,10-0,18	2019	0,10-0,12
2015	0,09-0,18		

таких радионуклидов, как ^{90}Sr и изотопы плутония, формировало дозы внутреннего облучения фактически в течение всей последующей жизни человека. Помимо расчетных методов, ориентированных на знания о метаболизме элементов у человека и на подсчете поступления радионуклидов в организм человека с продуктами питания, водой и воздухом, для оценки доз внутреннего облучения использовали измерения радионуклидов в теле человека (при жизни и посмертные).

Оценки дозовых нагрузок на население, проживающее рядом с поймой Течи в работах отечественных исследователей начали появляться с 70-х годов XX века [149-162], а методические документы появились в открытой печати уже после аварии на ЧАЭС [163-165].

Для мониторинга содержания ^{90}Sr в организме жителей Уральского региона были использованы различные методы измерения [137]. В 1951-1993 годах проводились радиометрические и радиохимические анализы костных образцов, полученных посмертно [138]. В 1959-1997 годах проводились массовые прижизненные измерения поверхностной β -активности передних зубов [146, 166]. Систематические измерения содержания ^{90}Sr в костной ткани жителей Уральского региона были начаты в 1959 году [26]. После появления в 1974 году спектрометра излучений человека (СИЧ) появилась возможность определять содержание ^{90}Sr в организме прижизненно [147]. За 24 года эксплуатации СИС-9.1 под руководством В. П. Кожеурова было выполнено свыше 38 000 измерений для более 20 000 человек.

Наиболее представительные результаты были получены для жителей села Муслумово, которое не было отселено и оказалось ближайшим населенным пунктом к точке сброса радиоактивных веществ. К 2000 году индивидуальные измерения ^{90}Sr в организме, зубах или костях были получены для 3880 жителей села Муслумово, причем из тех, кто проживал в этом селе в период максимальных сбросов, обследовано 60 % людей [167].

Наложённые ограничения на жизнедеятельность населения прибрежных сел наряду с сокращением радиоактивных сбросов предприятия в Течу значительно уменьшили текущие годовые дозовые нагрузки. Так, уменьшение доз облучения за счет поступления ^{90}Sr в какой-то степени может характеризовать реконструкция динамики поступления этого радионуклида в организм жителей села Муслумово (рис. 2.70).

На рис. 2.71 [161] показана динамика содержания ^{90}Sr в скелете для взрослых жителей села Муслумово. Как видно из рисунка, «речной» ^{90}Sr на два порядка выше глобального уровня этого радионуклида [154, 167]. Наибольшее поступление радионуклидов в организм наблюдалось на реке Тече в 1950-1952 годы до

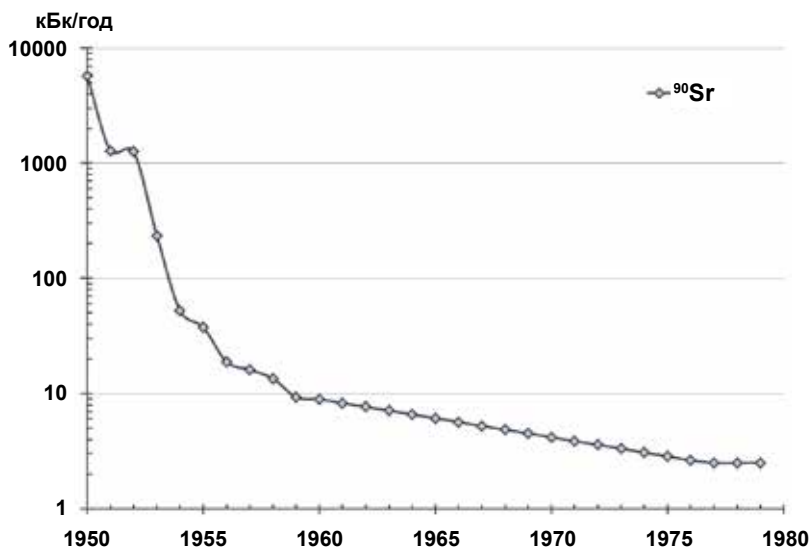


Рис. 2.70. Реконструкция поступления ^{90}Sr в организм жителей с. Муслюмово

введения специальных защитных мероприятий. Скорость выведения стронция из организма составляет 3-5 % в год, следовательно, люди, получившие значительное количество ^{90}Sr в 50-е годы, до сих пор носят в своем организме постоянный источник бета-излучения. Особенно это касается тех, кто в момент поступления находился в подростковом возрасте (рис. 2.72), поскольку в организме детей и подростков ^{90}Sr использовался вместе с кальцием как «строительный материал» при формировании скелета и зубов. Приведенные результаты показывают, что для жителей с. Муслюмово имеются надежные данные по содержанию ^{90}Sr в организме начиная с первых лет загрязнения реки.

Суммарные эффективные дозы внешнего и внутреннего облучения для жителей с. Муслюмово были рассчитаны согласно Методическим указаниям Государственного комитета по санитарно-эпидемиологическому надзору РФ (МУ 2.6.1.02495). Помимо ^{90}Sr определенный вклад в эффективную дозу внутреннего облучения вносили также и другие радионуклиды, имевшиеся в составе сбросов. Однако вклад ^{90}Sr составлял около 60 % от суммарной дозы [140]. Рассчитывались средние дозы, накопленные различными возрастными когортами жителей за счет каждого календарного года проживания в данном населенном пункте, и результирующая суммарная доза, накопленная за весь период с 1949 года. Расчеты показали, что возрастные когорты 1935-1938 годов рождения получили в среднем эффективные дозы свыше 350 мЗв, а остальные возрастные группы жителей, проживавших в этом населенном пункте в период максимальных сбросов, получили от 70 до 350 мЗв.

Максимальные значения ^{90}Sr в организме, измеренные в 1993-1997 годах с помощью СИЧ, составляли 60 кБк. Критической группой при оценке доз от ранее накопленного в организме стронция-90 следует считать жителей Муслюмово 1932-1942 годы рождения, содержание стронция в организме у которых выше, чем в остальных возрастных группах. Средняя годовая эффективная доза от инкорпорированного ^{90}Sr для этой группы в 2000 году составляла примерно 1,3 мЗв/год [140].

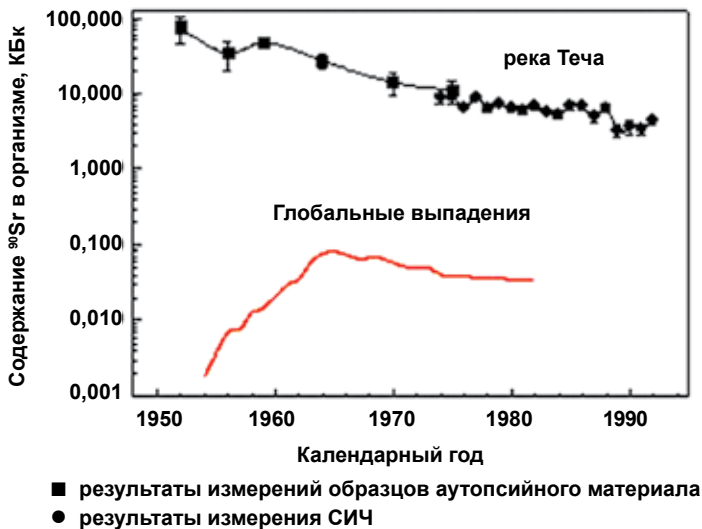


Рис. 2.71. Динамика содержания ^{90}Sr в организме взрослых жителей с. Муслимово в сравнении с глобальными уровнями [161]

Более поздние измерения ^{90}Sr в организме жителей показали достаточную устойчивость скорости выведения этого нуклида за исключением только наиболее пожилых людей, у которых с возрастом увеличивается потеря костной массы. Измерения в период с 2006 по 2012 охватывали 4876 человек, их которых около 80 % проживали в населенных пунктах на реке Тече или на территории ВУРСа [137].

Первые специализированные медицинские осмотры жителей прибрежных сел реки Течи были организованы только через 2 года после начала сбросов радиоактивных отходов. Их проводили выездные бригады специалистов Института биофизики МЗ СССР и МСЧ-71. Подобная практика оказалась недостаточно эффективной, так как число пострадавших превысило ожидаемое количество. Так, в первые годы было диагностировано 940 случаев хронической лучевой болезни (ХЛБ) у жителей верховьев реки Течи, получивших наибольшие дозы внешнего гамма-облучения. По результатам многолетнего наблюдения ХЛБ была верифицирована у 66 человек [21]. Шесть пациентов с диагнозом ХЛБ умерли в разные сроки от лейкемии. У остальных из этих 66 пациентов ХЛБ закончилась выздоровлением [22].

Пока еще рано говорить, что судьба всех жителей, проживавших на берегах Течи, нам известна, также как неизвестны полученные ими дозы облучения в начале работы комбината. Наиболее сложная ситуация сложилась в Метлино. Хотя часть была переселена сначала в Новое Метлино, а позднее (после аварии 1957 года) в разные места, реконструкция дозовых нагрузок для них сильно затруднена. А относительно той части жителей, которая проживала на наиболее загрязненной части и была эвакуирована на вертолетах, вообще нет упоминаний в научной литературе [7].

Случаев ХЛБ у населения ВУРСа не отмечалось. В первый год после аварии у части облученных лиц отмечалась умеренная транзиторная лейкопения, которая уже через год не регистрировалась [64, 139].

У жителей Муслимово (самое крупное село) в 50-60-х годах было зарегистрировано 153 случая ХЛБ. Клиническими проявлениями заболевания были угнетен-

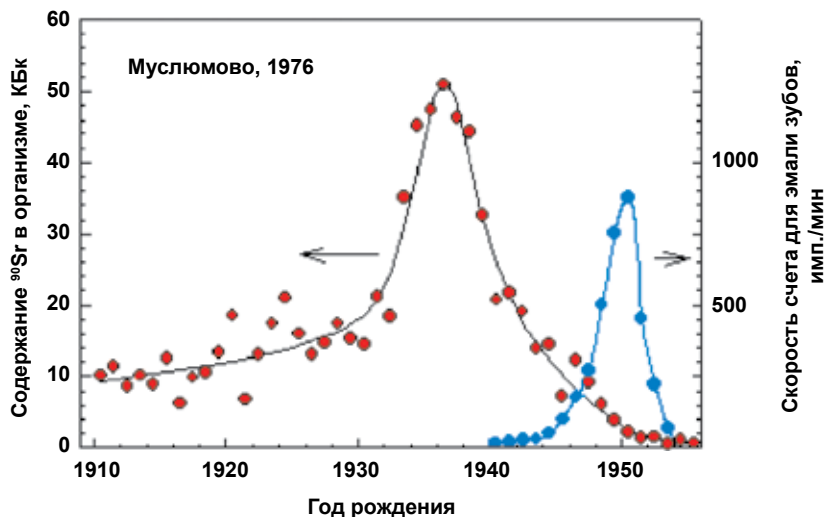


Рис. 2.72. Содержание ^{90}Sr в организме (измерения СИЧ) и эмали передних зубов (измерения зубным датчиком) для различных возрастных когорт населенного пункта Муслимово [161]

ние кроветворения (снижение числа лейкоцитов, нейтрофилов, тромбоцитов в периферической крови, сдвиг в формуле крови влево, гипоплазия костного мозга), неврологические нарушения (астенический и остеоалгический синдромы, синдром вегетативной дисфункции и микроорганические изменения нервной системы), угнетение иммунитета.

За 33 года (1950-1982 годы) среди жителей с. Муслимово умерло 886 человек. Коэффициент общей смертности составил 10,13 на 1000 человек. Среди необлучившихся жителей Кунашакского района (контроль), в котором располагается с. Муслимово, этот показатель составил 9,82 на 1000 человек. Коэффициент смертности от рака среди жителей с. Муслимово за этот же период времени составил 129,0 на 100 000 человек, в контроле — 114,9 на 100 000 [140].

Репродуктивная функция людей, подвергшихся хроническому радиационному воздействию, не была нарушена. Многолетние наблюдения за жителями прибрежных сел реки Течи свидетельствуют об отсутствии снижения рождаемости в диапазоне реконструированных доз на гонады от 34 до 1270 мЗв [22, 141, 144].

У населения ВУРСа на основе сравнительной оценки доли людей, вступивших в брак до 30 лет и имеющих детей, не было получено статистического различия от ситуации до аварии. Эта доля до аварии составляла 93 %, после аварии — 94-97 %, для населения СССР в 1987 году — 95 % [145].

Значения дополнительной за счет техногенного радиационного загрязнения окружающей среды годовой эффективной дозы облучения населения в зоне влияния ПО «Маяк» после 2010 года по официальным источникам представлены в таблице 2.64 [3, 92-98, 103-109, 114-121].

Анализ результатов оценки дозы облучения населения техногенными источниками радиации в настоящее время позволяет сделать следующие выводы:

1. Годовые эффективные дозы облучения населения в 2015-2019 годах для большинства населенных пунктов в зоне влияния ПО «Маяк» не отличаются от

Таблица 2.64. Годовая эффективная доза техногенного облучения населения в зоне влияния ПО «Маяк», мЗв/год [3, 92-98, 103-109, 114-121]

Населенный пункт	2011-2014	2015-2018
ВУРС		
Озерск	0,13±0,02	0,13±0,02
Новогорный	0,21±0,03	0,18±0,04
Метлино	0,12±0,02	0,11±0,01
Башакуль	0,16±0,03	0,16±0,02
Худайбердинский	0,17±0,02	0,16±0,02
Кыштым	0,08±0,03	0,10±0,01
Среднее	0,15±0,03	0,14±0,02
Населенные пункты по реке Тече		
Муслюмово	0,14±0,01	0,16±0,02
Бродокалмак	0,12±0,03	0,10±0,01
Русская Теча	0,16±0,02	0,13±0,01
Нижнепетропавловское	0,13±0,03	0,08±0,01
Среднее по реке Тече	0,14±0,02	0,12±0,03
Доза от природных источников	3,8±0,3	3,7±0,4
Предел дозы [168]	1	1

2011-2014 годов, что свидетельствует об отсутствии значимой динамики в этом важном интегральном параметре радиационной обстановки. В населенном пункте Нижнепетропавловское отмечается снижение дозы в 2015-2019 годах в 1,6 раза по сравнению с 2011-2014 годами.

2. Распределение дозы в населенных пунктах зоны влияния ПО «Маяк» неоднородно: более высокие значения дозы характерны для п. Новогорный, эти дозы в 1,8-2,6 раза выше минимального значения в г. Кыштым. На реке Тече в 2015-2019 годах дозы в населенном пункте Муслюмово были в 2 раза выше по сравнению с населенным пунктом Нижнепетропавловское в нижнем течении реки.
3. Дозы в населенных пунктах на территории ВУРСа не отличаются в среднем от населенных пунктов, расположенных на реке Тече, и составляют в среднем 12-15 % от допустимого предела дозы для населения.
4. Дозы от техногенных источников радиации в населенных пунктах зоны влияния ПО «Маяк» в среднем в 25-30 раз ниже по сравнению с дозами от природных источников радиации в Челябинской области.

Типичная структура дозы техногенного облучения представлена в таблице 2.65 [3].

В настоящее время доза техногенного облучения населения в большинстве населенных пунктов зоны влияния ПО «Маяк» в основном обусловлена радиоактивным загрязнением окружающей среды в результате прошлой деятельности предприятия в 1950-1960 годах. Для населения г. Озерск вклад текущих выбросов ПО «Маяк» составляет около 0,3 % от суммарной дозы техногенного облучения.

Таблица 2.65. Типичная структура эффективной дозы техногенного облучения для взрослого населения г. Озерск [3]

Компонент дозы	Вклад в дозу, %
Внешнее облучение*	95
Внутреннее облучение за счет перорального поступления $^{90}\text{Sr}^*$	2,0
Ингаляционное поступление плутония*	1,7
Внутреннее облучение за счет перорального поступления $^{137}\text{Cs}^*$	1,0
Внешнее и внутреннее облучение от текущих выбросов радионуклидов	0,3

* Обусловлено радиоактивным загрязнением окружающей среды в результате прошлой деятельности ПО «Маяк» (1950-1960 годы).

2.2.10. Оценка дозы облучения биоты

Оценка мощности дозы облучения референтных (представительных) организмов биоты производилась в соответствии с [169, 170]. Результаты расчетов мощности дозы облучения организмов биоты в наиболее загрязненной части ВУРСа [128, 133, 171-173], актуализированные на 2018 год, приведены в таблице 2.66.

В 1957-1958 годах возможные суммарные дозы у ряда объектов биоты в головной части ВУРСа могли достигать 100-800 Гр, что является летальным уровнем для многих организмов [55]. В первые годы после аварии на этих территориях имели место значимые радиобиологические эффекты: гибель сосны, повреждение кроны березы и сосны, сокращение численности млекопитающих и почвенных беспозвоночных и др. [47, 55]. В дальнейшем на большей части радиационного следа произошло восстановление поврежденных экосистем. Однако некоторые эффекты в головной части ВУРСа (гибель соснового леса, снижение видового разнообразия беспозвоночных в почве) были длительное время необратимыми.

В 1957 году основной вклад в дозу облучения объектов биоты давали ^{95}Zr и ^{95}Nb — 77-86 %; вклад ^{144}Ce составлял 6-12 %, ^{106}Ru — 6-12 %, ^{90}Sr — 2-5 %, ^{137}Cs — 1-2 %. В суммарной мощности дозы преобладало внешнее облучение, вклад которого в облучении биоты составлял от 87 до 98 %.

К 1987 году мощности дозы облучения организмов биоты на территории ВУРСа уменьшились в 30-500 раз, а в 2019 году не превышали величины БУОБ. Изменилось и соотношение компонент облучения организмов биоты, доминирующим стал вклад внутреннего облучения — 84-97 %, в основном за счет облучения от ^{90}Sr .

Представляет интерес сравнить мощности дозы облучения биоты в головной части ВУРСа с дозовыми нагрузками на биоту в ближних зонах радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима» (Япония) (таблица 2.67) [172, 174-176].

Максимальные мощности дозы облучения организмов биоты на территории ВУРСа сопоставимы с дозовыми нагрузками на биоту в ближней зоне ЧАЭС. Дозы облучения организмов биоты в ближней зоне аварийной АЭС «Фукусима» заметно ниже по сравнению с головной частью ВУРСа и ближней зоной ЧАЭС. Наиболее высокие уровни облучения объектов биоты отмечались вблизи аварийной АЭС «Фукусима» в период с середины марта по середину апреля 2011 года [176]. Соглас-

Таблица 2.66. Оценки мощности дозы облучения объектов биоты в головной части ВУРС, мГр/сут

Объект биоты	1957	1987	2019	БУОБ
Сосна	100-2000	1-4	0,1-0,4	1
Трава	60-1000	0,5-2	0,04-0,2	10
Беспозвоночные почвы	100-500	0,7-3	0,01-0,05	10
Грызуны	100-400	3-35	0,2-1	1
Водоросли	40-120	0,3-0,9	0,07-0,2	10
Бентос	30-130	0,3-1,4	0,07-0,3	10
Рыба	30-110	1-3	0,2-0,7	1

Таблица 2.67. Мощности дозы облучения биоты в первый поставарийный период в ближних зонах радиационных аварий, мГр/сут

Объект биоты	ВУРС (1957)	ЧАЭС (1986)	«Фукусима» (2011)	БУОБ
Деревья	100-2000	30-1000	20	1 (сосна)
Трава	60-1000	50-1000	25	10
Наземные позвоночные	100-400	80-700	1,7	1
Рыба	30-110	2-100	3,4	1
Бентос	30-130	10-100	1,2	10
Водоросли	40-120	5-100	70	10

но расчетным оценкам мощность дозы облучения деревьев и травы в этот период составляла 20-25 мГр/сут, оленя 1,7 мГр/сут (таблица 2.67). В течение года дозовые нагрузки для деревьев и травы заметно снизились до 0,3-0,5 мГр/сут, а для оленя остались примерно на одном уровне 1,4 мГр/сут. Для морских организмов наиболее высокие мощности дозы облучения согласно расчетным оценкам имели место для водорослей в прибрежной зоне аварийной АЭС «Фукусима» в первый месяц после аварии — 70 мГр/сут вследствие накопления морскими водорослями короткоживущего ^{131}I . После его распада через несколько месяцев уровень облучения водорослей снизились практически в 1000 раз. Мощность дозы облучения крабов и рыбы в первый месяц после аварии оценивается соответственно в 1,2 и 3,4 мГр/сут, через год она снизилась в десятки раз до значений 0,11-0,12 мГр/сут.

За пределами головной части ВУРСа, зон отчуждения Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима» не установлено радиационной гибели растений и животных, нарушений устойчивости функционирования экосистем, изменений их видовой структуры под действием радиоактивного загрязнения [47, 55, 176].

Оценки мощности дозы облучения организмов наземной биоты в зоне влияния ПО «Маяк» вне головной части ВУРСа в 2011-2019 годах представлены в таблице 2.68.

Таблица 2.68. Оценки мощности дозы облучения наземной биоты в зоне влияния ПО «Маяк» в 2011-2019 годах (вне головной части ВУРСа), мкГр/сут

Референтный организм	СЗЗ	ЗН	ЗАЗТ	БУОБ	Региональный фон
Сосна	0,7±0,2/99	0,6±0,2/6	0,6±0,2/1,6	1000	0,04±0,01
Трава	0,6±0,2/87	0,4±0,1/6	0,4±0,2/1,4	10000	0,06±0,01
Беспозвоночные почвы	0,7±0,3/100	0,5±0,2/8	0,5±0,2/1,6	10000	0,08±0,02
Грызуны	2,9±0,7/407	2,4±0,7/23	2,2±0,8/7	1000	0,16±0,04

В настоящее время согласно расчетным оценкам средние значения мощности дозы в зоне влияния ПО «Маяк» ниже БУОБ для травы и беспозвоночных животных почвы в 14 000-25 000 раз, сосны — в 1400-1700 раз, наземных позвоночных (грызуны) — в 340-450 раз. Вместе с тем для этого параметра радиационной обстановки отмечается превышение регионального радиационного фона для сосны в 15-18 раз, травы — в 7-10 раз, беспозвоночных почвы — в 6-9 раз, грызунов — в 14-18 раз. На отдельных загрязненных участках максимальные уровни мощности дозы облучения значительно выше средних значений: в СЗЗ — в 140 раз, в ЗН — в 10-16 раз, ЗАЗТ — в 3 раза, однако даже эти максимальные уровни не превышают БУОБ.

Оценки мощности дозы облучения организмов водной биоты в зоне влияния ПО «Маяк» в 2011-2019 годах представлены в таблице 2.69.

Таблица 2.69. Оценки мощности дозы облучения водной биоты в зоне влияния ПО «Маяк» в 2011-2019 годах, мкГр/сут

Референтный организм	Река Теча*	Озеро Урускуль	Озера вне головной части ВУРС	БУОБ	Региональный фон
Рыба	43±10	287±72	5,9±1,0	1000	0,07-1,4
Моллюски	65±15	564±141	5,4±0,9	10000	0,08±1,4
Макрофиты	67±16	59±15	6,4±1,1	10000	0,10±1,5

* Участок реки: 35 км от плотины 11 — Муслюмово.

В реке Тече и озерах вне головной части ВУРСа основной вклад в облучение водной биоты дает внешнее облучение от ^{137}Cs , накопленного в донных отложениях. В озере Урускуль в головной части ВУРСа наряду с внешним облучением водной биоты от донных отложений важную роль играет внутреннее облучение, обусловленное накоплением в гидробионтах ^{90}Sr . Во всех рассмотренных водоемах мощности дозы облучения были ниже БУОБ: в реке Тече в 20-150 раз, в озере Урускуль в 3-170 раз, в озерах вне головной части ВУРСа в 170-1800 раз. При этом отмечается превышение регионального фона для мощности дозы облучения гидробионтов: в реке Тече и озере Урускуль в 40-800 раз, в озерах вне головной части ВУРСа в 4 раза.

2.2.11. Радиоэкологическая обстановка в регионе ФГУП «ПО «Маяк» (штрихи к радиоэкологическому портрету)

Площадка ПО «Маяк» по количеству накопленных на ней техногенных радионуклидов является с экологической точки зрения уникальным радиационным объектом, внимание к которому будет приковано десятки и даже, возможно, сотни лет.

Радиационное загрязнение вокруг ПО «Маяк» сформировалось в результате выбросов предприятия в атмосферу, сбросов радионуклидов в речную систему, радиационной аварии в 1957 году, ветрового переноса радионуклидов с берегов хранилища радиоактивных отходов — озера Карачай. Пространственная структура радиационного следа имеет сложный мозаичный характер.

В настоящее время в регионе ПО «Маяк» площадь территории с плотностью загрязнения почвы ^{90}Sr выше 37 кБк/м² составляет 525 км². Уровни загрязнения по ^{90}Sr (выше установленного критерия отселения — 111 кБк/м²) распространяются от промзоны на 70 км и занимают площадь 272 км². Площадь территории с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs выше 37 кБк/м² составляет 428 км², а с уровнями загрязнения выше 15 555 кБк/м² — 8 км². Распределение плутония в зоне влияния ПО «Маяк» весьма неравномерное и носит пятнистый характер. Плотность загрязнения почвы плутонием на большей части территории вокруг промзоны ПО «Маяк» составляет от 0,1 до 0,8 кБк/м². Повышенные уровни плотности загрязнения почвы плутонием от 0,8 до 8 кБк/м² наблюдаются в основном внутри и вблизи санитарно-защитной зоны ПО «Маяк» на расстоянии 10-20 км от промплощадки.

Наряду с территорией ВУРСа и Карачаевского следа наблюдаются также повышенные уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве поймы реки Течи. Наиболее загрязнена почва «Асановских болот». Высокие уровни загрязнения донных отложений фиксируются в илах верховья реки Течи. В отличие от воды уровни загрязнения донных отложений ^{137}Cs выше, чем ^{90}Sr .

Наблюдается превышение фонового уровня ^{90}Sr в речной воде на обширном участке речной системы протяженностью более 1000 км вплоть до впадения Иртыша в реку Обь. Причиной образования этого «стронциевого» следа являются радиоактивные сбросы в реку Течу в начальный период деятельности ПО «Маяк» (1949-1956 годы).

Загрязнение компонентов озерных экосистем в целом коррелирует с плотностью загрязнения территории водосборов. Плотность загрязнения ^{90}Sr водосбора озера Урусукуль, выведенного из хозяйственного использования, составляет 810-2300 кБк/м², ^{137}Cs — 70-100 кБк/м². Содержание ^{90}Sr в воде озера Урусукуль в 16 раз превышает УВ, а ^{137}Cs — в 34 раза ниже УВ. При этом содержание ^{90}Sr в озерной воде в 4 раза, а ^{137}Cs в 50 раз ниже контрольного уровня по экологическому критерию, обеспечивающему радиационную безопасность водной биоты. Большая часть активности в озерных экосистемах находится в донных отложениях. За исключением озер в головной части ВУРСа (Урусукуль, Бердениш), выведенных из хозяйственного использования, современные уровни содержания техногенных радионуклидов для большинства озер не отличаются значительно от регионального фона.

Текущие дозы облучения населения в населенных пунктах в зоне влияния предприятия составляют в среднем 12-15 % от допустимого предела дозы для населения и в 25-30 раз ниже по сравнению с дозами от природных источников радиации в Челябинской области. В настоящее время доза техногенного облучения населения

в основном обусловлена радиоактивным загрязнением окружающей среды в результате прошлой деятельности предприятия в 1950-1960 годах.

Согласно расчетным оценкам, средние значения мощности дозы облучения биоты в зоне влияния ПО «Маяк» в 10^2 - 10^4 раз ниже БУОБ. Вместе с тем для этого параметра радиационной обстановки отмечается превышение регионального радиационного фона. На отдельных загрязненных участках максимальные уровни мощности дозы облучения на один-два порядка выше средних значений, однако даже эти максимальные уровни не превышают БУОБ.

В целом анализ данных многолетнего мониторинга радиационной обстановки в зоне влияния ПО «Маяк» в 2000-2019 годах позволяет сделать вывод об отсутствии превышения радиационно-гигиенических и экологических критериев, обеспечивающих радиационную безопасность населения и природной среды, на большей части территории аварийного следа, сформированного в результате прошлой деятельности предприятия. Вместе с тем отмечаются более высокие по сравнению с региональным фоном уровни содержания техногенных радионуклидов в ряде компонентов природной среды (приземный воздух, атмосферные выпадения, почва, поверхностные воды, донные отложения).

Деятельность предприятия в последние 2-3 десятилетия практически не сказывается на сформировавшейся радиационной обстановке. В результате природных процессов происходит наряду с радиоактивным распадом медленное размытие отдельных локальных пятен с повышенными концентрациями радионуклидов. В этой связи необходимо дальнейшее развитие системы радиационного мониторинга окружающей среды в зоне влияния ПО «Маяк», совершенствование и унификация методик ведомственного контроля и государственного мониторинга в этом сложном в радиационном отношении регионе.

Список использованных источников к подразделу 2.2

1. *Новоселов В. Н., Толстиков В. С.* Тайны «сороковки». — Екатеринбург: ИПП «Уральский рабочий», 1995. — 448 с.
2. *Габарев Б. А., Киселев Г. В., Лысыков Б. В., Пичугин В. В.* История создания первого промышленного уран-графитового реактора «А» комбината № 817 (в документах). М.: ОАО «НИКИЭТ», 2008. — 640 с.
3. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2017 год. Озерск, 2018. — 48 с.
4. *Вернадский В. И.* / Под ред. Б. С. Соколова. — М.: Планета, 1988. — 239 с.
5. *Сергиенко В. И., Авраменко В. А., Тананаев И. Г.* Вернадский В. И. как основоположник отечественной радиохимии // Вестник ДВО РАН. — 2015. — № 5. — С. 156-161.
6. *Елфимов Ю. Н.* Маршал индустрии: Биографический очерк о А. П. Завенягине. Челябинск: Южно-Уральское изд-во, 1991.
7. *Ларин В. И.* Комбинат «Маяк» — проблема на века. — 2-е изд., перераб. и доп. М.: КМК, 2001. — 504 с.
8. Город Касли, его история и достопримечательности. Электронный ресурс. URL: <https://uraloved.ru/goroda-i-sela/chelyabinskaya-obl/kasli> (дата обращения 12.02.2020).
9. История города Кыштым. Электронный ресурс. URL: <https://adminkgo.ru/kyshtym/city/history.php> (дата обращения 12.02.2020).
10. *Корнилов А. С., Гурвич В. Б., Кузьмина Е. А. и др.* Многосредовая оценка канцерогенного риска для здоровья населения промышленно развитых городов Свердловской области // Здоровье населения и среда обитания. 2013. № 4 (241). — С. 13-15.
11. Электронный ресурс. URL: <https://russian.rt.com/russia/news/478891-regiony-ekologicheskaya-obstanovka>.
12. Областной экологический альманах. Специальный выпуск, посвященный 60-летию образования ФГУП «ПО «Маяк». Охрана природы южного Урала. — 2008. — 83 с.
13. История ФГУП «ПО «Маяк». Электронный ресурс. URL: https://www.po-mayak.ru/about/history/history_in_dates/ (дата обращения 12.02.2020).
14. *Могилевкин В. Б.* Первые десять лет // XXXV радиоэкологические чтения, посвященные действительно члену ВАСХНИЛ В. М. Ключковскому. — М. 2007. — 118 с.
15. Архив ПО «Маяк», Ф1а. Оп.1. Д.53. Л.14.
16. *Жарков О. Ю. Д. И. Ильин* — руководитель первых исследований по радиационной экологии на ПО «Маяк» // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий. Материалы научно-практической конференции, посвященной 50-летию аварии на ПО «МАЯК». Челябинск: Челябинский институт ФГОУ ВПО «Уральская академия государственной службы», 2007. — С. 267-272.
17. Архив ПО «Маяк», Ф1б. Оп.1. Д.53. Л.38.
18. Архив ПО «Маяк», Ф1в. Оп.1. Д.119.
19. *Борчиков А. А.* Как все начиналось / А. А. Борчиков // Сороковские портреты. — М.: МАКС Пресс, 2004.
20. *Сохина Л. П.* Радиоактивные отходы — проблемы и решения (страницы истории). Озерск: ПО Маяк, 2001.
21. *Аклеев А. В., Гриценко В. П., Марченко Т. А.* Социально-психологические последствия аварийного облучения населения Уральского региона. М.: РАДЭКОН, 2008 — 351 с.
22. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / Под ред. Аклеева А. В., Киселева М. Ф. — М.: Медбиоэкстрем, 2001. — 531 с.
23. *Марей А. Н.* Санитарные последствия удаления в водоемы радиоактивных отходов предприятий атомной промышленности: Диссертация на соискание степени доктора мед. наук. — М., 1959. — 441 с.

24. *Смиранный Л. Н.* Предтеча Чернобыля // Наука и жизнь. 2003. № 10.
25. Областной экологический альманах. Специальный выпуск, посвященный 50-летию аварии 1957 г. на ПО «Маяк». Охрана природы южного Урала. — 2007. — 84 с.
26. Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 года на ПО «Маяк» / Под ред. А. В. Аклеева, М. Ф. Киселева. — М.: Медбиоэкстрем, 2001. — 295 с.
27. Ядерная индустрия России: сб. статей / Ред. А. М. Петросьянц, А. В. Щегельский, А. К. Круглов и др. — М.: Энергоатомиздат, 2000. — 1040 с.
28. Творцы ядерного щита: Краткая история ПО «Маяк» и г. Челябинска-65, ныне Озерска (1948-1998) / Отв. ред. П. И. Трякин. — Озерск, 1998. — 444 с.
29. *Смагин А. И., Лагунов А. В.* Роль опытной научно-исследовательской станции ПО «Маяк» в развитии отечественной сельскохозяйственной радиозэкологии (к 55-летию создания опытной научно-исследовательской станции ПО «Маяк» // Естественные и математические науки в современном мире: сборник статей по материалам XII международной научно-практической конференции (Новосибирск, 11 ноября 2013 г.).
30. *Булдаков Л. А.* Радиоактивные вещества и человек. М.: Энергоатомиздат, 1990. — 160 с.
31. *Алексахин Р. М.* У истоков отечественной радиозэкологии (атомный Ротамстед и радиозэкологическая Мекка) // Вопросы радиационной безопасности. 1997. № 3. — С. 58-62.
32. *Корнеев Н. А.* Поваляев Алексей Пантелеймонович (к 80-летию со дня рождения) // XXXVIII радиозэкологические чтения В. М. Клечковского. Обнинск, 2010. — С. 122-126.
33. Опытная научно-исследовательская станция (ОНИС) // Ядерная индустрия России. — М., 1999. — С. 366-368.
34. Природа Челябинской области / Под ред. М. А. Андреевой. — Челябинск: Изд-во ЧГПУ, 2000. — 269 с.
35. *Левина С. Г., Аклеев А. В.* Современная радиозэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа / Под ред. А. В. Аклеева. — М., 2009. — 272 с.
36. Климатическая характеристика. Письмо № 15-2798 от 11.12.2015 Челябинского ЦГМС-филиала ФГБУ «Уральское УГМС». Климатические характеристики района ПО «Маяк» по данным метеорологической станции Верхний Уфалей. — Челябинск, 2015. — 1 с.
37. Комплексный доклад о состоянии окружающей среды Челябинской области. Ежегодники (2007-2017 годы). Челябинск: Министерство экологии Челябинской области. URL: <http://www.mineco174.ru/htmlpages/show/protectingthepublic> (дата обращения 25.02.2020).
38. Предварительные материалы оценки воздействия на окружающую среду намечаемой деятельности по размещению и сооружению пункта захоронения радиоактивных отходов 3 и 4 классов (Челябинская область, Озерский городской округ). — М.: ФГУП «НОРАО», 2016. — 263 с.
39. Материалы обоснования лицензии на осуществление деятельности по эксплуатации радиационного источника — комплекса, содержащего радиоактивные вещества. — Озерск: ФГУП «ПО «Маяк», 2015. — 15 с.
40. Материалы по оценке воздействия на окружающую среду намечаемой хозяйственной деятельности по выводу из эксплуатации промышленных уран-графитовых реакторов ФГУП «ПО «Маяк» А, АИ, АВ-1, АВ-2 и АВ-3. — Озерск: ФГУП «ПО «Маяк», 2018. — 24 с.
41. Гидрологическая характеристика реки Теча. Письмо № 15-2800 от 11.12.2015 Челябинского ЦГМС-филиала ФГБУ «Уральское УГМС». — Челябинск, 2015. — 1 с.
42. *Мельников В. С.* Современная радиозэкологическая обстановка на реке Теча. Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. — М., 2015. — 134 с.
43. *Мокров Ю. Г., Алексахин А. И.* Деятельность ФГУП «ПО «МАЯК» по обеспечению безопасной эксплуатации Теченского каскада водоемов // Вопросы радиационной безопасности. — 2018, № 4. — С. 13-28.

44. Челябинская область: ликвидация последствий радиационных аварий: 2-е изд., испр. и доп. / Под ред. проф. А. В. Аклеева. Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 2006. — 344 с.
45. *Тарасов О. В.* Радиоэкология наземных позвоночных головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа. Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Озерск, 2000. — 151 с.
46. *Федорина Т. В.* Очерки физической географии территории города Озерск, 2019. — 12 с. — URL: <http://www.libozersk.ru/pbd/ozerskproekt/estnauki/fedorina.html> (дата обращения 25.02.2020).
47. Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. — М.: Наука, 1993. — 336 с.
48. *Крышев И. И., Романов Г. Н., Сазыкина Т. Г., Исаева Л. Н., Холина Ю. Б.* Радиоэкологические проблемы Южного Урала. — М.: Российское ядерное общество, 1997. — 118 с.
49. *Смагин А. И.* Экология промышленных водоемов предприятия ядерного топливного цикла на Южном Урале. Озерск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2007. — 190 с.
50. *Смагин А. И.* Экология водоемов в зоне техногенной радионуклидной геохимической аномалии на Южном Урале. — Челябинск: Издательский центр ЮУрГУ, 2013. — 205 с.
51. *Дрожко Е. Г., Хохлаков В. В.* Облучение жителей города Челябинск-65, связанное с выбросами в атмосферу ^{131}I // Радиация и риск. Бюллетень национального радиационно-эпидемиологического регистра. — 1995. — Вып. 5. — С. 159-162.
52. *Хохлаков В. В.* Реконструкция доз облучения населения г. Озерска, обусловленных выбросами в атмосферу йода-131 при переработке облученного ядерного топлива: диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук: 05.26.01. — Озерск, 1999. — 165 с.
53. *Хохлаков В. В., Дрожко Е. Г.* Выбросы в атмосферу ^{131}I из источников ПО «Маяк». Результаты многолетнего мониторинга и опыт ретроспективного восстановления // Вопросы радиационной безопасности. 2000. № 1. — С. 31-36.
54. *Napier B.A., Shipler D.B., Farris W.T. et al.* Environmental Modeling for the Hanford Environmental Dose Reconstruction Project // Assessing the Radiological Impact of Past Nuclear Activities and Events. IAEA-TECDOC-755. — Vienna, 1994. — P. 63-77.
55. *Алексахин Р. М., Булдаков Л. А., Губанов В. А., Дрожко Е. Г., Ильин Л. А., Крышев И. И., Линге И. И., Романов Г. Н., Савкин М. Н., Сауров М. М., Тихомиров Ф. А., Холина Ю. Б.* Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общей редакцией Л. И. Ильина и В. А. Губанова. — М.: ИздАТ, 2001. — 752 с.
56. *Круглов А. К.* Как создавалась атомная промышленность в СССР. — М.: ЦНИИАтоминформ, 1995. — 380 с.
57. *Мокров Ю. Г.* Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча, ч. 1. Роль взвешенных частиц в процессе формирования радиоактивного загрязнения реки Теча в 1949-1951 годы — Озерск, 2002. — 174 с.
58. *Мокров Ю. Г.* Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча, ч. 2. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча. — Озерск, 2003. — 144 с.
59. *Мокров Ю. Г.* Реконструкция радиоактивного стока основных радионуклидов с водами р. Теча в период 1949-1954 годы // Бюллетень сибирской медицины. — 2005. — № 2. — С. 110-116.
60. *Мокров Ю. Г.* Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча: автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора технических наук. — Озерск, 2005. — 52 с.
61. *Ильин Д. И.* Миграция радиоактивных веществ из открытых водоемов: Диссертация на соискание ученой степени доктора технических наук // Архив ПО «Маяк», ф. 11, оп. 30, ед. хр. 839. — Озерск, 1956. — 270 с.

62. *Mokrov Yu. G.* Reconsideration of the radionuclide spectrum of liquid radioactive waste released into the Techa river in 1949-1951. *Radiat. Environ. Biophys.* — 2003. — № 42. — P. 7-15.
63. *Никипелов Б. В., Романов Г. Н., Булдаков Л. А. и др.* Радиационная авария на Южном Урале в 1957 г. // *Атомная энергия.* — 1989. — Т. 67, вып. 2. — С. 74-80.
64. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А. И. Бурназяна. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 145 с.
65. *Махонько К. П.* Ветровой подъем радиоактивной пыли с земли. — Обнинск: НПО «Тайфун», 2008. — 427 с.
66. *Корсаков Ю.Д., Федоров Е. и др.* Оценка радиационной обстановки на территории, загрязненной в результате ветрового переноса радиоактивных аэрозолей в районе предприятия в 1967 г. Реферат. Вопросы радиационной безопасности № 4, 1996 г.
67. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года / Под ред. Ю. А. Израэля. М.: ИГКЭ Росгидромета и РАН, Фонд «Ионосфера», НИА-Природа, 2013. — 140 с.
68. *Мокров Ю. Г., Мокров К. Ю., Ишунина М. А., Ефимов А. В., Романов С. А.* Оценка вклада различных источников загрязнения атмосферы плутонием в районе размещения ФГУП «ПО «Маяк» в период 2002-2016 г. // *Вопросы радиационной безопасности.* — 2017. — № 2. — С. 35-46.
69. *Мокров К. Ю., Мокров Ю. Г.* Изучение параметров источника генерации водного аэрозоля с акватории водоема Карачай // *Вопросы радиационной безопасности.* — 2016. — № 1. — С. 20-29.
70. *Мокров К. Ю., Мокров Ю. Г.* Изучение загрязнения атмосферы вблизи водоема Карачай в результате ветрового уноса водного аэрозоля с его поверхности // *Вопросы радиационной безопасности.* — 2017. № 1. — С. 67-79.
71. *Мокров К. Ю., Мокров Ю. Г.* Оценка интегрального выноса долгоживущих радионуклидов с водным аэрозолем водоема Карачай на основе анализа данных о загрязнении почвы в районе его расположения // *Вопросы радиационной безопасности.* — 2018. — № 1. — С. 19-35.
72. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. — 251 с.
73. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2002. — 225 с.
74. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2003. — 248 с.
75. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2004. — 274 с.
76. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2005. — 288 с.
77. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2006. — 273 с.
78. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году. Н. Новгород: Вектор-Тис, 2007. — 280 с.
79. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2008. — 285 с.
80. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. Обнинск, 2009. — 297 с.
81. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году. Обнинск, 2010. — 316 с.
82. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. Обнинск, 2011. — 316 с.

- дельных государств в 2010 году. Обнинск, 2011. — 281 с.
83. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. Обнинск, 2012. — 297 с.
 84. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. Обнинск, 2013. — 344 с.
 85. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. Обнинск, 2014. — 357 с.
 86. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. Обнинск, 2015. — 321 с.
 87. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году. Обнинск, 2016. — 346 с.
 88. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2016 году. Обнинск, 2017. — 398 с.
 89. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2017 году. Обнинск, 2018. — 360 с.
 90. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 году. Обнинск, 2019. — 324 с.
 91. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2019 году. Обнинск, 2020. — 343 с.
 92. Радиационная обстановка в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения ФГУП «ПО «Маяк» в 2019 г. / Мокров Ю. Г., Фирсов Н. В., Исаева Н. Б., Антонова Т. А. Озерск: ФГУП «ПО «Маяк», 2020. — 18 с.
 93. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2016 год. Озерск, 2017. — 56 с.
 94. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2015 год. Озерск, 2016. — 68 с.
 95. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2014 год. Озерск, 2015. — 60 с.
 96. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2013 год. Озерск, 2014. — 48 с.
 97. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2012 год. Озерск, 2013. — 44 с.
 98. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2011 год. Озерск, 2012. — 48 с.
 99. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2010 год. Озерск, 2011. — 43 с.
 100. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2009 год. Озерск, 2010. — 35 с.
 101. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2008 год. Озерск, 2009. — 35 с.
 102. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2018 год. Озерск, 2019. — 44 с.
 103. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2019 год. Озерск, 2020. — 65 с.
 104. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009. Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523-09. — М., 2009. — 67 с.
 105. Радиационная обстановка в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения ФГУП ПО «Маяк» в 2017 году / Мокров Ю. Г., Алексахин А. И., Бакуров А. С., Фирсов Н. В., Антонова Т. А., Исаева Н. Б. Озерск: ФГУП ПО «Маяк», 2018. — 13 с.
 106. Радиационная обстановка в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения ФГУП ПО «Маяк» в 2011 году / Мокров Ю. Г., Иванов И. А., Бакуров А. С., Коновалов А. В., Ан-

- тонова Т. А. — Озерск: ФГУП ПО «Маяк», 2012. — 20 с.
107. Радиационная обстановка в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения ФГУП ПО «Маяк» в 2012 году / Мокров Ю. Г., Иванов И. А., Алексахин А. И., Бакуров А. С., Коновалов А. В., Антонова Т. А. — Озерск: ФГУП ПО «Маяк», 2013. — 20 с.
108. Радиационная обстановка в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения ФГУП ПО «Маяк» в 2013 году / Мокров Ю. Г., Нагорная М. Г., Алексахин А. И., Бакуров А. С., Коновалов А. В., Антонова Т. А. — Озерск: ФГУП ПО «Маяк», 2014. — 19 с.
109. Радиационная обстановка в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения ФГУП ПО «Маяк» в 2014 году / Мокров Ю. Г., Алексахин А. И., Коновалов А. В., Бакуров А. С., Фирсов Н. В., Антонова Т. А. — Озерск: ФГУП ПО «Маяк», 2015. — 19 с.
110. Радиационная обстановка в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения ФГУП ПО «Маяк» в 2015 году / Мокров Ю. Г., Алексахин А. И., Бакуров А. С., Антонова Т. А., Фирсов Н. В. — Озерск: ФГУП ПО «Маяк», 2016. — 14 с.
111. Радиационная обстановка в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения ФГУП ПО «Маяк» в 2016 году / Мокров Ю. Г., Алексахин А. И., Бакуров А. С., Антонова Т. А., Фирсов Н. В., Кузнецова Н. Б. — Озерск: ФГУП ПО «Маяк», 2017. — 14 с.
112. Крышев И. И., Павлова Н. Н., Косых И. В., Бурякова А. А., Сазыкина Т. Г., Крышев А. И., Каткова М. Н. Оценка радиационной безопасности окружающей среды в зоне влияния ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. — 2019. — Т. 95, № 3. — С. 40-50.
113. Ежегодник. Радиационная обстановка на территории деятельности ФГБУ «Уральское УГМС» в 2018 г. — Екатеринбург, 2019. — 45 с.
114. Чеботина М. Я., Мурашова Е. Л., Смагин А. И. Поступления трития на земную поверхность с дождевыми осадками в районе ПО «Маяк» // Уральский геофизический вестник. — 2010. — № 1 (16). — С. 69-73.
115. Чеботина М. Я., Николин О. А. Радиозэкологические исследования трития в Уральском регионе. — Екатеринбург: УрО РАН, 2005. — 90 с.
116. Государственный доклад «О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Челябинской области в 2013 году». ФМБА. — Челябинск, 2014. — 244 с.
117. Государственный доклад «О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Челябинской области в 2014 году». ФМБА. — Челябинск, 2015. — 301 с.
118. Государственный доклад «О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Челябинской области в 2015 году». ФМБА. — Челябинск, 2016. — 278 с.
119. Государственный доклад «О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Челябинской области в 2016 году». ФМБА. — Челябинск, 2017. — 277 с.
120. Государственный доклад «О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Челябинской области в 2017 году». ФМБА. — Челябинск, 2018. — 284 с.
121. Государственный доклад «О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Челябинской области в 2018 году». ФМБА. — Челябинск, 2019. — 283 с.
122. Костюченко В. А. Анализ эффективности мероприятий по защите населения от радиационного воздействия // Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / Под ред. А. В. Аклеева, М. Ф. Киселева. — М., 2000. — С. 56-60.
123. Костюченко В. А. и др. Состояние радиоактивного загрязнения реки Теча / Костюченко В. А., Попова И. Я., Перемыслова Л. М., Мельников В. С. // Радиационная биология. Радиозэкология. — 2009. — Т. 49, № 2. — С. 212-218.
124. Костюченко В. А. Радиационно-экологические последствия аварий на Южном Урале. Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. Челябинск, 2005. — 220 с.
125. Костюченко В. А., Мельников В. С., Попова И. Я., Перемыслова Л. М., Казаченок Н. Н. Река Теча — современные радиозэкологические проблемы. В материалах VI съезда по радиационным исследованиям (радиобиология, радиозэкология, ради-

- ационная безопасность). Тезисы докладов, том II (секции VIII-XIV). Москва 25-28 октября 2010 года.
126. Костюченко В. А., Перемыслова Л. М., Батулин В. А. и др. Радиоэкологические последствия загрязнения реки Теча. Источники вторичного загрязнения реки // Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / Под ред. А. В. Аклеева, М. Ф. Киселева. — М., 2000. — С. 80-127.
127. Никитин А. И., Чумичев В. Б., Крышев А. И., Крышев И. И. $^{239,240}\text{Pu}$ в компонентах речной системы Теча — Обь // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. — 2006. — Вып. 9. — С. 112-121.
128. Крышев И. И., Никитин А. И. Миграция радионуклидов в речной системе Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь. XLIV Радиоэкологические чтения В. М. Ключковского (2 декабря 2015 г., ВНИИРАЭ, Обнинск). Сборник докладов. — Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2016. — С. 48-82.
129. Крышев И. И., Романов Г. Н., Исаева Л. Н., Крышев А. И., Холина Ю. Б. Радиоэкологическое состояние озер Восточно-Уральского радиоактивного следа // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / Под редакцией А. В. Трапезникова и С. М. Вовка. — Заречный, УрО РАН. — 2001. — Вып. 4. — С. 107-122.
130. Kryshch I. I., Romanov I. N., Isaeva L. N. and Cholina Yu. B. Radioecological state of lakes in the Southern Ural impacted by radioactive release of the 1957 radiation accident // Journal of Environmental Radioactivity. — 1997. — Vol. 34, № 3. — P. 223-235.
131. Kryshch A. I. Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957 // Journal of Environmental Radioactivity. — 2003, 64 (1). — P. 67-84.
132. Романов Г. Н., Спиринов Д. А., Алексахин П. М. Поведение радиоактивных веществ в окружающей среде // Природа. — 1990. — № 5. — С. 53-58.
133. Левина С. Г. Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных экосистемах Восточно-Уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. — М., 2008. — 48 с.
134. Рекомендации Р 52.18.853-2016. Министерство природных ресурсов и экологии РФ, Росгидромет. Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в пресной воде и почве // Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в объектах природной среды. — Обнинск, 2016. — С. 29-55.
135. Крышев И. И., Рязанцев Е. П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. — М.: Издат, 2010. — 495 с.
136. Никитин А. И., Крышев И. И., Чумичев В. Б., Крышев А. И., Валетова Н. К., Кабанов А. И., Катрич И. Ю., Рябцев И. А., Пельгунова Л. А., Полякова Н. И., Родин В. М., Мироненко А. Н. Радиоэкологический мониторинг Обь-Иртышской речной системы // Сборник материалов международной конференции «Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы», Москва, 3-5 июня 2008 г. — М., 2008. — С. 151-167.
137. Мониторинг радиационной обстановки на территории России / Булгаков В. Г., Вакуловский С. М., Крышев И. И., Гниломедов В. Д., Каткова М. Н., Уваров А. Д., Полянская О. Н., Яхрюшин В. Н., Артемьев Г. Б., Сапожникова А. А., Бурякова А. А.; Под редакцией В. М. Шершакова. — Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2018. — 68 с.
138. Nikitin A. I., Chumichev V. B., Valetova N. K. et al. The current content of artificial radionuclides in the water of the Tobol-Irtysh river system (from the mouth of the Iset River to the confluence with the Ob River) // Journal of Environmental Radioactivity. — 2007. — Vol. 96, iss. 1-3. — P. 138-143.
139. Толстых Е. И. Результаты прижизненных измерений содержания стронция-90 в организме жителей Уральского региона: анализ данных за 2006–2012 годы / Е. И. Толстых, Н. Г. Бугров, В. А. Кривошапов, Е. А. Шишкина, Н. Б. Шагина, М. О. Дегтева, Л. Р. Анспо, Б. А. Напье // Радиационная гигиена — 2013. — Т. 6, № 1. — С. 5-11.

140. Degteva M. O. Retrospective dosimetry related to chronic environmental exposure / M. O. Degteva, V. P. Kozheurov, E. I. Tolstykh // *Radiation Prot. Dosim.* — 1998. — Vol. 79. — P. 155-160.
141. *Аклеев А. В.* Опыт изучения медицинских последствий облучения населения при крупных радиационных авариях / А. В. Аклеев, В. Л. Шведов, М. М. Косенко, М. О. Дегтева и др. // *Медицина экстремальных ситуаций.* — 1999. — № 2. — С. 41-52.
142. *Муслумово: итоги 50-летнего наблюдения /* Под ред. А. В. Аклеева и М. Ф. Киселева. Уральский научно-практический центр радиационной медицины. Челябинск, 2001. — 30 с.
143. *Аклеев А. В.* Радиоактивное загрязнение окружающей среды в регионе Южного Урала и его влияние на здоровье населения / А. В. Аклеев, П. В. Голощапов, М. О. Дегтева, М. М. Косенко и др. Препринт ЦНИИ информ. и техн.-экон. исслед. по атомной науке и технике. — 1991. — № М№-1. — 64 с.
144. *Аклеев А. В., Косенко М. М.* Обобщение результатов многолетнего изучения иммунитета у населения, подвергшегося облучению // *Иммунология.* 1991. № 6.
145. *Дегтева М. О., Кожеуров В. П., Воробьева М. И.* Реконструкция дозы населения облучившегося вследствие сбросов радиоактивных отходов в р. Течу // *Атомная энергия.* 1992. Т. 72, вып. 4.
146. *Kosenko M. M.* Issues un the comprasion of risk estimates for the population in the Techa River region and Atomic Bomb Survivors / M. M. Kosenko, M. O. Degteva, O. V. Vyushkova // *Radiat. Res.* — 1997. — Vol. 148. — P. 54-63.
147. *Костюченко В. А.* Отдаленные последствия облучения у населения, эвакуированного с Восточно-Уральского радиоактивного следа / В. А. Костюченко, Иванов В. А. Опыт прижизненного определения экспрессным методом содержания стронция-90 в организме человека / В. А. Иванов, Б. П. Хрусталеv, Е. И. Ярцев // *Бюллетень радиационной медицины.* — 1962. — № 4а. — С. 149-152.
148. *Tolstykh E. I.* Age-dependencies of 90Sr incorporation in dental tissues: comparative analysis and interpretation of different kinds of measurements obtained for residents on the Techa River / E. I. Tolstykh [et al.] // *Health Physics.* — 2003. — Vol. 85, № 4. — P. 409-419.
149. *Белле Ю. С.* Спектрометр излучений человека СИЧ-9.1, позволяющий измерять низкие содержания инкорпорированного стронция-90 / Ю. С. Белле и др. // *Мед. радиология.* — 1975. — № 20. — С. 52-58.
150. *Крестинина Л. Ю.* // *Мед. радиология и радиационная безопасность.* — 1995. — Т. 40, № 1. — С. 14-18.
151. *Аклеев А. В., Голощапов П. В., Дегтева М. О. и др.* Радиоактивное загрязнение окружающей среды в регионе Южного Урала и его влияние на здоровье населения. Препр. / ЦНИИатоминформ. — 1991. — № МЗ-1. — 63 с.
152. Анализ основных факторов, влияющих на величину погрешностей оценок доз внутреннего облучения для жителей бассейна реки Теча (научное обоснование дополнений к Методическим указаниям Госкомсанэпиднадзора России от 28 марта 1995 № МУ 2.6.1.024-95). Уральский научно-практический центр радиационной медицины. Челябинск, 2000. — 21 с.
153. Гигиеническая оценка радиационной обстановки в прибрежных районах рек Теча, Исеть, Тобол в отдаленный период после их радиоактивного загрязнения. Отчет ФИБ-4. Челябинск, 1978.
154. *Дегтева М. О., Кожеуров В. П.* Влияние возраста на уровни облучения при поступлении радиостронция в организм человека. Препринт НКДАР ООН А/Ас.82/G/L.1768, 1989.
155. *Дибобес И. К.* Санитарно-гигиеническое обоснование и оценка эффективности мероприятий по использованию территории, загрязненной стронцием-90: Дис. докт. мед. наук. М., 1971. — 424 с.

156. Кожеуров В. П. Модель восстановления поступления стронция-90 населению загрязненного района на основании прижизненных измерений бета-активности зубов // Бюллетень радиационной медицины. 1982. № 2. — С. 64-68.
157. Уточнение коллективных эффективных доз облучения населения, проживающего на загрязненных территориях Уральского региона от естественных и техногенных источников облучения. Заключительный отчет по НИР. Институт промэкологии УрО РАН. Челябинск, 1993, 103 с. (архив ИБФ МЗ СССР, инв. 321).
158. Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона. Сборник трудов / МЧС РФ. М., 2002. — 204 с.
159. Разработка системы оценки доз для населения, облучившегося на реке Теча и Восточно-Уральском радиоактивном следе. Отчет УНПЦ РМ. Челябинск, 1992.
160. Реконструкция накопленной дозы у жителей бассейна р. Теча и восточно-уральского следа. Заключительный отчет по Договору № 12/03.94 «Защита»-У. СПб., 1995. — 68 с. с приложениями.
161. Реконструкция накопленной дозы у жителей бассейна р. Теча и зоны аварии в 1957 г. на производственном объединении «Маяк». Методические указания МУ 2.6.1.024-95. Госкомсанэпиднадзор России. М., 1995. 32 с.
162. Сборник радиационно-гигиенических паспортов административных территорий, входящих в зону загрязнения Челябинской области / Под ред. Э. М. Кравцовой. — Челябинск: Изд. Татьяна Лурье, 2001 г. — 364 с.
163. Хохлаков В. В., Дегтева М. О., Воробьева М. И., Дрожко Е. Г., Жуковский М. В., Кравцова Э. М., Толстых Е. И. Облучение населения, обусловленное деятельностью ПО «Маяк» // Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона / Под общей ред. С. К. Шойгу. — М.: Изд. «Комтехпринт», 2002. — 287 с.
164. Челябинская область: ликвидация последствий радиационных аварий: 2-е изд., исправленное и дополненное / Под ред. проф. А. В. Аклеева. Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 2006. — 344 с.
165. Методика расчета накопленных эффективных эквивалентных доз облучения граждан, подвергшихся радиационному воздействию в результате деятельности ПО «Маяк». ПО «Маяк»; УНПЦ РМ; ФИБ-1; ОНИС ПО «Маяк». Челябинск, 1993. — 83 с.
166. Методические основы прогноза уровней облучения населения от радионуклидов стронция при постоянном проживании на территориях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС. М., 1988. — 11 с.
167. Определение годовой эффективной дозы облучения жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии в 1957 г. на производственном объединении «Маяк» и сбросов радиоактивных отходов в реку Теча. Методические указания МУ 2.6.1.016-93. М. 1993. — 12 с.
168. Иванов В. А. Опыт прижизненного определения экспрессным методом содержания стронция-90 в организме человека / В. А. Иванов, Б. П. Хрусталев, Е. И. Ярцев // Бюллетень радиационной медицины. — 1962. — № 4а. — С. 149-152.
169. Уточнение коллективных эффективных доз облучения населения, проживающего на загрязненных территориях Уральского региона от естественных и техногенных источников облучения. Заключительный отчет по НИР / Институт промэкологии УрО РАН. Челябинск, 1993, 103 с. (архив ИБФ МЗ СССР, инв. 321).
170. Федеральный закон от 26 ноября 1998 г. № 175-ФЗ «О социальной защите граждан Российской Федерации, подвергшихся воздействию радиации вследствие аварии в 1957 году на производственном объединении “Маяк” и сбросов радиоактивных отходов в реку Теча» (С изменениями и дополнениями от: 7 августа 2000 г., 29 декабря 2001 г., 22 августа, 29 декабря 2004 г., 23 июля 2008 г., 28 декабря 2010 г., 30 декабря 2012 г., 22 декабря 2014 г., 6 апреля, 14 декабря 2015 г., 3 июля 2016 г.).

171. ICRP Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. — 251 p.
172. Рекомендации Р 52.18.820-2015. Министерство природных ресурсов и экологии РФ, Росгидромет. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. — Обнинск, 2015. — 50 с.
173. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г., Крышев А. И. Опыт апробации радиозэкологических критериев безопасности окружающей среды для Восточно-Уральского радиоактивного следа и районов расположения объектов использования атомной энергии // Сб. материалов XLVI Радиозэкологических чтений В. М. Ключковского, Обнинск, 30 ноября 2017 г., ВНИИРАЭ. — Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2017. — С. 29-58.
174. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г., Крышев А. И. Экологические критерии радиационной безопасности окружающей среды: опыт применения для Восточно-Уральского радиоактивного следа и других загрязненных территорий // Тезисы докладов научной конференции «Зарождение радиозэкологии, ее развитие и роль в обеспечении радиационной безопасности природной среды и человека», Озерск, 10-12 октября 2017 г. — Озерск: ПО «Маяк», 2017. — С. 10-11.
175. Kryshev I. I., Romanov G. N., Sazykina T. G., Isaeva L. N., Trabalka J. R. and Blaylock B. G. Environmental Contamination and Assessment of Doses from Radiation Releases in the Southern Urals. Health Physics. — 1998, 74(6). — P. 687-697.
176. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г., Крышев А. И. Экологические риски чернобыльской аварии // Сборник трудов конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления», Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. — Обнинск, 2016. — С. 246-266.
177. Крышев И. И., Рязанцев Е. П. Экологический риск радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима» (Япония) // Атомная энергия. — 2017. — Т. 122, вып. 1. — С. 46-55.
178. IAEA — International Atomic Energy Agency. The Fukushima Daiichi Accident. Radiological Consequences. Technical vol. 4. Vienna: IAEA, 2015. — 262 p.

2.3. ФГУП «Горно-химический комбинат»

ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК) — предприятие в составе Государственной корпорации «Росатом». ГХК был создан в 1950 году для производства оружейного изотопа плутония в форме диоксида. За названием ГХК далеко не каждый разглядит создание одного из самых грандиозных и значительных предприятий Советского Союза. Историю его появления и развития проследили в своей книге, выпущенной к 60-летию предприятия, два автора, представители двух поколений тружеников ГХК: П. В. Морозов, ветеран комбината, он участвовал в запуске первого реактора и прошел путь от рядового инженера до заместителя главного инженера комбината, и молодой специалист Б. В. Рыженков (рис. 2.73) [1].



Рис. 2.73. Портал тоннеля, ведущего к подземным заводам ГХК [1]

2.3.1. Промышленное освоение территории

Первое упоминание о заводе можно найти в Протоколе № 65 Специального комитета от 19 июня 1948 года, где наряду с констатацией успешного пуска первого реактора А-1 («Аннушка») есть и директивные пункты — «О проектировании дублера завода «А» комбината № 817». Еще не выбрано точно место, нет четких контуров будущих предприятий, но замысел уже созрел, и опытный взгляд увидит неотвратимость его реализации, а речь в этом поручении идет сразу о двух комбинатах — № 816 (СХК) и № 815 (ГХК):

«III. О проектировании и подготовке к строительству заводов № 816 и 815 (т.т. Ванников, Первухин, Махнев, Вознесенский, Завенягин, Берия)

1. Поручить т.т. Ванникову (созыв), Первухину, Александрову А. П., Завенягину и Борисову в двухнедельный срок подготовить и согласовать с т. Курчаковым более детальные предложения и проект соответствующей записки на имя товарища Сталина И. В. по данному вопросу, проведя предварительно следующую работу:

- а) определить сроки проектирования, начала и окончания строительства новых предприятий;
- б) определить потребность новых предприятий в электроэнергии и источники покрытия этой потребности с учетом баланса электроэнергии в районах строительства;
- в) определить объем потребных затрат на сооружение новых предприятий и объем заказа на оборудование для них, проверив возможности выполнения этого заказа соответствующими отраслями промышленности в сроки, намечаемые для сооружения новых предприятий;
- г) обследовать предлагаемые площадки строительства» [2].

Вопрос о строительстве предприятий-дублеров еще не раз рассматривался на заседаниях Специального комитета, но официальным днем рождения комбината стали считать постановление Совмина о комбинате № 815 от 26 февраля 1950, когда атомное ведомство СССР в лице Первого Главного управления при Совете Министров направило под Красноярск свои лучшие силы.

Площадка для размещения объекта была выбрана на реке Енисей в пятидесяти километрах ниже города Красноярска (рис. 2.74).

С целью укрытия от воздушного нападения основные производства предприятия предписывалось строить под землей в скальных породах с заглублением не менее 200-230 м над потолком сооружений.

В августе 1961 года утверждается открытое наименование комбината № 815 — Горно-химический комбинат.

ГХК — уникальное подземное предприятие, не имеющее аналогов в мировой практике. Общий объем вынутого грунта более чем вдвое превышает объем пирамиды Хеопса²⁶. Решение о подземном расположении предприятия сыграло огромную роль в обеспечении естественных экологических барьеров.

В июне 1950 года приказом Первого Главного управления при Совете Министров СССР была организована дирекция строящегося предприятия (комбината № 815) под условным наименованием «Восточная контора Главгорстроя СССР».

В составе комбината № 815 проектировались три основных производства: реакторное (завод «А»), радиохимическое (завод «Б»), металлургическое (завод «М»). Эти производства должны были размещаться в скальных выработках на глубине около двухсот метров от поверхности.

Как уже упоминалось, создание ГХК предполагало в качестве главной своей цели производство оружейного изотопа плутония. Для достижения этой цели были разработаны промышленные реакторы серии «АД» — самые мощные в то время в СССР, реакторы уран-графитовые канального типа с водяным охлаждением. В качестве ядерного топлива использовались рабочие блоки цилиндрической формы из природного урана.

Разработка проекта реактора «АД» была поручена конструкторскому бюро артиллерийского завода № 92 в г. Горьком (главный конструктор — И. И. Африкантов — ныне это Опытное конструкторское бюро машиностроения его имени). Первому промышленному реактору был присвоен индекс ЛБ-120 (ЛБ — Лаврентий Берия, 120 взято от условного наименования плутония — теллур-120), который по

²⁶ Объем пирамиды Хеопса 2,58 млн м³.

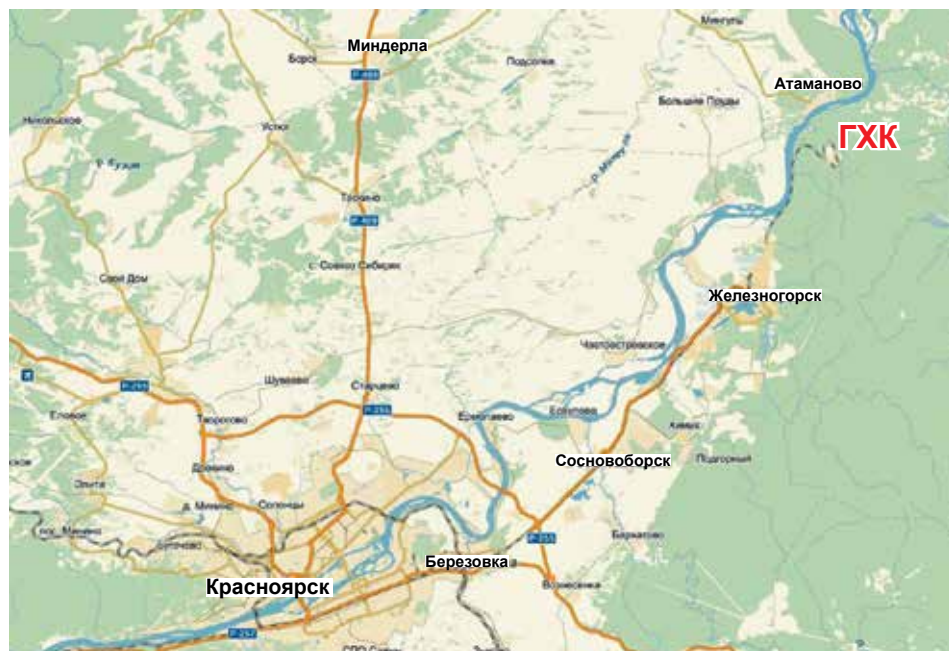


Рис. 2.74. Расположение ГХК относительно других географических объектов

известным причинам был заменен индексом ОК-120 (ОК — особая конструкция, закрытое наименование — реактор «АД») [1].

Физический пуск первого реактора был произведен 19 августа 1958 года, а уже 7 сентября блок был выведен на проектную мощность. 30 июня 1992 года реактор АД был остановлен окончательно и выведен из эксплуатации.

27 июля 1961 года — дата введения в эксплуатацию второго промышленного реактора АДЭ-1. Первоначально предполагалось, что этот реактор будет работать в проточном режиме, как и реактор АД, т. е. со сбросом охлаждающей воды в реку Енисей. Однако после пуска в 1954 году первой в мире атомной электростанции в Обнинске руководством Минсредмаша было принято решение перепроектировать этот реактор для работы в двухцелевом режиме: для наработки плутония и выработки электрической энергии. Отсюда в названии реактора появилась буква «Э» (энергетический), и реактор стал называться «реактор АДЭ-1».

В то время среди специалистов-атомщиков господствовало мнение, что реактор сначала нужно пускать в проточном режиме, а затем переводить в энергетический, т. е. на замкнутый контур. По ряду причин реактор АДЭ-1 так и не перевели в двухцелевой режим, и до сентября 1992 года он работал со сбросом охлаждающей воды в реку Енисей.

25 декабря 1963 года состоялся физический пуск реактора АДЭ-2, а 30 января 1964 года реактор был выведен на мощность с подключением к первому контуру теплоэнергетического оборудования и турбогенераторов. Таким образом, вступила в строй единственная в мире подземная атомная электростанция.

В 1963 году введено в эксплуатацию хранилище твердых РАО. До этого такие отходы помещались в могильники, расположенные рядом с реакторами [3].

«Обогащительная фабрика», как тогда назывался радиохимический завод (РЗ), предназначалась для переработки облученных в промышленных реакторах урановых блоков с целью извлечения из них урана и плутония. Полученные продукты направлялись на другие предприятия Средмаша, где уран использовался при изготовлении исходного топлива для энергетических реакторов, плутоний — для производства ядерных боезарядов. Первая технологическая нитка фабрики была принята в эксплуатацию в 1964 году в составе цепочки объектов цех № 1, цех № 2, цех № 3, цех № 4, цех № 5. Пуск РЗ на реальном продукте (облученные стандартные урановые блоки — ОСУБ) состоялся 20 апреля 1964 года, в следующем месяце была выпущена первая товарная продукция, а в ноябре того же года технологическая схема завода вышла на проектную производительность. Цех № 4 предназначался для обращения и утилизации жидких РАО высокого и среднего уровня активности, образующихся при переработке ОСУБ. Принимаемые ЖРО отстаивались в емкостях-хранилищах от взвесей, усреднялись по составу, радиоактивность растворов снижалась за счет распада короткоживущих нуклидов. Декантаты ЖРО после соответствующей подготовки с 1967 года выдавались на подземное захоронение на полигон «Северный», расположенный к северо-востоку от ГХК примерно в 12 км от основных производств. Осадки от ЖРО (высокоактивные отходы) накапливались в специальных емкостях из нержавеющей стали.

В феврале 1968 года заработала вторая очередь радиохимического завода. Таким образом, завершилось создание основных производств, расположенных под землей. За 18 лет был создан комплекс сооружений, не имеющий аналогов в мировой практике.

В 1964 году в связи с пуском радиохимического завода был принят в эксплуатацию комплекс объектов по передаче, приему и временному хранению ЖРО среднего уровня активности. В 1967 году вводится в эксплуатацию полигон «Северный» для приема и глубинного захоронения в первый горизонт (глубина 350-500 м) ЖРО радиохимического завода среднего уровня активности. В 1969 году открывается для захоронения ЖРО низкого уровня активности и второй горизонт (глубина 180-280 м).

Атомные реакторы, как и любое другое промышленное оборудование, имеют конечные сроки своей эксплуатации, и потому рано или поздно встает вопрос о перспективах развития комбината. Согласно Постановлению Центрального комитета Коммунистической партии Советского Союза (ЦК КПСС) и Совмина «О прекращении сброса загрязненных вод (в том числе радионуклидами) в бассейны рек Оби и Енисея» и во исполнение этого постановления было принято решение остановить оба проточных реактора (АД и АДЭ-1).

В качестве замещения выпадающих производств рассматривались два варианта: строительство атомной электростанции (АЭС) или завода по регенерации отработавшего ядерного топлива (завода РТ-2).

В то время в СССР возобладала концепция строительства АЭС только в европейской части страны, поэтому АЭС на Горно-химическом комбинате, т. е. в Сибири, где и так есть большие запасы органического топлива, угля, решили не строить. Был утвержден (в декабре 1975 года) план размещения на ГХК завода РТ-2. И в 1985 году вступила в строй первая очередь завода РТ-2 — «мокрое» хранилище ОЯТ.

В 1986 году на базе объекта переработки РАО, полигона «Северный» и завода РТ-2 был организован изотопно-химический завод (ИХЗ).

30 июня 1992 года был остановлен реактор АД, а спустя три месяца, 29 сентября, прекратил работу АДЭ-1. Оба реактора отработали по полтора проектных срока и полностью, даже с запасом, выполнили свою миссию. С 1995 года оборонный заказ на производство плутония был снят, началась конверсия предприятия.

4 сентября 2008 года стало знаменательной датой в истории Горно-химического комбината. В этот день состоялась церемония пуска завода полупроводникового кремния ГХК.

Третий реактор АДЭ-2, предназначавшийся кроме наработки плутония для производства тепла и электроэнергии, был остановлен в 2010 году.

Краткая хронология основных существующих и запланированных объектов комбината, а также качественная характеристика их возможного воздействия на человека и природные объекты за счет выбросов и сбросов радиоактивных веществ в окружающую среду представлены на рис. 2.75.

Горно-химический комбинат расположен северо-восточнее г. Красноярск на правом берегу реки Енисей в 60 км ниже по течению. Основные подразделения предприятия (реакторное производство, радиохимический завод и котельная) занимают территорию горного массива одного из отрогов Саян. Весь атомный комплекс производств находится под землей в горном массиве на глубине 250-300 м и имеет надежную биологическую защиту. Комплекс оборудован вентиляционной системой с фильтрами, что позволяет защититься от радиоактивности извне. Все выбросы направляются через стволы на поверхность горы и производятся через вентиляционные трубы. Особенности расположения ГХК определяют характер воздействия на окружающую среду. Для очистки воздуха реакторного завода от радионуклидов была запроектирована и построена станция газоочистки, состоящая из газгольдера, вентиляционных и фильтрующих установок и трубы высотой 150 м. Это была одна из первых труб в СССР, построенных не из кирпича, а из монолитного железобетона.

Реакторное и радиохимическое производства составляют основу комбината и являются основными источниками загрязнения природной среды за счет газо-аэрозольных выбросов и водных сбросов, содержащих радионуклиды. Многолетние сбросы в р. Енисей обусловили загрязнение техногенными радионуклидами вод, донных отложений и почвы пойменных участков реки.

В период эксплуатации первых реакторов с 1958 по 1992 годы информация о выбросах и сбросах в открытой печати практически не публиковалась, хотя контроль был организован как по общему объему выбросов и сбросов, так и по концентрациям радионуклидов в воздухе вокруг источника выброса и в воде в местах выпуска и в створах реки. Исключением стал 1991 год, по которому были опубликованы и выбросы в атмосферу, и сбросы в Енисей [4]. Возможно, это было как-то связано с тем, что с марта 1990 года решением директивных органов для прямоточных реакторов были определены новые режимы их эксплуатации со снижением мощности на 20 % [5]. Но более веской причиной, по-видимому, является изменившаяся политическая обстановка в стране и начавшаяся политика гласности, которая означала недопустимость замалчивания хозяйственных проблем на местах, существенное ослабление цензуры и снятие существовавших в советском обществе многочисленных информационных барьеров.

До настоящего времени темным пятном остается вопрос о количестве выброшенных в атмосферу радиоактивных веществ при имевших место радиационных инцидентах на начальном этапе работы реакторов. Сколько их было? На этот вопрос сегодня ответить непросто. Ветеран комбината, бывший заместитель главного инженера П. В. Морозов в книге «Скала: горно-химический комбинат», выпущенной к 60-летию ГХК [1], пишет:

«Случались на ректоре и серьезные аварии типа “тепловой козел”. Название “козел” пришло из металлургии, где оно отражает эмоциональное состояние персонала после события. Такая авария происходит, когда по ряду причин прекращается подача воды в ТК. Из-за отсутствия теплосъема за несколько секунд происходит сильный разогрев рабочих урановых блоков, расплавление алюминиевой оболочки и частично урановых сердечников. Причины подобных аварий в основном — ошибочные действия персонала. Всего на реакторах произошло 7 аварий типа “тепловой козел”, все они происходили в первые годы эксплуатации».

Подобные инциденты, как мы знаем из предшествующего опыта, сопровождались значительными (по сравнению с нормальной эксплуатацией) выбросами в окружающую среду радиоактивных элементов.

С 1992 года некоторые обобщенные данные радиационного контроля, полученные в лаборатории радиозоологического мониторинга (ЛРЭМ) радиозоологического центра ГХК, стали публиковаться в ежегодниках НПО «Тайфун» Росгидромета [5-32].

2.3.2. Систематизация радиозоологической информации

2.3.2.1. Радиоактивные выбросы в атмосферу

Общая оценка радиационной обстановки, обусловленной выбросами радиоактивных веществ, до остановки в 1992 году реакторов АД и АДЭ-1 на территории комбината при работе всех его основных объектов характеризовалась следующими показателями [4, 6]:

- количество радионуклидов в выбросах комбината было ниже действующих предельно допустимых выбросов (ПДВ);
- концентрация радионуклидов даже в атмосферном воздухе «критической точки» комбината (в месте приземления факела выбросов, которое находится на промплощадке ГХК в 1 км от трубы) было существенно ниже регламентированных НРБ-76/87 уровней;
- содержание в воздухе ближней зоны ГХК таких радиотоксичных элементов, как стронций-90 и цезий-137, в среднем составляло 30 и 80 мкБк/м³ (1 км от источника выбросов), а в зоне наблюдений — 0,8 и 1,0 мкБк/м³, что на пять-шесть порядков ниже допустимой объемной активности.

Содержание плутония в атмосферном воздухе в зоне наблюдений ГХК до остановки последнего ядерного реактора в среднем составляло 0,3 мкБк/м³, что на четыре порядка ниже допустимой объемной активности для этого радионуклида [18-20].

В последующие годы ситуация оставалась стабильной при неуклонном снижении выбросов, хотя информация о численных величинах в открытой печати публиковалась нерегулярно. Сравнительная характеристика выбросов при работе всех трех реакторов (1991 год) и АДЭ-2 (1999 год) приведена в таблице 2.70 [4].

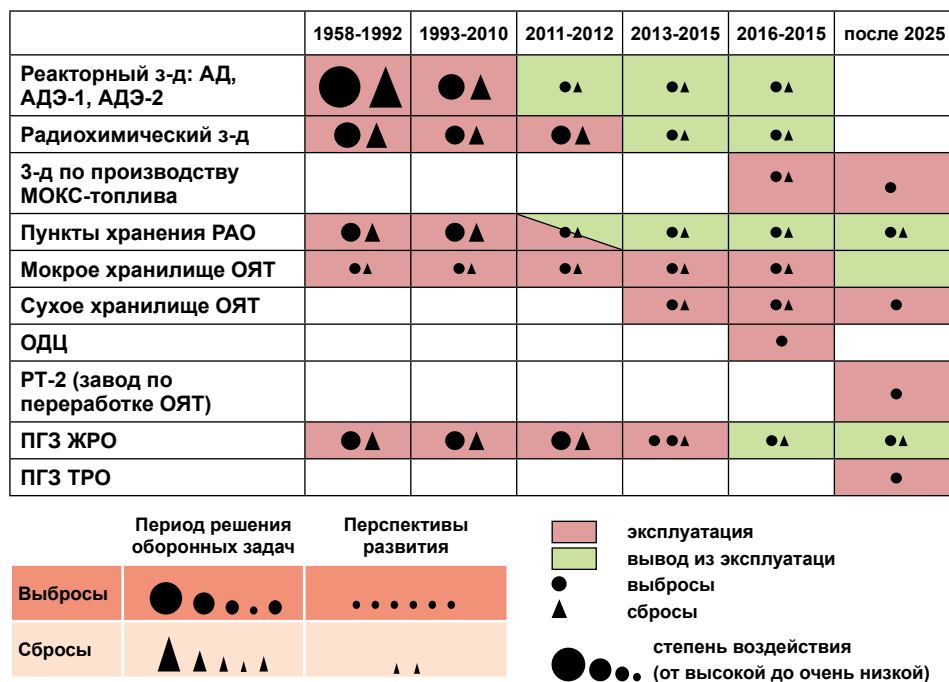


Рис. 2.75. Этапы развития и радиоэкологического воздействия ГХК

Общую картину выбросов при эксплуатации последнего реактора АДЭ-2 дают данные, приведенные в таблице 2.71 [14-24].

С 2004 года для источников выбросов ГХК применяются новые более консервативные расчеты ПДВ и ДВ (разрешение на выброс радионуклидов в атмосферный воздух выдано Управлением экологической безопасности МПР РФ № 58 от 08.09.2003). Эти значения приведены в двух последних столбцах таблицы 2.71.

Таблица 2.70. Газоаэрозольные выбросы ГХК в 1991 и 1999 годах [4]

№ п/п	Наименование р/н	ПДВ	ДВ	Фактический выброс радионуклидов в атмосферу	
				1991	1999
ИРГ, ТБк/год					
1	Аргон-41	456210	1480	7654*	306
2	Криптон-85м	13357	37	337	1,5
3	Криптон-87	12395	-	188	-
4	Криптон-88	16354	37	398	1,11
5	Ксенон-133	65490	148	1147	10
6	Ксенон-135	151108	370	4894	32

Окончание табл. 2.70

№ п/п	Наименование р/н	ПДВ	ДВ	Фактический выброс радионуклидов в атмосферу	
				1991	1999
Аэрозоли, ГБк/год					
7	Фосфор-32	89540	555	не опред.	32
8	Скандий-46	5032	4	0,22	0,01
9	Хром-51	886150	148	40,1	0,09
10	Марганец-54	6031	4	0,19	0,03
11	Железо-59	5032	4	0,52	0,01
12	Кобальт-58	7067	4	0,26	0,21
13	Кобальт-60	94	4	0,78	0,15
14	Цинк-65	60310	7	1,18	0,04
15	Стронций-90	2274	15	1,5	0,4
16	Цирконий-95	156288	74	9,3	0,011
17	Ниобий-95	208717	148	16,8	0,011
18	Рутений-103	192770	56	6,8	0,019
19	Рутений-106	396492	118	16,3	6,8
20	Йод-131	1175	185	32,0	0,3
21	Цезий-134	11100	2	0,015	0,01
22	Цезий-137	2224	19	2,1	0,3
23	Барий-140	17131	4	0,56	0,037
24	Церий-141	27210	4	1,4	0,052
25	Церий-144	326710	111	15,7	0,89
26	Сумма альфа-активных р/н	2029	7	0,26	0,037

* При работе 4 реакторов на площадке Саванна-Ривер в США, выбросы ^{41}Ar в период с 1959 по 1963 годы составляли 15-17 тыс. ТБк/год [33].

Примечание: в графах 3, 4 показаны величины ПДВ и ДВ, выданные Минприроды 29.12.1994 № 4.

С июля 2013 года действовало «Разрешение на выбросы радиоактивных веществ в окружающую среду» № 8/2013 от 26.06.2013, выданное МТУ Ростехнадзора Сибири и Дальнего Востока [34].

Выбросы ^{131}I , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{90}Sr в этот период сопоставимы с выбросами цезия-137 и кобальта-60 или даже на порядок выше. По вкладу в ингаляционную дозу, рассчитанную по данным измерений содержания техногенных радионуклидов в воздухе, в 1991 году доминируют ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{90}Sr , ^{95}Zr . К этой цепочке примыкает йод-131, но это уже косвенные оценки, прямых измерений его содержания в воздухе нет.

Таблица 2.71. Мощность газоаэрозольных выбросов радионуклидов в атмосферу на ГХК в период 2001-2011 годов, ГБк/год

Нуклид	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	ПДВ	ДВ до 2004	ДВ 2004
³² P	79,5	52,0	91,9	127,0	50,9	30,8	26,6	10,5	37,5	22,2		89540	555	560
⁴⁶ Sc	0,1	0,003	0,004	0,004	0,003	0,005	0,004	0,001	0,004	0,004		5032	4	
⁵¹ Cr	29,2	2,0	4,2	5,3	1,81	1,2	0,6	0,2	0,1	0,03		886150	148	43
⁵⁴ Mn	0,2	0,020	0,023	0,053	0,020	0,008	0,002	0,002	0,011	0,001		6031	4	0,3
⁵⁹ Fe	0,3	0,018	0,008	0,010	0,009	0,005	0,006	0,004	0,004	0,003		5032	4	0,1
⁵⁸ Co	0,5	0,2	0,2	0,4	0,2	0,04	0,02	0,02	0,14	0,01		7067	4	3,06
⁶⁰ Co	0,4	0,3	0,3	0,7	0,4	0,2	0,1	0,03	0,09	0,02	0,02	94	4	3,08
⁶⁵ Zn	0,9	0,05	0,07	0,12	0,09	0,04	0,02	0,01	0,00	0,01		60310	7	0,5
^{89,90} Sr	20,5	1,2	0,3	0,8	1,2	0,5	0,6	0,3	0,4	0,3	0,1	2274	15	26,7
⁹⁵ Zr	5,4	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	0,3	0,02	0,1	0,03	0,0	156288	74	1,1
⁹⁵ Nb	8,5	0,003	0,001	0,020			0,9	0,1	0,4	0,10	0,3	208717	148	1,1
¹⁰³ Ru	5,2	0,002	0,001	0,001	0,003	0,5	0,04	0,002	0,013	0,003	0,0	192770	56	0,212
¹⁰⁶ Ru	36,1	2,9	0,7	1,2	1,6	0,0	0,7	0,4	0,5	0,34	0,2	396492	118	82,6
∑ I	8,8	0,3	0,3	0,7	0,4	0,6	0,5	0,5	0,5	1,1	0,4	1175	185	15,6
¹³⁴ Cs	0,005		0,005	0,012	0,013	0,009	0,009	0,005	0,011	0,005	0,004	11100	2	0,072
¹³⁷ Cs	2,9	0,2	0,3	0,5	0,5	0,3	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	2224	19	6,21
¹⁴⁰ Ba + ¹⁴⁰ La	0,4	0,2	0,02	0,08	0,03	0,01	0,01	0,01	0,14	0,01		17131	4	
¹⁴¹ Ce	0,3	0,00	0,01	0,00	0,00	0,71	0,01	0,003	0,006	0,002	0,005	27210	4	0,068
¹⁴⁴ Ce	52,3	1,2	0,9	1,7	0,9		2,7	1,0	1,3	1,1	0,7	326710	111	71,1
∑ Pu		0,34	0,07	0,12	0,03	0,02	0,03	0,01	0,03	0,02	0,02		7,4	1,39
Сумма ИРГ, ТБк/год		359	415	1910	2030	1790	1890	2000	1570	593			1700	7530

Если говорить о потенциальных дозах, формируемых через пищевую цепочку, то здесь безоговорочный лидер ³²P.

В настоящее время ФГУП «ГХК» также осуществляет выброс радионуклидов в атмосферный воздух (таблица 2.72) в соответствии с «Разрешением на выбросы радиоактивных веществ в окружающую среду» № 31/2017 от 25.04.2017, выданным МТУ Ростехнадзора Сибири и Дальнего Востока [36].

В течение периода с 2014 по 2018 годы активность выбросов по большинству радионуклидов не превышала 0,5 % от ПДВ за исключением ²³⁸Pu, доля которого в 2018 году составила 3,6 % от ПДВ. С 2015 года наблюдается некоторый рост доли α-излучающих радионуклидов в общем объеме выбросов, что обусловлено вводом

Таблица 2.72. Значения объемов основных радионуклидов, выброшенных в атмосферу ФГУП «ГХК» за период 2015-2019 годов, Бк/год

Нуклид	2015	2016	2017	2018	2019	ПДВ
^{60}Co	$1,98 \cdot 10^7$	$2,74 \cdot 10^7$	$5,81 \cdot 10^6$	$7,28 \cdot 10^7$	$5,50 \cdot 10^7$	$2,78 \cdot 10^{11}$
^{90}Sr	$1,27 \cdot 10^8$	$1,29 \cdot 10^8$	$5,03 \cdot 10^7$	$4,59 \cdot 10^7$	$4,00 \cdot 10^7$	$5,04 \cdot 10^{11}$
^{144}Ce	$1,66 \cdot 10^7$	$1,09 \cdot 10^7$	$2,07 \cdot 10^6$	—	—	$1,87 \cdot 10^{10}$
^{134}Cs	—	$8,30 \cdot 10^5$	$2,60 \cdot 10^5$	—	—	$2,20 \cdot 10^{11}$
^{137}Cs	$8,97 \cdot 10^7$	$1,96 \cdot 10^7$	$2,75 \cdot 10^7$	$6,74 \cdot 10^7$	$1,27 \cdot 10^8$	$5,50 \cdot 10^{12}$
^{239}Pu	—	—	$2,68 \cdot 10^8$	—	—	$3,58 \cdot 10^{11}$
^{238}Pu	—	$2,85 \cdot 10^6$	$2,58 \cdot 10^7$	$7,80 \cdot 10^7$	$1,34 \cdot 10^8$	$5,37 \cdot 10^9$
$^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$	$2,00 \cdot 10^7$	$4,08 \cdot 10^7$	$2,65 \cdot 10^8$	$9,40 \cdot 10^8$	$1,34 \cdot 10^9$	$3,58 \cdot 10^{11}$
^{106}Ru	$1,20 \cdot 10^7$	$4,44 \cdot 10^6$	$2,15 \cdot 10^6$	$4,59 \cdot 10^6$	—	$1,26 \cdot 10^{10}$
^{95}Zr	$3,00 \cdot 10^6$	$1,55 \cdot 10^6$	—	—	—	$3,38 \cdot 10^{11}$
^{241}Am	—	$8,95 \cdot 10^7$	$8,16 \cdot 10^7$	$1,32 \cdot 10^8$	$5,70 \cdot 10^7$	$5,37 \cdot 10^{11}$
$\Sigma \alpha$ -активность	$3,24 \cdot 10^7$	$1,50 \cdot 10^8$	$4,54 \cdot 10^8$	$1,57 \cdot 10^9$	—	—
Суммарный выброс	$3,00 \cdot 10^8$	$3,43 \cdot 10^8$	$5,40 \cdot 10^8$	$1,76 \cdot 10^9$	$1,75 \cdot 10^9$	—

в эксплуатацию опытно-демонстрационного центра и заводом по производству МОХ-топлива (рис. 2.76).

Динамика выбросов за весь период публичного мониторинга двух экологически значимых радионуклидов ^{60}Co и ^{137}Cs представлена на рис. 2.77.

Рассмотренные данные позволяют сделать вывод, что значения активностей радионуклидов, выбрасываемых в атмосферу ФГУП «ГХК», в течение всего рассматриваемого периода не превышали значения ПДВ, а главное, что следует подчеркнуть, их объем не оказывал значимого влияния на состояние радиационной обстановки вокруг предприятия.

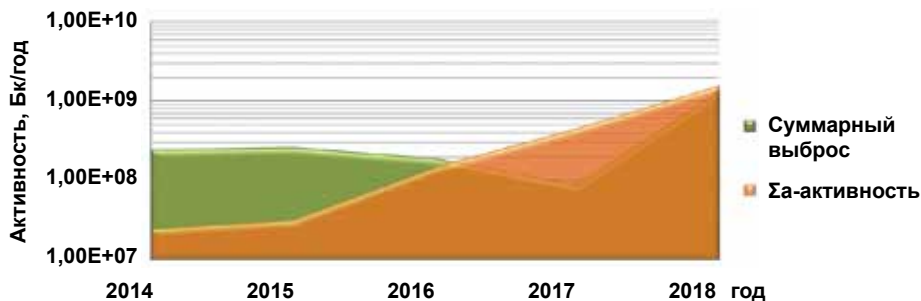


Рис. 2.76. Изменение значения суммарного выброса радионуклидов и суммарного выброса альфа-излучающих радионуклидов в атмосферу ФГУП «ГХК» за период 2014-2018 годов

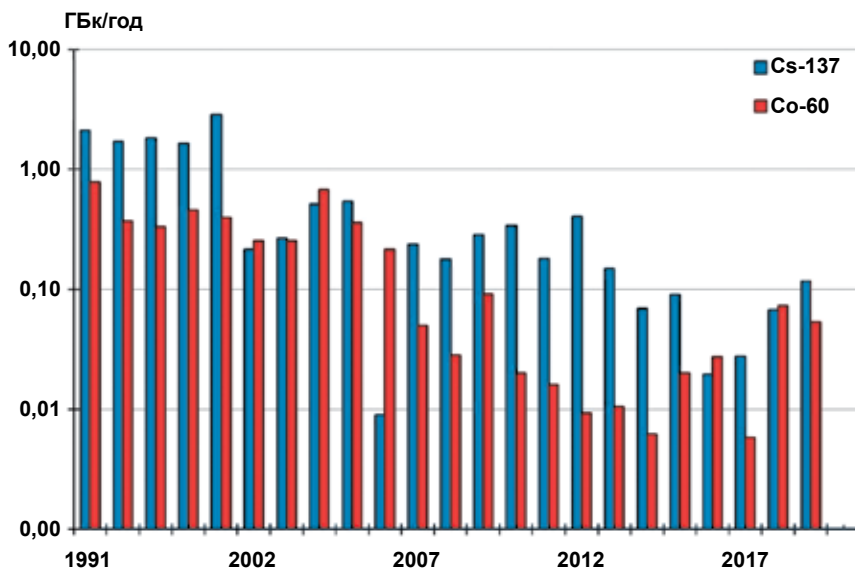


Рис. 2.77. Динамика годовых выбросов ¹³⁷Cs и ⁶⁰Co Горно-химического комбината за 1991-2018 годы

2.3.2.2. Радиоактивные сбросы в поверхностные водоемы

Горно-химический комбинат является крупным водопотребителем водных ресурсов. Ежегодный забор воды из Енисея составляет примерно 50 млн м³/год, из которых около 49 млн м³/год идет на нужды промышленной площадки. Водоотведение составляет примерно такой же объем. Согласно балансу водопотребления и водоотведения на 2015-2019 годы [37], общий объем сбросных вод составил 47,6 млн м³, из них в Енисей через ручьи № 2 и 3 — 47,27 млн м³, коммунальную канализацию г. Железногорска МП «Гортеплоэнерго» — 0,34 млн м³. Объемы сброса сточных и дренажных вод составляют около 0,07 млн м³. Безвозвратные потери воды составляют около 3 млн м³/год. Сбросы сточных вод по всем выпускам ФГУП «ГХК» в 2018 году составили около 1,6 % от объемов сбросов в поверхностные водоемы Красноярского края.

Основные подразделения (РЗ, РХЗ) находятся в горных выработках, где сбор и очистка ливневых и талых вод не предусмотрены проектной документацией. Очистные сооружения ливневой канализации имеются на территории ИХЗ и станции теплоснабжения. Общий расход ливневых вод составляет примерно 0,15 млн м³/год. Ливневый сток после очистки совместно с очищенными хозяйственными стоками изотопно-химического завода и автотранспортного цеха отводится по выпуску 5б в ручей № 3 и в р. Енисей.

Современная схема размещения точек водозабора из р. Енисей и выпуска сточных вод представлена на рис. 2.78.

По-существу в настоящее время и заборная вода реки Енисей, и вода ниже последнего выпуска по своим химическим и биологическим свойствам в пределах естественной погрешности одна и та же. Она, безусловно, отвечает действующим санитарно-гигиеническим нормативам и практически не превышает существенно



Рис. 2.78. Схема размещения точек водозабора из р. Енисей и выпуска сточных вод [32]

более жесткие рыбохозяйственные нормативы, введенные в конце 2016 года (таблица 2.73) [38].

Анализ величин радиоактивных сбросов и выбросов с ГХК показывает, что по величине активности наиболее важных дозообразующих нуклидов мощность сбросов в период работы реакторов на один-два порядка выше величин выбросов. Именно радиоактивные сбросы комбината стали главным техногенным фактором

Таблица 2.73. Качественные санитарно-гигиенические показатели воды в р. Енисей выше ГХК и ниже ГХК за 2016-2018 годы

Показатель	500 м выше забора воды			500 м ниже выпуска воды			Нормативы	
	мин.	средние значения	макс.	мин.	средние значения	макс.	ПДК _{с-г.}	ПДК _{р.х.}
рН	7,6	8,0	8,3	7,7	8,0	8,4	—	—
Взвешенные вещества	< 3	4,1	5	3,1	5,9	8,6	—	0,25*
БПК ₅	0,6	1,2	2	0,9	1,3	1,8	—	2,1
БПК _п	1,3	2,0	2,6	1,3	2,2	2,8	—	3
Нефтепродукты	—	< 0,05	—	0,04	0,04	0,04	—	—
Аммоний-ион	0,054	0,14	0,39	0,17	0,3	0,76	1,5	0,5
Железо (раствор форма)	0,058	0,08	0,12	0,053	0,1	0,12	0,3	0,1
Марганец	0,004	0,007	0,015	0,0057	0,009	0,02	0,1	0,01
Медь	0,0015	0,0032	0,0072	0,0013	0,0024	0,0031	1	0,001
Нитрит-ион	0,02	0,025	0,03	0,019	0,023	0,03	3,3	0,08
СПАВ (АСПАВ)	0,011	0,015	0,023	0,011	0,014	0,018	—	0,014
Нитрат-ион	0,3	0,9	1,5	0,46	1,1	2,6	—	40
Сульфат-ион	—	< 10	—	—	< 10	—	—	100
Хлорид-ион	—	< 10	—	—	< 10	—	—	300
фосфат-ион	0,05	0,064	0,09	0,032	0,057	0,076	—	0,05
Сухой остаток	66	96,3	125	75	95,7	139,8	—	—
ХПК	9	14	21	6	12,5	29	—	—
Температура	1	6,3	11	1,5	6,7	11	—	—
Растворенный кислород	7	10,7	13,8	7,1	10,5	13,7	—	> 6

* 0,25 мг/дм³ к фоновому содержанию взвешенных веществ для водных объектов рыбохозяйственного значения высшей и 1-й категории и 0,75 мг/дм³ для водных объектов рыбохозяйственного значения 2-й категории.

радиационного воздействия на человека и объекты окружающей среды, вызвавшим озабоченность научного сообщества и в какой-то степени населения [39-44].

Сброс сточных вод в реку Енисей до остановки реакторов и вплоть до августа 1993 года производился через выпуск № 2 (правый берег, 80 км по лоцманской карте от г. Красноярска) [4]. С августа 1993 года сброс воды, загрязненной радионуклидами, производился через выпуск № 2а на глубине около одного метра от поверхности воды в 5-100 м от правого берега на расстоянии 85,5 км от г. Красноярска по лоцманской карте [45]. Сброс этой воды для снижения активности за счет короткоживущих радионуклидов (натрий-24, кремний-31, марганец-56 и др.)

Таблица 2.74. Оценка среднегодовых сбросов с ГХК в период 1987-1991 годов

Радионуклид	$T_{1/2}$	Сброс, ТБк/год
^{24}Na	15,0 ч	11930
^{32}P	14,3 сут	371
^{51}Cr	27,7 сут	404
^{54}Mn	312 сут	2,87
^{60}Co	5,27 год	1,40
^{65}Zn	244 сут	3,88
^{90}Sr	29,1 год	0,35
^{106}Ru	1,01 год	1,70
^{134}Cs	2,06 год	0,06
^{137}Cs	30,0 год	0,71
^{152}Eu	13,3 год	0,48

предварительно осуществляется в бассейн выдержки. Размеры и форма бассейна таковы, что поступающая в него вода за 2 суток проходила через него и затем через рассеивающий выпуск сбрасывалась в р. Енисей. За счет изменения схемы сброса в целом суммарный сброс активности радионуклидов в р. Енисей удалось снизить более чем в 300 раз.

О сбросах радиоактивных элементов в Енисей до остановки реакторов АД и АДЭ-1 и организации выпуска № 2а можно судить по данным, приведенным в работе [46] (таблица 2.74).

В этой же работе несколько приоткрыта завеса над данными по сбросу в более ранний период. Рассмотрим один из фрагментов таблицы 2 из работы [46], в которой авторы приводят оценки концентрации различных радионуклидов в енисейской воде на разных расстояниях от ГХК и в различные годы эксплуатации всех трех реакторов (таблица 2.75).

Мы отчетливо видим, что ситуация по загрязнению воды относительно короткоживущим ^{51}Cr с 1973 по 1991 годы кардинально не изменилась. В этом случае измеренная концентрация в воде отражает величину текущих сбросов ^{51}Cr . Совершенно другую картину мы наблюдаем в отношении концентрации ^{137}Cs в воде, которая за 15 лет уменьшилась приблизительно в 60 раз. Это может указывать на тот факт, что в 1973 году гораздо явственнее проявляло себя загрязнение речной системы более ранними сбросами (в первую очередь аварийными) по сравнению с текущими сбросами. А к 90-м годам этот радионуклид уже был более прочно связан с донными отложениями, покрыт новыми наносами и фактически не оказывал влияния на текущую концентрацию нуклида в воде.

Чтобы оценить годовой транспорт ^{137}Cs речной водой, можно среднюю концентрацию, например 250 Бк/м^3 , умножить на расход воды в створе 190 км от источника, равный $2930 \text{ м}^3/\text{с}$ [46]. В результате получим оценку транспорта ^{137}Cs через реку в 70-е годы примерно в 23 ТБк/год, что более чем в 30 раз больше, чем средняя величина сброса этого нуклида в 1985-1991 годы. Эта оценка говорит нам о том, что, по-видимому, до 1973 года донные отложения реки, ее прибрежная полоса, отдели

Таблица 2.75. Концентрация ^{51}Cr и ^{137}Cs в енисейской воде на разных расстояниях от ГХК в различные годы, Бк/м³

Расстояние от источника, км	^{51}Cr		^{137}Cs	
	1973	1985-1991, средняя	1973	1985-1991, средняя
0-5	15 000	—	148	—
190	—	—	—	6
240	—	1900	330	5
800	330	1100	295	5
1345	150	700	—	—

многочисленных островов были сильно загрязнены ^{137}Cs в результате аварийных событий, и именно они (а не прямые сбросы через выпуск № 2) определяли транспорт нуклида по реке. Такая реконструкция очень схематична и дает только самое общее представление о прошлом. Только публикация результатов измерений радиоактивности в водной среде в период с момента пуска реактора АД до 1991 года и тщательный их анализ позволят нам лучше разобраться в истинной картине загрязнения Енисея техногенными радионуклидами и произвести ретроспективные оценки радиационного воздействия на речную биоту и население, проживающее на берегах этой могучей реки.

Но не будем останавливаться на прошлом и продолжим рассмотрение результатов последующего воздействия ГХК на экосистему Енисея.

Схематическая карта реки, современное место выпуска сбросных вод (№ 2а), а также точек отбора проб представлена на рис. 2.79.

Разрешение на сброс радионуклидов в р. Енисей выдавалось в начале 90-х годов Минприроды России и согласовывалось с Федеральным управлением медико-биологических и экстремальных проблем при Минздравмедпроме России. В таблице 2.76 [4] приведены для сравнения сбросы до остановки реактора через выпуск № 2 в 1991 году и через выпуск № 2а в 1999 году [4]. В этой же таблице приведены значения установленных в тот период предельно допустимых сбросов и допустимых сбросов с предприятия.

После 1993 года уровень сбросов основных дозообразующих радионуклидов оставался достаточно стабильным вплоть до прекращения деятельности реактора АДЭ-2, когда сброс короткоживущих радионуклидов значительно сократился, а мощности годовых сбросов долгоживущих радионуклидов пошли резко на убыль. В этот период подробные данные о сбросах публикуются в ежегодниках Росгидромета, размещенных на сайте НПО «Тайфун», и в отчетах о радиоэкологической обстановке в районе размещения ФГУП «ГХК», которые доступны главным образом для специалистов. В обобщенном виде сбросы за 10 лет работы реактора АДЭ-2 представлены в таблице 2.77.

Сбросы после завершения активной эксплуатации 3-го реактора на ГХК представлены в таблице 2.78.

Сбросы радионуклидов в реку Енисей после остановки всех реакторов осуществляются по двум выпускам № 2а и № 4 в соответствии с «Разрешением на сброс радионуклидов...» № 33/2017 и № 36/2018 [35]. Годовой сброс отдельных

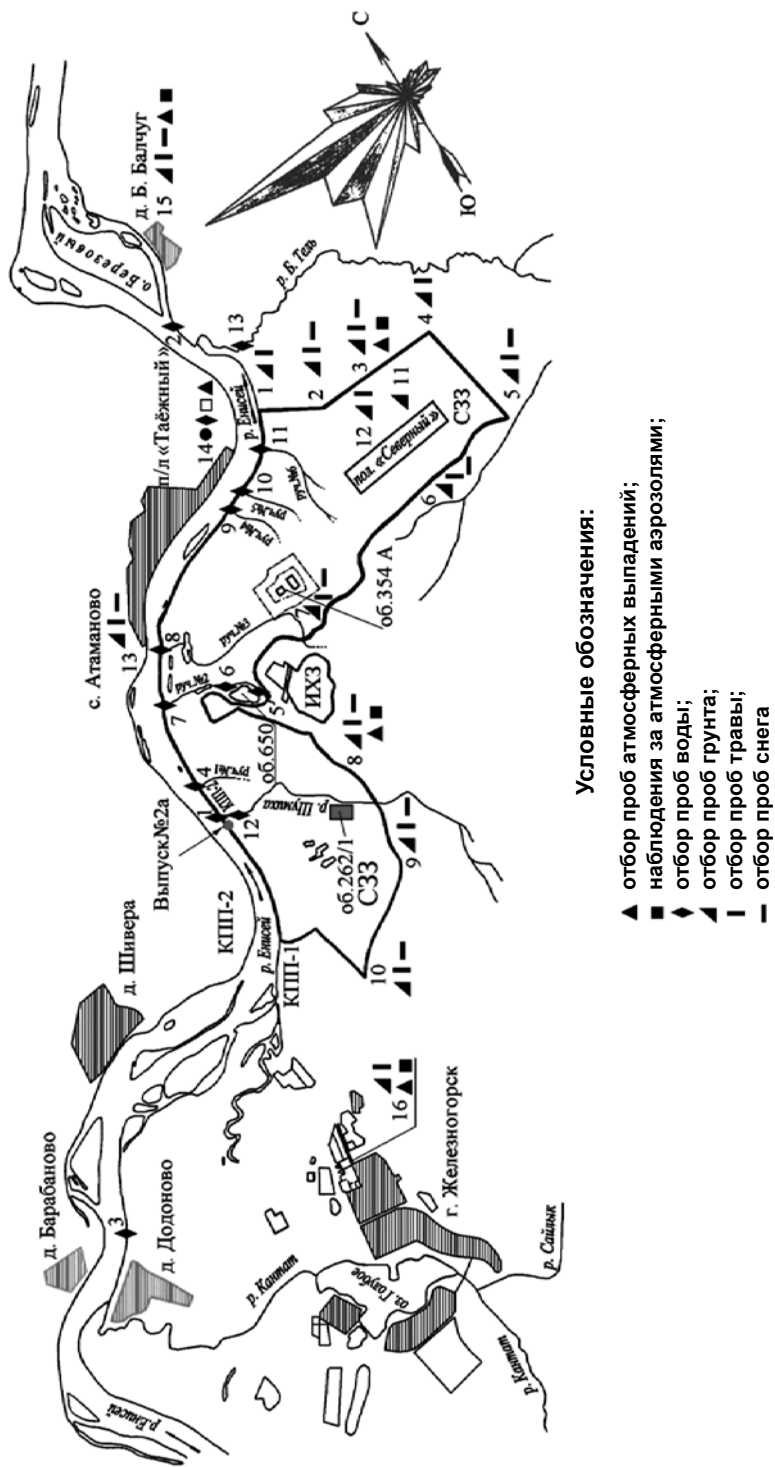


Рис. 2.79. С33 и ЗН ГХК, места отбора проб внешней среды

Таблица 2.76. Сброс радионуклидов в сумме по всем выпускам ГХК в р. Енисей за 1991 и 1999 годы [4]

Радионуклид	Предельно допустимые сбросы, ТБк/год	Допустимые сбросы, ТБк/год	Сброс радионуклидов по всем выпускам в реку Енисей, ТБк/год	
			1991	1999
Нарий-24	15 614	185	11551	73
Фосфор-32	599	22	318	10
Скандий-46	5	0,4	1,8	0,04
Хром-51	570	15	315	3
Марганец-54	6	0,15	1,9	0,005
Марганец-56	37 000	—	16106	< 0,37
Железо-59	8	0,2	4	0,03
Кобальт-58	16	0,4	11	0,03
Кобальт-60	4	0,4	1,0	0,09
Медь-64	703	5,6	338	1,49
Цинк-65	9	0,4	3	0,03
Мышьяк-76	370	5,6	194	1,07
Стронций-90	1	0,1	0,2	0,04
Цирконий-95	5	0,4	1,1	0,01
Ниобий-95	6	0,4	0,6	0,01
Рутений-103	4	0,2	0,7	0,01
Рутений-106	5	0,4	1,5	0,06
Сурьма-124	-	0,4	-	0,001
Иод-131	9	0,6	3	0,05
Цезий-134	0,03	0,03	-	0,04
Цезий-137	4	0,1	0,48	0,04
Барий-140	4	0,4	3	0,05
Церий-141	5	0,2	1,4	< 0,014
Церий-144	8	0,4	1,2	0,03
Европий-152	—	0,2	—	< 0,016
Европий-154	—	0,04	—	< 0,0006
Нептуний-239	662	7,4	299	7
Плутоний-239+240	—	—	—	—
Суммарная альфа-активность	—	0,04	—	< 0,03

Примечание: в графе 2 показаны величины предельно допустимых сбросов, выданные Минприроды 29.12.94 № 3.

Таблица 2.77. Мощность сбросов радионуклидов с ГХК в открытую гидросеть в период с 2001 по 2011 годы, ГБк/год [14-23]

Нуклид	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Среднее за 2001-2010	2011
²⁴ Na	67 600	64 200	65 900	69 700	62 400	58 600	61 000	66 200	4 5800	12 300	57 370	—
³² P	9210	7 870	8 380	13 200	11 100	11 000	8 410	8 210	7 350	3 520	8 825	—
⁴⁶ Sc	59	54	51	44	45	52	56	46	35	22	46,4	—
⁵¹ Cr	1 160	1 280	1 010	1 500	1 030	1 060	914	903	558	257	967,2	—
⁵⁴ Mn	3,6	3,3	3,7	4,8	3,7	4	2,7	2,2	2,2	1,2	3,14	—
⁵⁸ Co	18	16	18	31	17	16	8	6	6	4	14	—
⁵⁹ Fe	37	39	37	31	31	37	40	36	26	14	32,8	—
⁶⁰ Co	45	43	46	69	47	51	38	40	32	17	42,8	9
⁶⁴ Cu	2 070	2 040	1 630	1 620	2 050	2 210	2 680	3 430	2 670	723	2 112,3	—
⁶⁵ Zn	30	35	39	45	35	35	25	22	18	12	29,6	—
⁷⁶ As	860	726	613	857	886	533	662	600	659	168	656,4	—
^{89,90} Sr	13	11	8	1	21	9	16	11	13	6	10,9	32
⁹⁵ Zr	19	10,8	5	5,2	5,8	6,8	7,3	5,4	4,8	2,7	7,28	0,5
⁹⁵ Nb	19	0	5,4	5	5	7,5	9,1	5,1	5,3	2,6	6,4	0,7
¹⁰³ Ru	11	5,3	5,2	4,1	4,1	4,9	4,6	4	3,5	1,8	4,85	0,2
¹⁰⁶ Ru	6,6	11	3,1	5,1	32,2	2,7	23,5	7	1,1	27,8	12,01	2,8
¹²⁴ Sb	0,2	0,9	0,7	0,8	0,8	0,8	0,7	0,7	0,74	0,6	0,694	—
∑ I	—	—	—	—	35,4	—	27,2	28,9	20,3	8,7	24,1	—
¹³¹ I	42	37	33	36	—	32	27	—	—	—	34,5	—
¹³⁴ Cs	0,3	0,6	0,6	0,5	1	0,8	2,3	0,8	0,5	0,3	0,77	0,1
¹³⁷ Cs	31	17	11	7	31	15	51	14	8	15	20	26
¹⁴⁰ Ba+ ¹⁴⁰ La	51	31	32	27	30	35	23	25	19	9	28,2	—
¹⁴¹ Ce	22	10	9	9	14	10	8	6,8	5,9	3,5	9,82	0,2
¹⁴⁴ Ce	23	22	12	14	21	15	28	7,8	10	4,6	15,74	3,8
¹⁵² Eu	5,3	5,4	4,9	5,1	6,1	6,5	6,6	3,8	4,5	2,8	5,1	—
¹⁵⁴ Eu	0,5	0,91	0,7	0,8	0,8	0,8	0,7	0,9	0,6	0,5	0,721	—
²³⁹ Np	4 990	3 930	3 690	3 680	3 230	2 830	2 220	2 020	2 020	8 250	3 686	—
∑ α	1,3	—	—	—	—	—	—	2,5	2,8	2,2	2,2	1,9

радионуклидов в 2019 году находился в пределах от 0,01 % (⁶⁰Co) до 0,89 % (¹³⁷Cs) от разрешенного сброса. Фактический сброс радионуклидов (без трития) в 2019 году составил около 11 ГБк [36].

Таблица 2.78. Мощность сбросов радионуклидов с ГХК в открытую гидросеть в период с 2011 по 2019 годы, ГБк/год [24-32]

Нуклид	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	ДС
Тритий			489		545	496	411	607		2,05·10 ⁶
Co-60	9,11	3,68	1,39	0,52	0,33	0,41	0,42	0,39	0,19	1960
Sr-90	31,6	24,6	10,7	7,6	5,6	5,9	4,4	8,2	2,45	485
Zr-95+Nb-95	1,16									
Ru-103+Ru-106	3,18									
Ru-106	2,82	0,87	4,77	0,94	0,16	0,13	0,14			4390
Cs-134	0,14	0,07	0,13	0,02	0,02	0,004	0,005	0,023		488
Cs-137	25,6	11,9	15,5	6,9	4,5	4,4	7,7	18,2	6,44	725
Ce-141+Ce-144	3,98									
Ce-144	3,77	7,89	0,64	0,11	0,10	0,04	0,03			6810
Eu-152	0,00	0,21	0,33	0,11	0,10	0,11	0,16	0,22		11700
Eu-154	0,00	0,03	0,33	0,11	0,10	0,09	0,01			11900
Pu-238								0,34	0,47	342
Pu-239+Pu-240			0,09	0,05	0,05	0,12	0,15	0,72		325
Σα	1,88			0,49	0,63	0,86	0,48	1,69		

Исследование данных по сбросам трития в Енисей представляют особый интерес, поскольку тритий прекрасный маркер для оценки разбавления сбросов, так как форма существования трития НТО идентична воде.

К сожалению, измерения этого нуклида в воде по техническим причинам до 2000 года не проводились, поэтому судить о сбросах этого нуклида через выпуски № 2 и 2а довольно сложно.

К приоритетным радионуклидам с точки зрения их воздействия на объекты окружающей среды и человека следует отнести ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, которые лидируют в сбросах по активности после того, как короткоживущие нуклиды перестали поступать в реку. Динамика сбросов ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в Енисей за последние годы представлена на рис. 2.80.

Тенденция последних лет такова, что сбросы этих радионуклидов в реку постепенно снижаются и более чем на порядок величины ниже современного допустимого сброса (485 ГБк/год для ⁹⁰Sr и 725 ГБк/год для ¹³⁷Cs).

Современные сбросы фактически не влияют на формирование радиационной ситуации в реке и пойме, поскольку это состояние все еще определяется предшествующей работой предприятий атомного комплекса. Для качественного понимания сложившейся картины приведем некоторые оценки сбросов ¹³⁷Cs в реку (таблица 2.79).

Как видно из данных таблицы 2.79, даже «нормальная» работа прямоточных реакторов давала заметно больший вклад в радиоактивное загрязнение долгоживу-

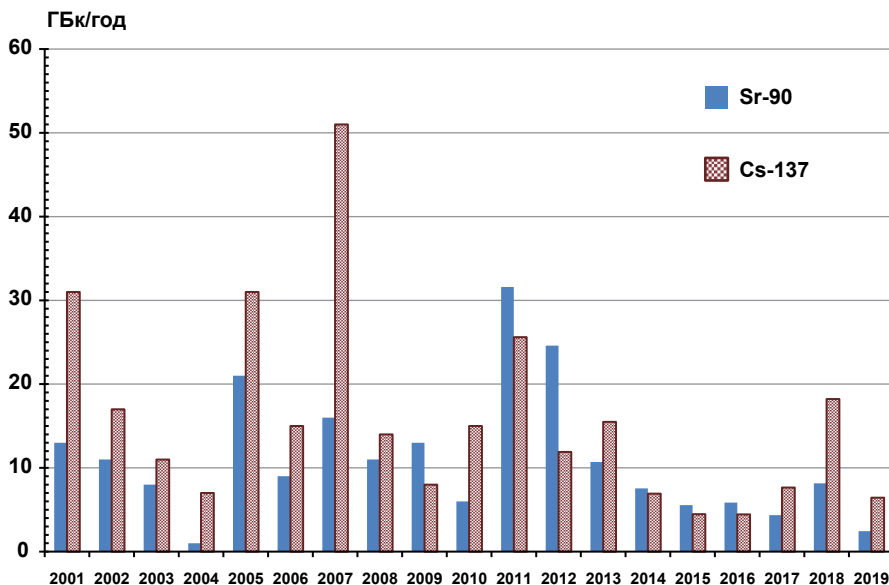


Рис. 2.80. Динамика сбросов ^{90}Sr и ^{137}Cs с ГХК в Енисей с 2001 по 2018 годы

щим ^{137}Cs . В этот период годовой сброс ^{137}Cs был примерно таким же, как в сумме за последние 25 лет. Эта оценка достаточно близка к оценке сбросов на площадке Саванна-Ривер (США), где за период работы 4 прямоточных блоков в период 1954–1988 годов было сброшено в открытую гидрологическую сеть примерно 20 ТБк ^{137}Cs [33].

Таблица 2.79. Оценки сбросов предприятиями ГХК ^{137}Cs в реку Енисей за весь период эксплуатации

Период и характер эксплуатации	Сброс ^{137}Cs , ГБк	Источник
Современный период, с 1993 по 2019 годы	691	[5-32]
Эксплуатация прямоточных реакторов в 1959 —1992 годах (нормальный режим)	15 000	[27]
1975-2000 годы	19 636	[47]
Аварийные сбросы	до 250 000	[27, 33, 48]

Но, конечно, основную ответственность за загрязнение реки и ее донных отложений следует отнести на аварийные сбросы ГХК на начальной стадии работы реакторов. Именно тогда в начальные годы работы комбината образовалось радиоактивное загрязнение дна и поймы Енисея в ближней зоне радионуклидами с хорошими сорбционными свойствами, которое впоследствии в годы значительных паводков было разнесено на значительные расстояния вплоть до устья реки, сформировав новые локальные загрязнения. Приведенная выше оценка стока ^{137}Cs в 70-е годы в 23 ТБк/год позволяет оценивать общий сброс этого радионуклида в речную сеть за весь период величиной, близкой к 500 ТБк. Эта величина более

чем на порядок ниже, чем количество ^{137}Cs , сброшенного в р. Течу при эксплуатации предприятий НПО «Маяк».

Что касается более подвижных радионуклидов, то в первые годы работы радиационную обстановку во многом определяли такие радионуклиды, как ^{24}Na , ^{32}P , ^{76}As и ^{239}Np . В долгосрочном плане биологически значимым был ^{90}Sr , который не только изначально переносился водой на значительные расстояния, но и оседал на дно, накапливаясь как в донных отложениях, так и в местной биоте. Основной вклад в загрязнение водной среды, поймы и речной биоты вносили работавшие до 1992 года два прямоточных реактора: АД — с 1958 года и АДЭ-1 — с 1961 года. В последующем (с августа 1993 года) в Енисей стали сбрасываться воды охлаждения системы управления и защиты энергетического реактора АДЭ-2, а также трапные воды реакторного и радиохимического производств через выпуск № 2а.

Проследить динамику концентраций отдельных радионуклидов в Енисее за весь период эксплуатации ГХК все еще не представляется возможным из-за отсутствия публикаций по данным измерений в начальный период. То, что такие измерения проводились, не вызывает сомнений, поскольку к моменту пуска первого реактора и технические возможности, и предшествующий опыт эксплуатации подобных реакторов уже имелись. И далеко не случайно, что через год после пуска первого прямоточного реактора было проведено обследование радиационной обстановки в пойме Енисея [42]. Результаты выполненной в 1959 году авиационной гамма-съемки до настоящего времени также не опубликованы, возможно, и из-за малой информативности полученного материала. Но понятно, что одной из целей такого обследования была оценка возможности обнаружить следы деятельности комбината с помощью самолета-разведчика. Такая задача не могла не опираться на некоторые представления об уровнях загрязнения реки ниже точек сброса с комбината, которые, в свою очередь, должны были подкрепляться натурными измерениями радиоактивности как сбросной, так и речной воды. В дальнейшем воздушные исследования были ограничены в какой-то степени из-за соблюдения режима секретности.

По существу впервые радиоактивный след от деятельности ГХК был обнаружен и обнаружен летом 1971 года на удалении около 2000 км от комбината при исследовании радиоактивного загрязнения континентального шельфа Карского моря экспедицией Института экспериментальной метеорологии (ныне НПО «Тайфун» Росгидромета). Были выявлены повышенные уровни содержания ^{137}Cs в донных отложениях Енисейского залива, достигавшие 15 kBк/м^2 , что в то время в 4-8 раз превышало уровни загрязнения, обусловленного глобальными выпадениями. Это могло быть и загрязнением от испытаний на Новой Земле. Но в 1972-1973 годах после обнаружения в донных осадках устья Енисея ^{65}Zn и ^{137}Cs стало окончательно ясно, что источник радиации иной, и была вновь предпринята аэрогаммасъемка поймы реки, которая выявила самую крупную на тот период в СССР тысячекиллометровую полосу загрязнения ^{137}Cs [11, 49].

Пик пристального изучения радиационной обстановки на Енисее приходится на конец 80-х — начало 90-х годов как следствие внимания широких слоев общества к радиационным проблемам после аварии на ЧАЭС в 1986 году.

В. Г. Хижняк, автор обзора «О радиационной обстановке в пойме р. Енисей», подготовленного в Красноярской инспекции по радиационной безопасности в 1993 году, ссылается на девять несекретных отчетов, основанных на материалах, полученных разными организациями в период с 1988 по 1992 годы [48].

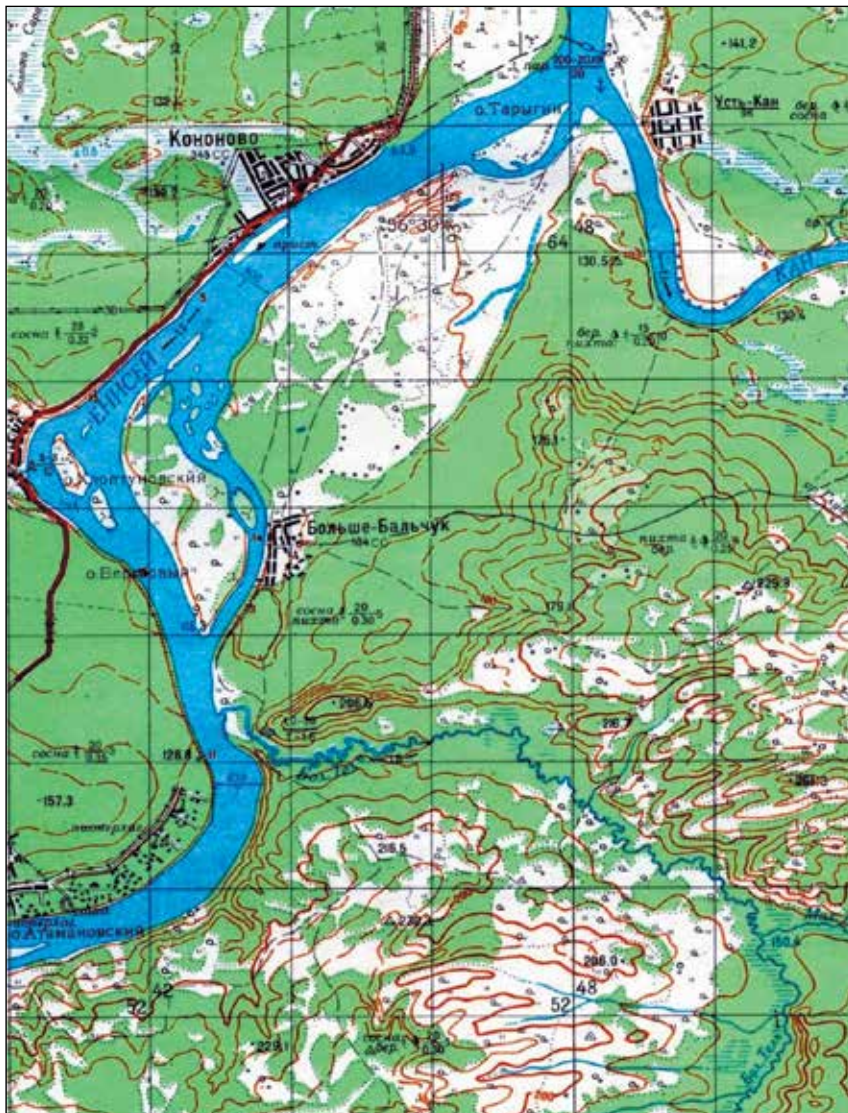


Рис. 2.81. Енисей от острова Атамановский до устья р. Кан

В последующие годы внимание к состоянию объектов окружающей среды вокруг комбината оставалось устойчивым, появились публикации в открытой печати, посвященные отдельным исследованиям [39, 50-65], а комплексная оценка радиационной обстановки, связанная с деятельностью ГХК, систематизировалась в ежегодниках НПО «Тайфун» [5-26].

Обзор ряда предшествующих исследований был выполнен в научно-исследовательской работе (НИР) «Оценка современных доз техногенного облучения жителей населенных пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК» [42]. Отдельные исследования были выполнены в рамках федеральной целевой

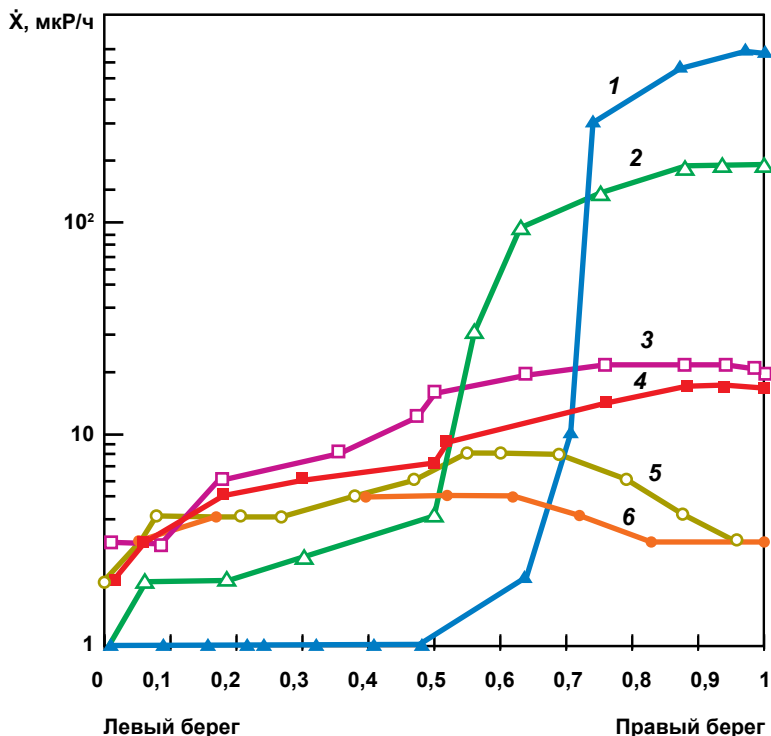


Рис. 2.82. Распределение мощности дозы γ -излучения воды в поперечном сечении Енисея на расстояниях 0,15 (1), 0,3 (2), 0,16 (3), 0,25 (4), 0,57 (5), 1,04 км (6) от места сброса [52]

программы «Ядерная и радиационная безопасность». Цикл экспериментальных работ по миграции радионуклидов был выполнен в Институте биофизики Сибирского отделения Российской академии наук (РАН) [66] и в Институте геологии и минералогии им. В. С. Соболева Сибирского отделения РАН [67].

Интересная работа, подводящая итог 4-летним измерениям содержания радионуклидов в объектах окружающей среды, представлена в заключительном отчете ФГУП «Госцентр «Природа» [68].

В водных объектах (реках, ручьях), расположенных в районе ФГУП «ГХК» в период эксплуатации ядерных реакторов, наблюдался широкий спектр радионуклидов: ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{24}Na , ^{32}P , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{51}Cr , ^{59}Fe и др. Из-за большой водности Енисея довольно быстро происходило перемешивание радионуклидов и снижение их концентрации в воде. Тем не менее струя воды, содержащая радиоактивные элементы, более теплая сравнительно с температурой воды Енисея, прослеживается на значительном расстоянии по течению реки. До устья р. Кан она приближена к правому берегу (рис. 2.81).

Воды Кана отжимают эту струю к середине Енисея. Правосторонний сброс обусловил большее загрязнение правого берега Енисея (рис. 2.82) [52].

Основной вклад в объемную активность воды р. Енисей вносили короткоживущие радионуклиды, такие как ^{56}Mn , ^{24}Na и ^{32}P . Содержание радионуклидов в воде р. Енисей ежегодно определялось в двух створах у правого берега: в 250 м и в 10 км

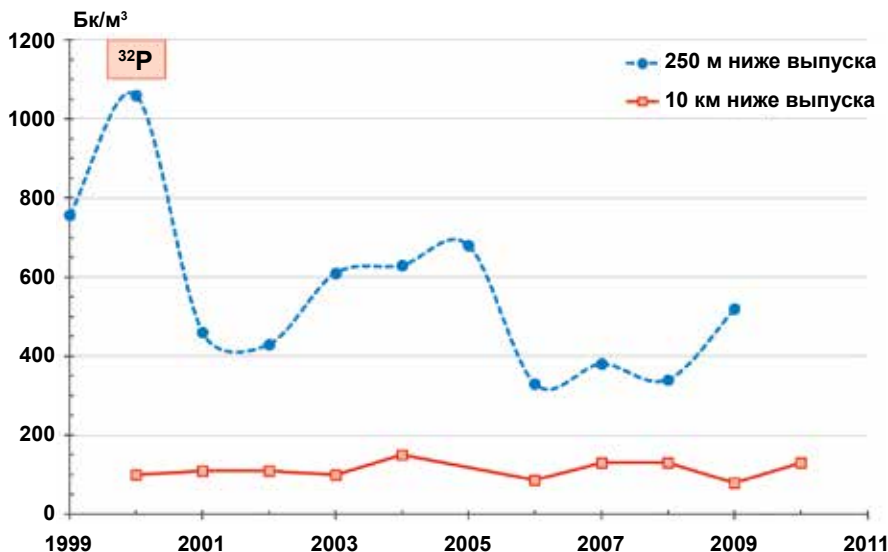


Рис. 2.83. Среднегодовая объемная активность ^{32}P в воде Енисея в период работы реактора АДЭ-2

ниже выпуска сбросных вод ФГУП «ГХК», что на 1 км выше первого населенного пункта по правому берегу — д. Большой Балчуг. Сегодня мы можем косвенно судить о примерных концентрациях этих радионуклидов в воде Енисея.

На рис. 2.83 представлена динамика ^{32}P в воде Енисея на разных удалениях от точки сброса: 250 м и в районе расположения села Б. Балчуг [12-23]. На рис. 2.83 видно, что на расстоянии примерно в 10 км от точки сброса активность ^{32}P в воде снижается примерно в 6 раз.

В рассматриваемый период сбросы ^{32}P по активности превышали сбросы ^{90}Sr примерно в 800 раз. В то же время концентрация этих радионуклидов даже рядом с точкой сброса отличается уже только примерно в 100 раз, а в следующем исследовательском створе (10 км от точки сброса) только в 30 раз (рис. 2.83 и рис. 2.84). Конечно, во втором створе концентрация ^{90}Sr становится фактически фоновой, и выделить вклад ГХК практически невозможно. Тем не менее очевидно, что в воде происходит фракционирование радионуклидов, связанное с их физико-химическими формами существования.

Таким образом, из рис. 2.84 отчетливо видно, что в результате деятельности ФГУП «ГХК» следы одного из наиболее подвижных и биологически значимых радионуклидов ^{90}Sr в настоящее время видны только у самого выпуска в реку Енисей.

Следующий рисунок дает нам представление о концентрации ^{90}Sr в воде в тех же двух створах реки Енисей (рис. 2.84).

И другой важный вывод следует из рассмотренных данных по радиационному мониторингу водной среды Енисея: концентрации всех радионуклидов по результатам измерений были по меньшей мере на два-четыре порядка ниже УВ по НРБ-99/2009.

Ниже будут рассмотрены фактические материалы по уровням загрязнения окружающей среды в результате работы предприятий ГХК.

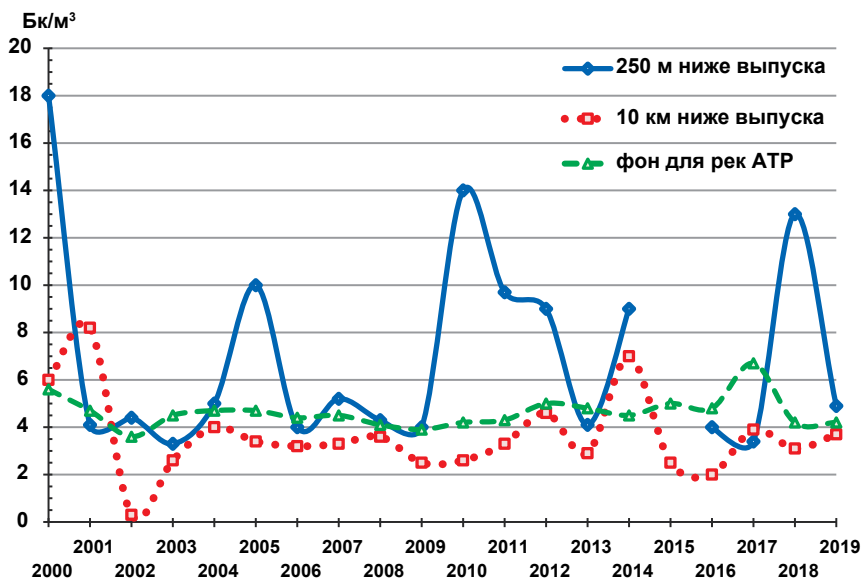


Рис. 2.84. Среднегодовая объемная активность ^{90}Sr в воде Енисея в сравнении со средним значением концентрации ^{90}Sr в поверхностных водах рек Азиатско-Тихоокеанского региона (АТР)

2.3.3. Анализ данных радиационного мониторинга окружающей среды

Радиационный мониторинг окружающей среды в районе расположения ФГУП «ГХК» проводится силами Среднесибирского УГМС в 100-километровой зоне (рис. 2.85), Межрегиональным управлением № 51 ФМБА России и собственно ФГУП «ГХК».

Мощность экспозиционной дозы γ -излучения в 100-километровой зоне ФГУП «ГХК» контролируется Среднесибирским УГМС. Значения МЭД, полученные, например, в 2019 году в результате измерений на 11 метеостанциях (8 раз в сутки) и двух гидропостах (2 раза в сутки), а также при проведении маршрутной γ -съемки по 2 маршрутам (рис. 2.86), варьировали в пунктах наблюдений от 0,08 до 0,14 мкЗв/ч, т. е. находились в пределах колебаний естественного радиационного γ -фона со среднегодовым значением 0,12 мкЗв/ч [30, 31], т. е. не превышая установленного для перехода на оперативный радиационный контроль значения (0,30 мкЗв/ч). Ситуация с этим показателем в районе расположения ГХК (дальняя зона) является типичной для большинства регионов страны и характеризует отсутствие значимых для формирования дополнительной дозы внешнего облучения источников.

2.3.3.1. Радиоактивность приземного воздуха и атмосферных выпадений

Радиоактивность приземного воздуха

Радиационный мониторинг состояния атмосферного воздуха в СЗЗ и ЗН осуществляется Радиоэкологическим центром ФГУП «ГХК», а в 100-километровой зоне комбината — Среднесибирским УГМС.

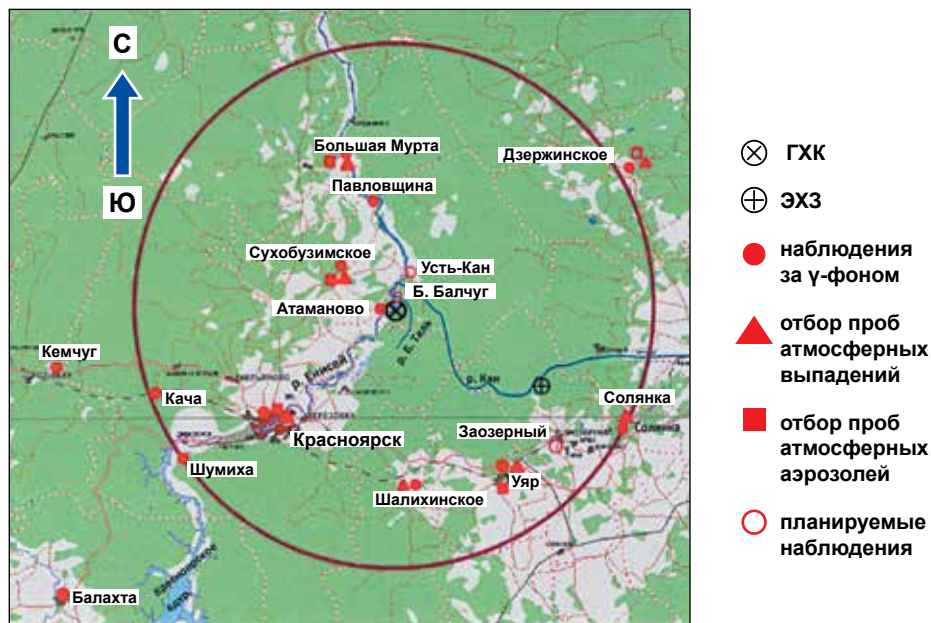


Рис. 2.85. Расположение пунктов радиационного мониторинга в 100-километровой зоне вокруг ФГУП «ГХК» [32]



Рис. 2.86. Маршруты экспедиционных обследований территории ближней зоны ГХК

Среднесибирское УГМС проводит наблюдения за объемной активностью радионуклидов в приземном слое атмосферы в четырех пунктах: г. Красноярск (опытное поле), пп. Сухобузимское, Уяр, Большая Мурта (рис. 2.85). Результаты мониторинга в этих пунктах за последние годы представлены в таблице 2.80 [23-32].

На рис. 2.87 представлена средняя за год концентрация ^{137}Cs в воздухе, измеренная на посту в п. Сухобузимское в сравнении со среднероссийскими данными.

Изотоп ^{137}Cs после испытаний ядерных вооружений в известной степени стал маркером долговременного техногенного загрязнения окружающей среды. Эта функция изотопа во многом усилилась после радиационных аварий на Чернобыльской атомной станции и на японской АЭС «Фукусима-Дайичи». Измерения ^{137}Cs в воздухе достаточно ярко отражают изменчивость картины после каждого подобного инцидента. Так, на представленном рис. 2.87 хорошо заметна роль аварийного выброса с японской АЭС в загрязнении приземного воздуха в районе расположения ГХК и в РФ, хотя радиоактивный шлейф пришел не с востока, а с запада, совершив

Таблица 2.80. Объемные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в приземном слое атмосферы в 100-километровой зоне ФГУП «ГХК» в 2010-2019 годах, 10^{-7} Бк/м³

Пункт наблюдения	Год	I кв.	II кв.	III кв.	IV кв.	Среднее за год	Средневзвешенное по территории Западной Сибири
^{137}Cs							
Большая Мурта	2010	2,8	1,9	2,4	2,0	2,3	3,4
	2011	14,3	204,7	4,0	3,6	56,7	46,1
	2012	3,9	7,2	11,0	2,6	6,2	4,5
	2013	3,3	н	8,2	4,5	4,0	4,5
	2014	4,8	4,1	5,3	2,8	4,3	3,1
	2015	2,8	4,7	2,8	2,0	3,1	2,2
	2016	2,7	2,8	4,6	1,3	2,9	3,0
	2017	2,8	н	1,0	1,4	1,6	1,9
	2018	2,2	1,2	2,8	н	1,8	1,7
	2019	1,9	н	2,2	н	1,5	2,3
Красноярск (опытное поле)	2010	2,0	1,3	3,2	1,9	2,1	3,4
	2011	н	119,5	0,4	13,4	33,3	46,1
	2012	н	1,6	4,0	0,3	1,5	4,5
	2013	1,3	1,5	1,2	4,0	2,0	4,5
	2014	1,4	1,5	5,1	0,6	2,2	3,1
	2015	н	2,1	н	н	—	2,2
	2016	н	н	н	2,3	1,8	3,0
	2017	н	н	н	н	1,0	1,9
	2018	н	н	н	н	н	1,7
	2019	н	н	н	н	н	2,3

Окончание табл. 2.80

Пункт наблюдения	Год	I кв.	II кв.	III кв.	IV кв.	Среднее за год	Средневзвешенное по территории Западной Сибири
^{137}Cs							
Сухобузимское	2010	2,0	2,4	2,4	1,3	2,0	3,4
	2011	9,0	170,8	3,8	2,2	46,5	46,1
	2012	2,4	6,2	8,7	1,8	4,8	4,5
	2013	1,8	н	14,0	2,8	4,7	4,5
	2014	3,7	5,8	3,9	2,5	4,0	3,1
	2015	2,4	4,9	4,5	1,8	3,4	2,2
	2016	1,3	2,2	5,0	0,5	2,3	3,0
	2017	1,2	1,2	1,2	3,4	1,8	1,9
	2018	2,6	3,4	1,7	1,3	2,3	1,7
	2019	1,5	1,4	2,5	1,3	1,7	2,3
^{137}Cs							
Уяр	2010	0,4	0,4	1,4	0,7	0,7	3,4
	2011	15,2	146,7	2,3	1,4	41,4	46,1
	2012	0,7	4,7	5,4	н	2,7	4,5
	2013	1,2	7,3	7,0	1,7	4,3	4,5
	2014	1,8	2,8	2,1	1,6	2,1	3,1
	2015	1,3	1,4	1,7	1,4	1,5	2,2
	2016	н	1,1	2,3	н	0,9	3,0
	2017	4,5	2,0	н	1,0	2,1	1,9
	2018	2,6	2,2	1,9	н	1,9	1,7
	2019	н	2,2	2,6	н	1,8	2,3
^{90}Sr							
Красноярск (опытное поле)	2010	2,5	1,1	3,6	1,7	2,2	1,3
	2011	2,6	2,6	2,3	—	2,5	1,5
	2012	1,9	3,0	2,8	1,6	2,3	1,5
	2013	2,6	2,4	2,2	3,7	2,7	1,3
	2014	1,8	3,0	1,8	1,6	2,1	1,6
	2015	н	2,1	н	н	н	1,3

Примечание: прочерк означает, что измерения не проводились; н — ниже порога обнаружения.

почти полный круг вокруг Земли. Основная часть ^{137}Cs с японской АЭС находилась в воздушном пространстве ГХК в начале 2-го квартала 2011 года. На рис. 2.87 можно отметить характерный тренд в сторону снижения концентрации в воздухе от предшествующих глобальных загрязнений и аварии на Чернобыльской АЭС. Сама величина

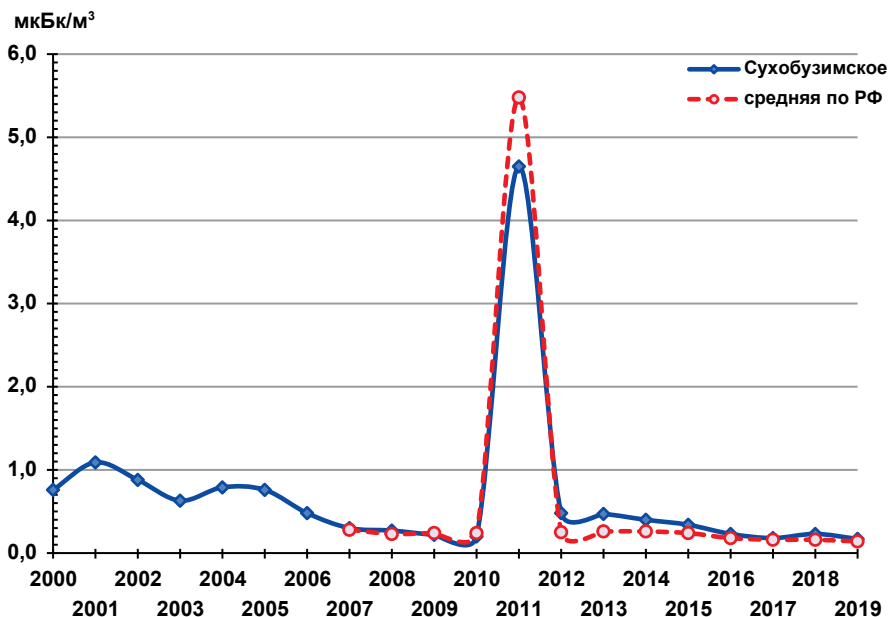


Рис. 2.87. Средняя за год концентрация ¹³⁷Cs в воздухе, измеренная на посту в п. Сухобузимское и в РФ

концентрации ¹³⁷Cs в воздухе крайне мала, она ниже допустимой среднегодовой объемной активности этого изотопа (27 Бк/м³ [69]) даже для неблагоприятного 2011 года почти в 6 миллионов раз, что снимает вопрос о радиологической опасности такого воздуха для здоровья человека и объектов окружающей среды.

Тем не менее эта иллюстрация очень характерна. Непрерывный источник выбросов, расположенный всего в 28 км от точки мониторинга, никак не проявляется, в то время как авария на радиационном объекте, в результате которой не пострадал от радиационного фактора ни один житель Японии, оставила свой заметный след за тысячи километров от своего расположения. Это обстоятельство лишним раз подчеркивает высокую чувствительность используемых методов обнаружения радиоактивных изотопов в природных средах и то обстоятельство, что когда в один из годов средняя концентрация вдруг выросла в 20 раз по сравнению с предшествующими наблюдениями, то это вовсе не означает, что вместе с ней выросла и радиационная опасность.

Для рассмотрения влияния источника (ЯРОО) на загрязнение приземного слоя воздуха можно привлечь данные мониторинга радиоэкологического центра ФГУП «ГХК». Радиоэкологическим центром ФГУП «ГХК» контролируются:

- объемная активность радионуклидов в приземном слое воздуха на стационарных пунктах мониторинга, расположенных на расстоянии до 15 км от основного источника выбросов с учетом розы ветров;
- радиоактивность атмосферных выпадений в пунктах, расположенных на территории СЗЗ и ЗН и в пунктах мониторинга глобального фона.

Контроль содержания аэрозолей радионуклидов в приземном слое атмосферного воздуха в районе размещения предприятия, санитарно-защитной зоне и зоне

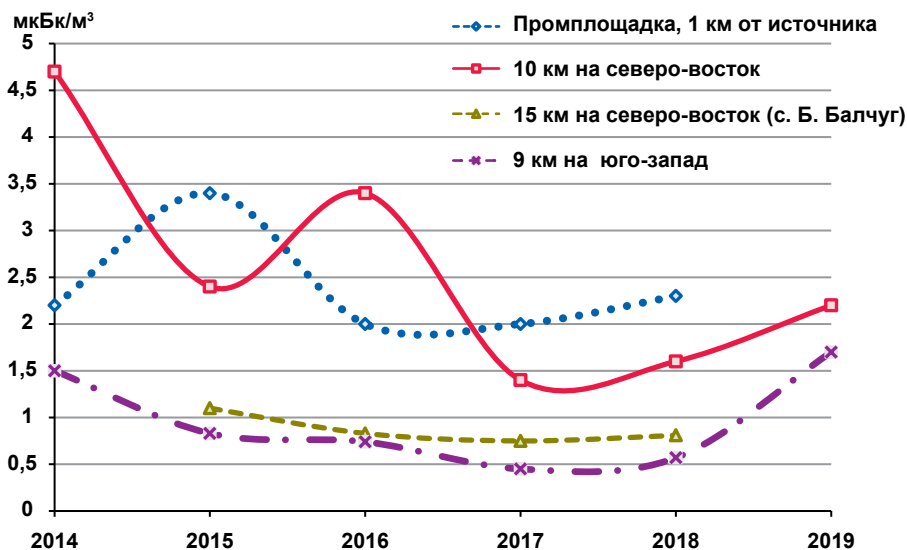


Рис. 2.88. Средние концентрации ^{137}Cs в приземном слое атмосферного воздуха на разном удалении от источников выброса

наблюдения осуществлялся непрерывно в шести стационарных пунктах контроля, размещенных на расстоянии от 1 до 15 км от основного источника выбросов с учетом розы ветров. Аэрозоли улавливали на аналитические фильтры из ткани ФПП-15-1,7 с помощью ВФУ производительностью более $300 \text{ м}^3/\text{ч}$, периодичность смены фильтров составляла один раз в неделю.

Результаты мониторинга по концентрации ^{137}Cs представлены на рис. 2.88.

Таким образом, можно видеть, что влияние работы предприятий ГХК в последние 6 лет в ближайшей от предприятия зоне даже с учетом аварийного загрязнения окружающей среды и глобальных выпадений по своей величине сопоставимо и даже ниже, чем влияние аварии на японской АЭС на этой же территории. В этой связи следует подчеркнуть, что действующая система мониторинга в районе расположения ГХК решает следующие задачи:

- подтверждение радиационной безопасности для персонала и населения при эксплуатации в ГХК производственных комплексов;
- регистрацию аварийных ситуаций, связанных с радиоактивным загрязнением окружающей среды, на предприятии и в мире.

Среди техногенных радионуклидов наряду с относительно короткоживущими радионуклидами ^{95}Nb , ^{106}Ru определенную значимость в загрязнении окружающей среды играют изотопы плутония. Скорость их накопления в окружающей среде постоянно изменяется. Наибольший рост отмечался в 50-х и в начале 60-х годов XX века при проведении испытаний в атмосфере и производстве атомного оружия. В результате в атмосферный воздух планеты поступило 330 ТБк ^{238}Pu , 7400 ТБк ^{239}Pu , 5200 ТБк ^{240}Pu и 16 ТБк ^{242}Pu [70].

Соотношение $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu} \approx 0,026$ широко используется для идентификации изотопов плутония глобального происхождения и отделения их от других источников. Среднемировая активность плутония на поверхности земли составляет величину около $70 \text{ Бк}/\text{м}^2$ [71].

Таблица 2.81. Глобальное загрязнение $^{239+240}\text{Pu}$ территорий некоторых стран и районов

Страна, район	Содержание $^{239+240}\text{Pu}$, Бк/м ²	Источник
Великобритания	33-122	[72]
Ирландия	33-127	
ФРГ	67-148	
СССР, Ленинградская АЭС	114-262	[73]
СССР, Белоярская АЭС	116-183	
Япония	18-220	[74]
СССР, район расположения ПО «Маяк» до 350 км	До 1400	[75]
Белоруссия, 30-километровая зона ЧАЭС	30-74 000	[76]

Характерные уровни глобального загрязнения почвенного покрова представлены в таблице 2.81. Загрязнение атмосферного воздуха изотопами плутония в большинстве мест обуславливается вторичным подъемом с пылью глобальных выпадений и трансграничными переносами. Естественно, в течение различных сезонов концентрация плутония в воздухе может заметно изменяться. В Обнинске средняя объемная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в воздухе в 2012 году составляла 3 нБк/м³, а в 2013 году среднегодовая объемная активность выросла до 24,9 нБк/м³ за счет высокого уровня в октябре — 247 нБк/м³ [26].

Средние концентрации изотопов плутония в приземном слое воздуха на промплощадке ГХК, в СЗЗ и зоне наблюдения в 2018 году представлены в таблице 2.82.

Из данных таблицы 2.82 следует, что как по абсолютным значениям объемной активности изотопов плутония в воздухе, так и по отношению $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ источником поступления этих изотопов в окружающую среду является ГХК. Влияние этого источника прослеживается вплоть до селения Б. Балчуг. Однако следует подчеркнуть, что даже максимальная объемная активность в 33 мкБк/м³, измеренная на промплощадке, примерно в 100 раз ниже ДОА_{нас} (2,5 мБк/м³). Что касается СЗЗ и ЗН, то здесь максимальные значения на 3 порядка величины ниже ДОА_{нас}.

Таблица 2.82. Средние концентрации изотопов плутония в приземном слое воздуха в районе расположения ФГУП «ГХК» в 2019 году, мкБк/м³ [32, 36]

Радионуклид	Промышленная площадка					СЗЗ	ЗН		Среднее
	1 км на с-в.	4,5 км	1 км на з.	зд. 70	об. 467/13	10 км на с-в.	Железногорск	Б. Балчуг	
^{238}Pu	7	0,59	1,1	2,8	0,1	0,48	0,23	0,19	
$^{239+240}\text{Pu}$	33	3,1	7,8	11	0,54	2,3	1,5	0,84	
$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$	0,21	0,19	0,14	0,25	0,19	0,21	0,15	0,23	0,20

Таблица 2.83. Данные по среднегодовым выпадениям ^{137}Cs на территории промплощадки, зоны наблюдения ФГУП «ГХК» и в Российской Федерации, Бк/м²

Место отбора проб	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Промплощадка 4,5 км на север от источника	5	4,5	4,5	6,6	21	
Промплощадка 10 км на северо-восток от источника	9,7	5,8	6,4	6,9	10	8,1
15 км на северо-восток от источника (Б. Балчуг)	14,6	6,6	3,4	6,9	10	7,6
9 км на запад от источника (Железнодорожск)	7	3,5	3,4	5	7,8	11
7 км на север от источника (Атаманово)	5,1	4,9	4,3	3,8	7,6	10
70 км на запад от источника (Емельяново)		1,9	1,5	2	1,8	2,8
Среднее по РФ	0,14	0,19	0,14	0,17	0,12	0,14

Радиоактивность атмосферных выпадений

Мониторинг атмосферных выпадений служит дополнительной информацией для оценки загрязненности приземного воздуха естественными и техногенными радионуклидами. Для формирования представления о радиоактивных выпадениях в регионе размещения ФГУП «ГХК» приведем некоторые данные объектового мониторинга по выпадению маркера — ^{137}Cs в сравнении с данными государственной службы мониторинга (таблица 2.83) [27-32]. В отличие от воздушной среды, где концентрации ^{137}Cs в воздухе в районе расположения ФГУП «ГХК» фактически совпадали со среднероссийскими данными, по выпадениям мы видим различие более чем на порядок величины в сторону увеличения местных значений. При этом даже в контрольном пункте (Емельяново), удаленном от источника выброса на 70 км, выпадения ^{137}Cs на порядок величины превышают среднероссийский показатель. По-видимому, это можно было бы связать с различной дисперсностью пыли в этом регионе по сравнению с характерными размерами пыли в целом по территории РФ и различиями в пылеобразовании. Если сравнивать радиоактивные выпадения по суммарной β -активности, то никаких различий мы не увидим (таблица 2.84), что скорее всего объясняется малой ролью пыли в формировании суммарной β -активности по сравнению с выпадениями космогенного ^7Be .

А это означает, что, возможно, существуют пробелы и методического характера. В то же время можно отметить, что в зимний период загрязнение снежного покрова, обусловленное в большей степени глобальными выпадениями и местными источниками выбросов в атмосферу, не входит в противоречие с ожидаемой картиной (таблица 2.85). Это лишний раз подчеркивает, что региональная запыленность приземного воздуха в летние месяцы может стать предметом дополнительных исследований.

2.3.3.2. Радиоактивность водных объектов

Поверхностные воды

Наиболее пристальное внимание исследователей к загрязнению окружающей среды в районе расположения ФГУП «ГХК» было долгие годы приковано к уров-

Таблица 2.84. Среднемесячные (с) и максимальные суточные (м) значения $\Sigma\beta$ выпадений в 100-километровой зоне вокруг ГХК в 2019 году, Бк/(м²·сут) (данные Среднесибирского УГМС [32])

Пункт наблюдения		Месяц												Среднее	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	2019 год	2018 год
Большая Мурта	с	0,7	1,1	0,7	0,7	0,7	0,5	0,7	0,6	0,5	0,8	0,9	0,7	0,7	0,9
	м	2,0	2,4	1,7	3,0	2,1	1,6	2,0	1,3	1,4	2,3	2,8	1,3		
Дзержинское	с	0,6	0,9	0,6	1,2	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8	0,7	0,7	0,7	0,8
	м	1,7	3,4	1,3	8,4	2,0	2,8	2,3	3,2	2,1	2,2	1,6	2,1		
Красноярск (опытное поле)	с	0,7	0,3	1,0	0,4	0,4	0,3	0,6	0,6	0,6	0,9	0,5	0,4	0,6	1,0
	м	5,8	1,3	7,4	0,9	1,1	0,9	2,3	1,1	1,9	7,9	1,6	1,5		
Солянка	с	0,9	0,8	0,6	0,8	0,6	0,7	0,7	1,1	0,6	0,8	0,7	0,7	0,7	0,8
	м	1,7	2,3	1,8	1,7	2,0	1,9	1,5	10,0	1,6	2,3	3,0	2,5		
Сухобузимское	с	0,6	0,7	0,6	0,7	0,5	0,6	0,5	0,6	0,8	1,2	1,0	1,0	0,7	0,7
	м	1,6	1,9	2,0	2,1	1,0	1,4	1,7	2,0	4,0	2,3	2,4	2,4		
Уяр	с	0,7	0,6	1,0	0,7	0,8	0,9	0,8	0,8	0,8	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8
	м	1,7	1,2	1,9	2,0	1,4	1,9	3,1	2,8	1,8	3,1	2,0	1,8		
Шалинское	с	0,9	0,7	0,8	0,8	0,5	0,7	0,8	0,7	0,5	0,8	0,7	0,5	0,7	0,8
	м	5,9	2,5	3,1	1,7	2,4	2,2	3,5	1,6	1,7	1,8	3,1	1,7		
Среднее по 100-километровой зоне:															
2019 год		0,7	0,7	0,8	0,8	0,6	0,6	0,7	0,7	0,6	0,9	0,8	0,7	0,7	
2018 год		1,1	1,2	1,0	0,8	0,9	0,5	0,6	0,7	0,7	0,8	0,7	0,9		0,8
Среднее по РФ													1,0	1,0	

Таблица 2.85. Данные по среднегодовым выпадениям ¹³⁷Cs в зимний период на территории промплощадки и зоны наблюдения ФГУП «ГХК», Бк/м² [28-32]

Место отбора проб	2015	2016	2017	2018
Промплощадка, 4,5 км на север от источника	0,77	0,28	< 0,3	< 0,4
Промплощадка, 10 км на северо-восток от источника	0,28	< 0,3	< 0,3	1,6
15 км на северо-восток от источника (Б.Балчуг)	—	—	< 0,3	< 0,4
9 км на запад от источника (Железногорск)	0,25	< 0,2	< 0,3	< 0,4
7 км на север от источника (Атаманово)	—	—	0,6	0,22
70 км на запад от источника (Емельяново)	—	—	< 0,3	< 0,4

ням содержания техногенных радионуклидов в такой крупной водной артерии, какой является река Енисей.

В водных объектах (реки, ручьи), расположенных в районе ФГУП «ГХК» в период эксплуатации ядерных реакторов, наблюдался широкий спектр радионуклидов: ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{24}Na , ^{32}P , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{51}Cr , ^{59}Fe и др. Основной вклад в объемную активность воды р. Енисей в этот период вносили короткоживущие радионуклиды — ^{32}P и ^{24}Na .

Содержание радионуклидов в воде Енисея регулярно определялось в двух створах у правого берега: в 250 м и в 10 км ниже выпуска сбросных вод ФГУП «ГХК», что на 1 км выше первого населенного пункта по правому берегу — д. Большой Балчуг (рис. 2.79).

Результаты статистической обработки данных многолетнего мониторинга радиоактивности речной воды в этих створах в период эксплуатации последнего ядерного реактора ГХК представлены в таблице 2.86 [13-23].

Как видно из таблицы 2.86, с увеличением расстояния от места сброса сточных вод объемные активности радионуклидов в воде Енисея уменьшались. Это же можно заметить, исследуя динамики концентраций радионуклидов в воде.

После остановки двух реакторов ведущим фактором, влияющим на радиозэкологическую обстановку в поверхностных водоемах, стали ^{24}Na и ^{32}P (рис. 2.89).

Динамика концентраций экологически более значимого ^{32}P в воде Енисея в двух створах представлена на рис. 2.90.

Концентрации ^{32}P в рассматриваемый период почти на два порядка были ниже уровня вмешательства, определенного в действующих тогда НРБ-99 [78].

С остановкой последнего реактора сброс короткоживущих радионуклидов прекратился, определяющим стал сброс и распространение ^{90}Sr . Динамика концентраций этого нуклида в воде Енисея в сравнении с данными по Азиатско-Тихоокеанскому региону приведена на рис. 2.84.

Концентрации других радионуклидов в воде Енисея приведены в таблицах 2.87-2.91.

Таблица 2.86. Содержание техногенных радионуклидов в воде р. Енисей в период эксплуатации последнего ядерного реактора ФГУП «ГХК» (2000-2009 годы), Бк/л

Радионуклид	Место пробоотбора воды				Уровень вмешательства по НРБ-99
	250 м ниже выпуска, т. 1		10 км ниже выпуска (1 км выше д. Б. Балчуг), т. 2		
	Среднее значение	Доверительный интервал	Среднее значение	Доверительный интервал	
^{60}Co	0,003	0,001-0,011	0,001	0,001-0,002	41
^{137}Cs	0,0030	0,0010-0,0050	0,0014	0,0010-0,0030	11
^{24}Na	6,64	3,60-9,69	1,51	1,31-1,70	2900*
^{32}P	0,54	0,39-0,70	0,11	0,097-0,13	58
^{90}Sr	$6,94 \cdot 10^{-3}$	$3,64 \cdot 10^{-3}$ - $1,02 \cdot 10^{-2}$	$3,61 \cdot 10^{-3}$	$2,24 \cdot 10^{-3}$ - $4,98 \cdot 10^{-3}$	5,0

* ДУА_{нас} по НРБ-96, так как уровень вмешательства по НРБ-99 для ^{24}Na не нормируется.

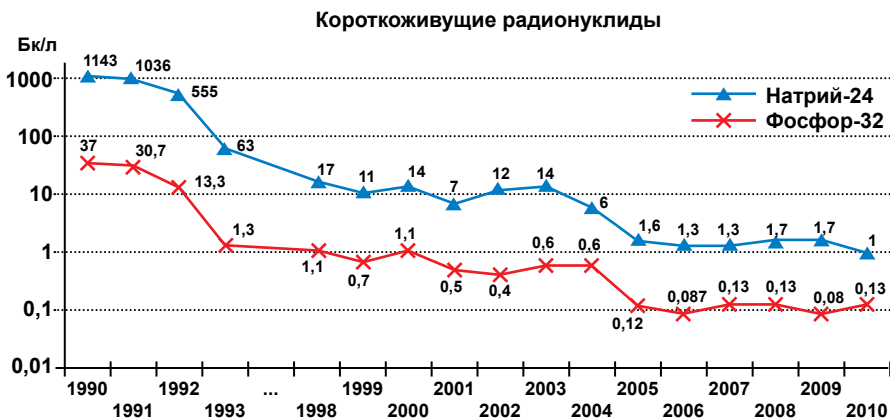


Рис. 2.89. Динамика ^{24}Na и ^{32}P в воде Енисея в створе 250 м от точки сброса [77]

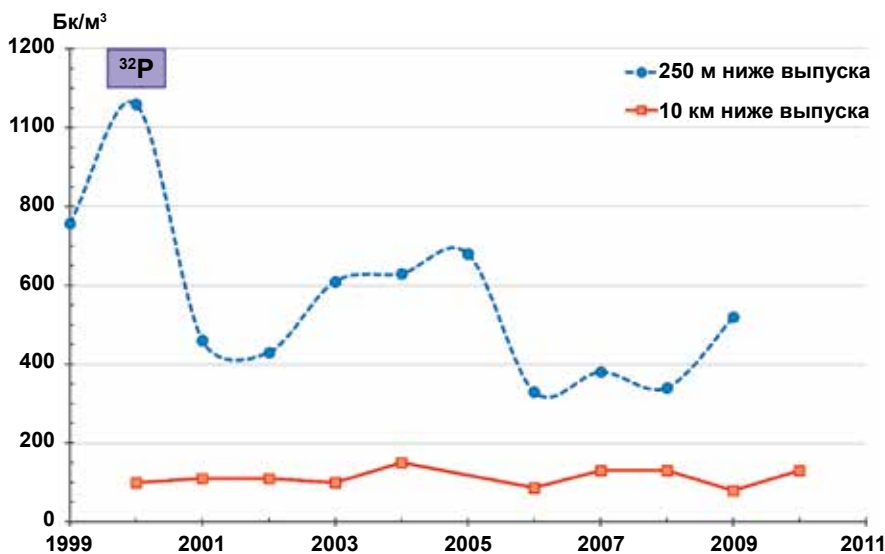


Рис. 2.90. Концентрация ^{32}P в воде Енисея в контрольных створах в период с 1999 по 2010 годы

И другой важный вывод следует из рассмотренных данных по радиационному мониторингу водной среды Енисея: результаты измерений концентрации всех радионуклидов показали, что их концентрации по меньшей мере на два-четыре порядка ниже УВ по НРБ-99/2009.

Однако по-прежнему на расстоянии 1650 км вниз по течению от ФГУП «ГХК» (п. Игарка) в р. Енисее Среднесибирское УГМС производит отбор проб воды с целью последующего анализа на содержание в ней ^{90}Sr и ^3H . Среднегодовая объемная активность ^{90}Sr в 2019 году по данным измерений была на уровне 2018 года и составила 3,7 мБк/л, что в 1,1 раза ниже средней объемной активности ^{90}Sr в воде рек азиатской территории России (4,2 мБк/л).

Таблица 2.87. Среднегодовые объемные активности радионуклидов в воде Енисея в 2015 году, Бк/л [28]

Радионуклид	Пункт мониторинга		Уровень вмешательства [69]
	250 м ниже выпуска, т. 1	10 км ниже выпуска (1 км выше д. Б. Балчуг), т. 2	
⁶⁰ Co	<0,002	< 0,002	40
⁹⁰ Sr	< 0,003	0,0025±0,0006	4,9
¹⁰⁶ Ru	< 0,02	< 0,02	20
¹³⁴ Cs	< 0,001	< 0,001	7,2
¹³⁷ Cs	<0,002	0,0023±0,0004	11
¹⁴⁴ Ce	< 0,02	< 0,02	26
¹⁵² Eu	< 0,01	< 0,01	98
¹⁵⁴ Eu	< 0,01	< 0,01	69
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	< 0,0004	< 0,0004	0,55

Примечание: фоновые объемные активности в 2015 году для ⁹⁰Sr — 2,5 мБк/л, для ¹³⁷Cs — <2 мБк/л (17 км выше выпуска, д. Додоново).

Таблица 2.88. Среднегодовые объемные активности радионуклидов в воде Енисея в 2016 году, Бк/л [29]

Радионуклид	Пункт мониторинга		Уровень вмешательства [69]
	250 м ниже выпуска, т. 1	10 км ниже выпуска (1 км выше д. Б. Балчуг), т. 2	
⁶⁰ Co	<0,002	< 0,002	40
⁹⁰ Sr	< 0,004±0,001	0,002±0,0005	4,9
¹³⁷ Cs	<0,002	<0,002	11
¹⁵² Eu	< 0,01	< 0,01	98
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	< 0,002±0,0002	0,0009±0,00014	0,55

Примечание: фоновые объемные активности в 2016 году для ⁹⁰Sr — 2,4 мБк/л, для ¹³⁷Cs — < 2 мБк/л (17 км выше выпуска, д. Додоново).

Таблица 2.89. Среднегодовые объемные активности радионуклидов в воде Енисея в 2017 году, Бк/л [30]

Радионуклид	Пункт мониторинга		Уровень вмешательства [69]
	250 м ниже выпуска, т. 1	10 км ниже выпуска (1 км выше д. Б. Балчуг), т. 2	
⁶⁰ Co	< 0,002	< 0,002	40
⁹⁰ Sr	< 0,0034±0,0010	0,0039±0,0008	4,9
¹³⁷ Cs	< 0,002	0,0024±0,0003	11
¹⁵² Eu	< 0,01	< 0,01	98
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	< 0,0004	0,0004	0,55

Примечание: фоновые объемные активности в 2017 году для ⁹⁰Sr — 2,4 мБк/л, для ¹³⁷Cs — < 2 мБк/л (17 км выше выпуска, д. Додоново).

Таблица 2.90. Среднегодовые объемные активности радионуклидов в воде Енисея в 2018 году, Бк/л (данные Радиозэкологического центра ГХК) [31]

Радионуклид	Пункт мониторинга		Уровень вмешательства [69]
	250 м ниже выпуска, т. 1	10 км ниже выпуска (1 км выше с. Б. Балчуг), т. 2	
^{60}Co	< 0,002	< 0,002	40
^{90}Sr	0,013±0,003	0,0031±0,0009	4,9
^{137}Cs	< 0,002	0,0017±0,0006	11
^{152}Eu	< 0,01	< 0,01	98
$^{239+240}\text{Pu}$	< 0,001	< 0,001	0,55

Примечание: фоновые объемные активности в 2018 году для ^{90}Sr — 3 мБк/л, для ^{137}Cs — < 2 мБк/л (17 км выше выпуска, д. Додоново).

Таблица 2.91. Среднегодовые объемные активности радионуклидов в воде Енисея в 2019 году, Бк/л (данные Радиозэкологического центра ГХК) [32]

Радионуклид	Пункт мониторинга		Уровень вмешательства [69]
	250 м ниже выпуска, т. 1	10 км ниже выпуска (1 км выше с. Б. Балчуг), т. 2	
^{60}Co	<0,002	< 0,002	40
^{90}Sr	0,0049±0,0019	0,0037±0,0013	4,9
^{137}Cs	<0,002	<0,002	11
$^{239+240}\text{Pu}$	< 0,001	< 0,001	0,55

Примечание: фоновые объемные активности в 2019 году для ^{90}Sr — 3 мБк/л, для ^{137}Cs — < 2 мБк/л (17 км выше выпуска, д. Додоново).

В 2019 году среднегодовая объемная активность ^3H в пробах воды, по данным ФГБУ «НПО «Тайфун», составляла 1,7 Бк/л, что в 1,1 раза ниже, чем в 2018 году (1,9 Бк/л). Концентрации других техногенных радионуклидов в речной воде были ниже предела обнаружения.

Для обнаружения возможной миграции радионуклидов с грунтовыми водами из хранилищ ТРО и ЖРО, а также возможной утечки радиоактивных продуктов из линий спецканализации в случае нарушения их герметичности на ФГКП «ГХК» осуществляется контроль за содержанием радионуклидов в воде ручьев, протекающих вблизи хранилищ РАО или пересекающих линии спецканализации. В 2019 году отбор проб производился с мая по октябрь. Результаты анализа проб воды в ручьях приведены в таблице 2.92 [32].

Как видно из данных таблицы 2.92, и в случае небольших поверхностных водоемов с большим запасом выполняются действующие гигиенические нормативы.

Поступление радионуклидов в поверхностные воды неизбежно приводило к их появлению в донных отложениях и в грунтах береговых и островных отмелей. Нельзя полностью согласиться с тем мнением, что радиоактивное загрязнение островов и береговой полосы определяется не столько объемной активностью радионуклидов в сбросных водах, которая всегда была меньше нормативной, сколько процессами адсорбции радионуклидов и седиментации взвешенных форм в местах

Таблица 2.92. Объемная активность радионуклидов в воде открытых водных объектов в окрестностях ГХК в 2018 и 2019 годах, Бк/л (данные ЛРЭМ ГХК) [31, 32]

Пункт мониторинга	^{137}Cs	^{90}Sr	^{60}Co	$^{239+240}\text{Pu}$	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$
2018 год						
Ручей № 1, устье, т. 4	0,0029	0,027	< 0,002	< 0,001	< 0,2	< 0,4
Ручей № 2, выше об. 650, т. 5	< 0,002	0,015	< 0,002		< 0,2	< 0,4
Ручей № 2, ниже об. 650, т. 6	< 0,002	0,10	< 0,002		< 0,2	< 0,4
Ручей № 2, устье, т. 7	0,0049	0,11	< 0,002	< 0,001	< 0,2	< 0,4
Ручей № 3, устье, т. 8	0,21	0,18	0,0053	0,0062	< 0,2	< 0,4
Ручей № 4, устье, т. 9	< 0,002	0,025	< 0,002		< 0,2	< 0,4
Ручей № 5, устье, т. 10	< 0,004	0,019	0,005		< 0,2	< 0,4
Ручей № 6, устье, т. 11	< 0,003	< 0,007	< 0,003	< 0,001	< 0,2	< 0,4
р. Шумиха, устье, т. 12	0,027	0,053	< 0,002	< 0,001	< 0,2	< 0,4
р. Б. Тель, т. 13	< 0,002	0,026				< 0,4
Ручей Тимофеев, устье, т. 14				< 0,001		
2019 год						
Ручей № 1, устье, т. 4	0,0033	< 0,01	< 0,002	< 0,001	< 0,2	< 0,4
Ручей № 2, выше об. 650, т. 5	< 0,002	0,021	< 0,002		< 0,2	< 0,4
Ручей № 2, ниже об. 650, т. 6	< 0,002	0,25	< 0,002		< 0,2	< 0,6
Ручей № 2, устье, т. 7	0,0056	0,10	< 0,002	0,0009	< 0,2	< 0,4
Ручей № 3, устье, т. 8	0,14	0,029	0,003	0,0032	< 0,2	< 0,4
Ручей № 4, устье, т. 9	< 0,002	< 0,03	< 0,002		< 0,2	< 0,4
Ручей № 5, устье, т. 10	< 0,002	< 0,02	0,0044		< 0,2	< 0,4
Ручей № 6, устье, т. 11	< 0,002	< 0,02	< 0,002	< 0,001	< 0,2	< 0,4
р. Шумиха, устье, т. 12	0,012	0,071	< 0,002	< 0,001	< 0,2	< 0,4
р. Б. Тель, т. 13	< 0,002	0,0093	< 0,002			< 0,2
Ручей Тимофеев, устье, т. 14				< 0,001		
УВ по НРБ-99/2009 [69]	11	4,9	40	0,55	0,2	1

замедленного течения реки [79]. Конечно, седиментация и адсорбция, зависящие и от свойств породы, и от скорости течения, определяли количественные параметры загрязнения донных отложений, но во многом на величину этих же параметров влияли залповые сбросы радионуклидов при упомянутых ранее радиационных инцидентах. Именно тогда в первые годы эксплуатации реакторов АД и АДЭ-1 и произошло основное загрязнение долгоживущими радионуклидами донных отложений и ближней части береговой линии. Впоследствии паводковыми водами эти локальные загрязнения разносились по руслу реки, создавая локальные точки с уровнями выше средних значений. Не вызывает сомнения, что имеющиеся загрязнения присутствуют в пойме Енисея в основном в виде отложений взвеси, локализация

которых зависит от гидрологических условий реки. Аккумуляция на пойменных участках суши в виде аллювиальных отложений осуществляется вследствие сезонных колебаний уровня воды. В свою очередь, в русле накопление в виде донных отложений происходит в силу геоморфологических особенностей поймы (повороты русла, ухвостья островов, протоки, улова) [80].

За период деятельности ГХК на Енисее наблюдались 2 сильных паводка: в 1966 и 1988 годах с увеличением расхода вод до 21 000 м³/с при норме в 1000-1500 м³/с, которые привели к выносу части донных отложений, содержащих радионуклиды, на острова и пойменные участки. Именно пойменные участки оказались впоследствии наиболее удобными как для исследования радиационных параметров, так и с точки зрения оценки возможного воздействия на население.

Пристальное внимание к таким загрязненным участкам было связано с широким обсуждением в средствах массовой информации последствий чернобыльской аварии, а затем и ситуаций в местах расположения объектов, обеспечивающих выполнение атомного проекта СССР.

В докладе межведомственной комиссии по оценке радиационной обстановки в районе г. Красноярска, созданной в соответствии с поручением Совета Министров СССР от 7 июля 1990 года № ПП-23511д, указывается, что «...в 1988 г. выявлены участки с повышенным гамма-фоном:

- на островах Березовый (95 км), коса Казачья (265 км), Черемуховый (330 км), Тунгусский (380 км) — мощность дозы (МД) до 1,0 мкГр/ч,
- на затопляемых островах — МЭД 0,4-0,7 мкГр/ч,
- ниже 140 км в пойме реки отдельные травянистые участки с МЭД до 0,3 мкГр/ч.

На правом берегу реки в районе д. Б. Балчуг выявлена в пойме реки покрытая травой полоса прибрежной территории шириной 10 м и протяженностью до 800 м с МД от 0,3 до 0,6 мкГр/ч с отдельными пятнами до 0,7-1,0 мкГр/ч» [81].

Аналогичные данные приводятся в «Докладе межведомственной комиссии по комплексному анализу радиоэкологической, социально-экономической и санитарно-эпидемиологической обстановки в регионе города Железногорска Красноярского края» [45].

На правом берегу реки в районе д. Большой Балчуг в 1991 году встречались места прибрежной территории с мощностью экспозиционной дозы до 0,6 мкГр/ч [6]. В подавляющем большинстве случаев основным дозообразующим радионуклидом был ¹³⁷Cs. Для справки: мощности дозы в 1 мкГр/ч соответствует загрязненность ненарушенного почвенного покрова ¹³⁷Cs от 600 до 1000 кБк/м² [82]. Однако плотность загрязнения может быть и выше, если наносы продолжали откладываться в результате последующих паводков и тем самым захоранивали предыдущие отложения. Длительность соприкосновения воды, содержащей радионуклиды, и участков поймы могла быть существенно разной. Еще большая вариабельность была присуща концентрации радионуклидов в воде во время паводков. Все это предопределило сложный пятнистый характер поверхностного загрязнения, сложившегося в результате многолетней миграции радионуклидов, самих донных отложений и прибрежного грунта. Эта пятнистость загрязнения проявляется уже на близких расстояниях. Одна из ближайших к выпуску точек, в которой производился отбор проб береговой зоны, находится чуть выше Атамановских камней и официального названия не имеет, но в исследованиях зовется осередок «Тайвань» [60]. Сложный

Таблица 2.93. Плотность загрязнения почвы на осередке «Тайвань» радионуклидами [60], кБк/м²

Горизонт, см	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	¹⁵⁵ Eu	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	⁴⁰ K
0-5	164	38	10	9	571	17
5-10	148	47	16	19549	100	16
10-15	520	130	28	57	39	20
15-20	538	215	63	15	34	29
20-25	257	63	13	48	68	21
25-30	556	177	44	87	74	29
30-35	406	157	33	138	31	24
Сумма	2589	827	207	19903	917	156

характер загрязнения почвенного покрова иллюстрируют данные по одному из разрезов. Данные по содержанию γ -излучающих нуклидов в различных слоях представлены в таблице 2.93 [60].

Авторы исследования сообщают о том, что в слое 5-10 см (таблица 2.93) обнаружена «активная частица». К сожалению, авторы не сообщают, с какой площади была отобрана эта проба.

О неравномерности распределения радионуклидов по поверхности говорят и данные исследований и на острове Атамановский. При максимальной плотности загрязнения ¹³⁷Cs в 3700 кБк/м² средняя по острову плотность загрязнения ¹³⁷Cs составила 85 кБк/м² [60]. А суммарные запасы изотопов Eu, ¹³⁷Cs и ⁶⁰Co в почвах на острове и косе Атамановских составляла на период исследований около 0,08 ТБк. Изучая донные осадки, авторы делают вывод, что основное загрязнение сформировалось около 30 лет назад, т. е. в 60-е годы XX века [83]. Эти результаты и выводы коррелируют и с более ранними исследованиями, выполненными в августе 1991 года в рамках комплексной программы экологической экспертизы природной среды Красноярского края [60].

Другая аномалия была обнаружена в береговой зоне г. Енисейска на расстоянии 330 км от ГХК [84]. На основании полученных данных в Институте биофизики Сибирского отделения РАН и в Институте геологии и минералогии Сибирского отделения РАН были рассчитаны запасы ¹³⁷Cs в пойме реки на участке от ГХК до Енисейска, которые составили 4,1 ТБк [62]. Оценки содержания ¹³⁷Cs в пойме реки на участке от ГХК до 250 км, выполненные различными организациями, приводятся в монографии Трапезникова и составляют около 3,1 ТБк [85]. Согласно расчетам В. Г. Линника запасы ¹³⁷Cs на участке в 250 км от ГХК могут быть вдвое выше и составлять 6,8 ТБк [86].

Времени возможного загрязнения ряда территорий, примыкающих к ГХК, было посвящено исследование, выполненное в Институте биофизики Сибирского отделения РАН по материалам экспедиций 1997-1999 годов [45, 87]. Авторы обнаружили на острове Атамановский и в районе с. Б. Балчуг высокоактивные частицы, в которых были измерены ²³⁸Pu и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, по отношению между ними была определена степень выгорания топлива, а по ее оценке можно было определить отношение активностей изотопов цезия ¹³⁷Cs/¹³⁴Cs на момент аварийной

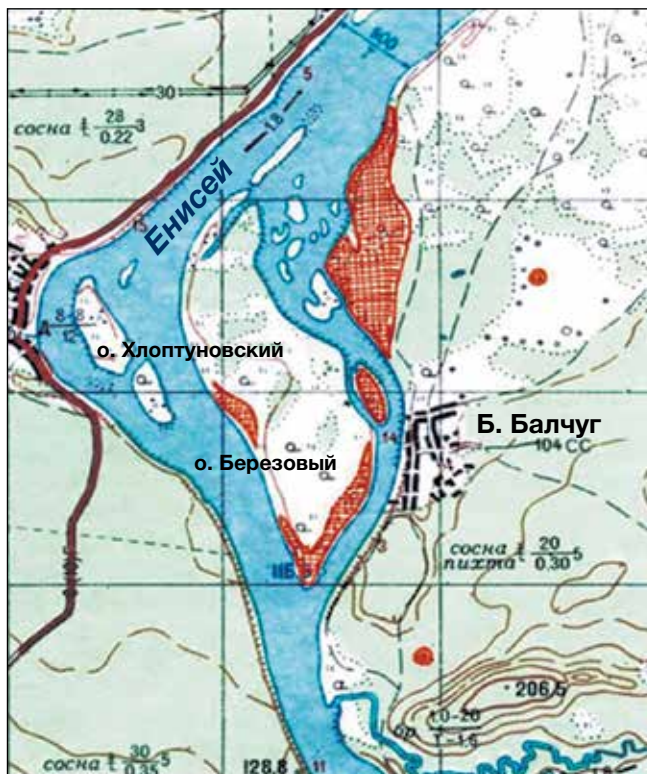


Рис. 2.91. Схематическая карта села Б. Балчуг (Балчугская аномальная зона выделена штриховкой) [88]

ситуации. По соотношению $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$, полученному в ходе измерения активных частиц, нетрудно определить время жизни этих частиц в окружающей среде. Выполненные авторами оценки показали существование трех периодов, когда могло происходить загрязнение: 1965-1970, 1973-1976 и 1985-1986 годы. Причем последний период, по-видимому, может быть привязан не к ГХК, а к чернобыльским выпадениям.

Поскольку вначале потоки загрязненной воды идут по правому берегу, то выбор с. Б. Балчуг для наблюдений очевиден, так как это село находится в 6 км от границы СЗЗ ФГУП «Горно-химический комбинат» (16 км от точки сброса). Его территория в наибольшей мере по сравнению с другими населенными пунктами (НП), расположенными в ЗН, потенциально может подвергаться техногенному радиоактивному загрязнению. Именно здесь расположена Балчугская аномальная зона, выявленная по результатам экспедиционных исследований 2001-2007 годов (рис. 2.91) [88].

В эту зону входят заливные земли, заросшие лесом, севернее деревни, а также прибрежные части острова Березовый и безымянного островка, напротив деревни.

Характеристика радиационной обстановки на территории с. Б. Балчуг основана на результатах, полученных при контроле, осуществляемом в порядке государст-

венного надзора за состоянием радиационной обстановки в 30-километровой зоне ГХК, а также в ходе специальных исследований [42, 88].

Некоторые современные данные по содержанию ряда радионуклидов в донных отложениях Енисея за период 2015-2018 годы приведены в таблице 2.94 [89].

Таблица 2.94. Содержание радионуклидов в донных отложениях Енисея в 2015-2018 годах, Бк/кг [89]

Место отбора пробы	2015	2016	2017	2018
Кобальт-60				
р. Енисей, правый берег, 3 км выше выпуска № 2а	110±10	19±3	32±4	28±4
р. Енисей, правый берег, 0,7 км ниже выпуска № 2а	120±20	100±12	20±3	29±4
р. Енисей, правый берег, о. Осередок Атамановский, 1 км ниже выпуска № 2а	—	19±3	30±4	54±5
р. Енисей, правый берег, о. Атамановский, ухвостье, 3 км ниже выпуска № 2а	86±11	60±8	68±9	35±4
р. Енисей, левый берег, 9 км ниже выпуска № 2а	< 1	< 1	< 1	< 1
р. Енисей, правый берег протоки Балчуговская, 12 км ниже выпуска № 2а	71±9	43±5	37±5	8,3±2,2
р. Енисей, левый берег протоки Старый Енисей, 38 км ниже выпуска № 2а	6,0±1,4	< 1	5,7±0,7	5,1±2,3
р. Енисей, левый берег протоки Гнусная, 46 км ниже выпуска № 2а	< 1	2,7±0,5	1,1±0,3	< 1
р. Енисей, левый берег, д. Павловщина, 51 км ниже выпуска № 2а	7,2±1,1	2,4±0,5	2,1±0,5	< 1
р. Енисей, левый берег, д. Таскино, 62 км ниже выпуска № 2а	2,3±0,7	4,1±1,1	26±4	4,7±0,7
Цезий-137				
р. Енисей, правый берег, проток Куваршинской, выше выпуска № 2а	4,9±0,7	2,3± 0,6	4,6±0,8	5,3±1,0
р. Енисей, правый берег, 3 км выше выпуска № 2а	480±50	30±4	640±70	385±40
р. Енисей, правый берег, 0,7 км ниже выпуска № 2а	130±20	120±13	73±8	210±20
р. Енисей, правый берег, о. Осередок Атамановский, 1 км ниже выпуска № 2а	—	130±20	210±20	210±10
р. Енисей, правый берег, о. Атамановский, ухвостье, 3 км ниже выпуска № 2а	240±30	350±40	390±50	440±20
р. Енисей, левый берег, 9 км ниже выпуска № 2а	6,4± 0,9	3,2±0,6	11±2	3,5±0,6

Продолжение табл. 2.94

Место отбора пробы	2015	2016	2017	2018
р. Енисей, правый берег протоки Балчуговская, 12 км ниже выпуска № 2а	420±50	230±30	400±50	46±3
р. Енисей, левый берег протоки Хлоптуновская, 13 км ниже выпуска № 2а	3,7±0,5	1,6±0,2	3,7±0,6	18±2
р. Енисей, правый берег протоки Хлоптуновская, 14 км ниже выпуска № 2а	7,6±1,1	7,9±1,0	5,7±0,8	14±2
р. Енисей, левый берег, п. Кононово, 17 км ниже выпуска № 2а	22±3	14±2	22±3	1,4±0,5
р. Енисей, о. Тарыгин, ухвостье, 22 км ниже выпуска № 2а	12±2	33±4	13±2	6,4±1,8
р. Енисей, курья Черемуховая, 26 км ниже выпуска № 2а	11±2	3,9±0,6	5,8±0,8	12±2
р. Енисей, левый берег протоки Старый Енисей, 38 км ниже выпуска № 2а	38±5	6,9±1,0	25±3	22±3
р. Енисей, левый берег протоки Гнусная, 46 км ниже выпуска № 2а	13±2	130±20	22±3	6,5±3,0
р. Енисей, левый берег, д. Павловщина, 51 км ниже выпуска № 2а	55±7	59±7	38±5	13±1
Цезий-137				
р. Енисей, левый берег, д. Таскино, 62 км ниже выпуска № 2а	20±2	24±3	70±8	25±3
р. Енисей, правый берег, 63 км ниже выпуска № 2а	4,3±0,6	27±4	13±2	7,1±1,2
р. Енисей, левый берег, п. Юксеево, 71 км ниже выпуска № 2а	28±4	4,2±0,6	8,0±1,0	18±2
р. Енисей, о. Предивинский, приверх, 89 км ниже выпуска № 2а	15±2	65±8	13±2	29±3
р. Енисей, о. Предивинский, ухвостье, 90 км ниже выпуска № 2а	26±3	17±2	5,7±1,0	86±5
р. Енисей, правый берег, п. Предивинск, 97 км ниже выпуска № 2а	12±2	22±3	21±3	15±2
Европий-152				
р. Енисей, правый берег, 3 км выше выпуска № 2а	42±7	21±4	19±3	86±14
р. Енисей, правый берег, 0,7 км ниже выпуска № 2а	103±14	108±14	42±7	220±30
р. Енисей, правый берег, о. Осередок Атамановский, 1 км ниже выпуска № 2а	—	99±13	140±20	280±30
р. Енисей, правый берег, о. Атамановский, ухвостье, 3 км ниже выпуска № 2а	86±13	70±10	110±20	78±11

Продолжение табл. 2.94

Место отбора пробы	2015	2016	2017	2018
р. Енисей, правый берег протоки Балчуговская, 12 км ниже выпуска № 2а	140±20	79±11	140±20	13±3
р. Енисей, левый берег протоки Хлоптуновская, 13 км ниже выпуска № 2а	< 2	4,6±1,4	3,7±1,4	4,3±1,2
р. Енисей, левый берег, д. Павловщина, 51 км ниже выпуска № 2а	15±3	11±2	6,7±1,7	< 2
р. Енисей, левый берег, д. Таскино, 62 км ниже выпуска № 2а	< 2	< 2	26±5	14±4
р. Енисей, левый берег, п. Юксево, 71 км ниже выпуска № 2а	7,0±2,0	3,6±0,8	< 2	< 2
р. Енисей, о. Предивинский, приверх, 89 км ниже выпуска № 2а	< 2	15±4	< 2	< 2
р. Енисей, о. Предивинский, ухвостье, 90 км ниже выпуска № 2а	6,5±2,2	5,9±2,1	< 2	17±6
Европий-154				
р. Енисей, правый берег, проток Кваршинской, выше выпуска № 2а	< 2	< 2	< 2	< 2
р. Енисей, правый берег, 3 км выше выпуска № 2а	6,5±2,1	< 2	8,5±1,2	13±3
р. Енисей, правый берег, 0,7 км ниже выпуска № 2а	19±3	19±3	7,0±1,6	19±3
р. Енисей, правый берег, о. Осередок Атамановский, 1 км ниже выпуска № 2а	—	16±3	23±4	41±3
р. Енисей, правый берег, о. Атамановский, ухвостье, 3 км ниже выпуска №2а	10±2	10±2	18±3	7±1
р. Енисей, правый берег протоки Балчуговская, 12 км ниже выпуска № 2а	16±3	11±2	20±4	8,3±2,2
р. Енисей, правый берег, 3 км выше выпуска № 2а	2,9±0,6	3,3±0,7	3,0±0,7	3,7±0,8
р. Енисей, правый берег, 0,7 км ниже выпуска № 2а	< 1	< 1	0,93±0,29	25±10
р. Енисей, правый берег протоки Балчуговская, 12 км ниже выпуска № 2а	60±10	1,9±0,6	—	<1
р. Енисей, о. Тарыгин, ухвостье, 22 км ниже выпуска № 2а	< 1	1,0±0,3	1,1±0,3	<1
Европий-154				
р. Енисей, левый берег протоки Старый Енисей, 38 км ниже выпуска № 2а	< 1	< 1	1,0±0,3	<1
р. Енисей, о. Предивинский, приверх, 89 км ниже выпуска №2а	< 1	2,9±0,6	1,3±0,4	<1
р. Енисей, правый берег, 3 км выше выпуска № 2а	2,2 ± 0,3	0,74±0,13	5,1±0,4	1,7±0,2

Окончание табл. 2.94

Место отбора пробы	2015	2016	2017	2018
р. Енисей, правый берег, 0,7 км ниже выпуска № 2а	0,85±0,13	1,2±0,2	0,90±0,17	3,4±0,3
р. Енисей, правый берег протоки Балчуговская, 12 км ниже выпуска № 2а	18±2	3,4±0,4	8,2±0,7	1,8±0,4
р. Енисей, о. Тарыгин, ухвостье, 22 км ниже выпуска № 2а	< 0,5	0,53±0,11	3,4± 0,3	1,0±0,2
р. Енисей, левый берег протоки Старый Енисей, 38 км ниже выпуска № 2а	< 0,5	0,34±0,11	0,31±0,08	3,1±0,6
р. Енисей, о. Предивинский, приверх, 89 км ниже выпуска № 2а	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,0±0,2
Плутоний-238				
р. Енисей, правый берег протоки Балчуговская, 12 км ниже выпуска № 2а	0,48±0,12	0,49±0,07	0,79±0,14	0,46±0,13

Наибольшие значения концентрации ^{60}Co наблюдались для правого берега в 0,7 км ниже выпуска № 2а. Самая высокая концентрация 120 Бк/кг отмечена в 2015 году. Такая концентрация незначительно выше уровня освобождения от контроля для этого нуклида — 100 Бк/кг, но значительно ниже (на два порядка величины) уровня отнесения твердых веществ к РАО.

Для ^{137}Cs отмечено несколько локализаций с повышенным содержанием радионуклида в донных отложениях. Среди них: правый берег Енисея на 3 км выше выпуска № 2а (640 Бк/кг в 2017 году); остров Атамановский, ухвостье, 3 км ниже выпуска № 2а (440 Бк/кг в 2018 году); правый берег протоки Балчуговская, 12 км ниже выпуска № 2а (420 Бк/кг в 2015 году). Отмеченные величины выше уровня освобождения (100 Бк/кг), но значительно ниже уровня отнесения к РАО (10 000 Бк/кг) и вполне сопоставимы с разрешенными уровнями для продуктов питания из Продовольственного кодекса Продовольственной и сельскохозяйственной организации (ФАО) и Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ)²⁷. Для ^{137}Cs этот разрешенный уровень составляет 1000 Бк/кг свежего продукта [90]. Заметим, что руководящие уровни ФАО и ВОЗ применяются к радионуклидам, содержащимся в пищевых продуктах, предназначенных для потребления человеком и продаваемых на международном рынке, которые были загрязнены в результате ядерной аварии или аварийной ситуации. Эти руководящие уровни ориентированы на непревышение дозы в 1 мЗв/год. Отечественные критерии по пищевой продукции более жесткие, хотя они также базируются на дозовом критерии в 1 мЗв/год.

Среди радионуклидов, попадающих в водную среду, особое место принадлежит тритию, который наиболее часто присутствует в форме воды (НТО). Это связа-

²⁷ «Кодекс Алиментариус» или «Продовольственный кодекс» представляет собой собрание стандартов, методических указаний, норм и правил, утвержденных Комиссией «Кодекс Алиментариус» (ККА). Комиссия играет центральную роль в реализации Объединенной программы ФАО/ВОЗ по стандартам на пищевые продукты; она была создана под эгидой ФАО и ВОЗ в целях защиты здоровья потребителей и содействия добросовестной практике торговли пищевой продукцией.

но с высокой миграционной способностью НТО и доступностью этой формы для всех живых организмов. В водах Енисея концентрация трития пока остается на уровне фоновых значений 3-6 Бк/л [62]. Однако в правых притоках Енисея р. Шумиха, р. Большая Тель, руч. Плоский были обнаружены более высокие концентрации этого радионуклида (таблица 2.95).

Таблица 2.95. Содержание трития в пробах воды Енисея и Б. Тели на различных расстояниях от Красноярска в разные периоды [90]

Место отбора	2001-2006 годы	2007-2009 годы	2010-2011 годы
Красноярск (0 км)	2-5	< 3,5	< 3,5
устье р. Шумиха (81 км)	75-81		10-24
устье руч. Плоский (85 км)	120-168	18-53	2-7
с. Атаманово (86 км)	3	10-31	2-4
с. Б. Балчуг (97 км)	4	< 3,5-9	3
с. Захаровка (278 км)	3		
с. Новоазимово (600 км)	3		
р. Большая Тель, устье (0 м)	3-55	6-42	1-3
(50 м от устья)	6-35	3-35	
(300 м от устья)	5-27	3-37	1-3
(500 м от устья)	4-40	3-34	1-3
(1000 м от устья)	4-38	3-37	1-3

Несколько повышенные концентрации трития в поверхностных водах в районе расположения ГХК являются чувствительными маркерами техногенного воздействия. При этом уровень этого воздействия на биоту и человека крайне мал. Напомним, что согласно действующим нормативам на пищевую продукцию и питьевую воду (НРБ-99/2009) допускается ежегодное дополнительное (т. е. техногенное) поступление трития в организм человека в количестве 21 млн Бк, и при потреблении взрослым человеком 730 л воды в год это означает, что требование будет выполнено, если концентрация трития в воде не превысит 28 800 Бк/л.

Тем не менее мониторинг трития в поверхностных водах вполне оправдан, поскольку он не только дает убедительные доказательства обеспечения радиационной безопасности, но и служит оперативным показателем возможной миграции других менее подвижных радионуклидов в экосистемах.

2.3.3.3. Радиоактивность наземных объектов

Радиоактивность почвы

Почва в большинстве случаев — основной аккумулятор попавших в окружающую среду опасных веществ. Внимательное изучение уровней загрязнения почвенного покрова позволяет проводить реконструкцию всей деятельности предприятия за длительный период времени. В Российской Федерации в настоящее время радиоактивное загрязнение почвенного покрова напрямую не регламентируется, однако контроль за содержанием некоторых радионуклидов (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$) в по-

чве предусмотрен распоряжением Правительства РФ от 8 июля 2015 года № 1316-р «Перечень загрязняющих веществ, в отношении которых применяются меры государственного регулирования в области охраны окружающей среды». Такой контроль необходим и для выполнения закона «О радиационной безопасности» в части соблюдения допустимых уровней облучения населения от источников ионизирующего излучения (ИИИ) техногенного происхождения по всем путям возможного радиационного воздействия.

Согласно результатам статистической обработки данных многолетнего радиационного мониторинга содержания ^{137}Cs в почве в период эксплуатации ядерного реактора ФГУП «ГХК» [5, 12-23, 35, 91] плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в СЗЗ и ЗН ГХК в 2000-2010 годах варьировала от 1,5 до 2,8 кБк/м² и не отличалась значительно от фоновых значений плотности загрязнения почвы (в контрольных точках), изменявшихся от 1,1 до 2,8 кБк/м².

Результаты радиационного мониторинга почвы в регионе ФГУП «ГХК» в 2015-2019 годах приведены в таблицах 2.96-2.97 [26-30]. В 2015 году измерения проводились в 5-сантиметровом слое почвы, а в 2016-2019 годах — в 10-сантиметровом слое почвы, поскольку изменились методики отбора проб.

Согласно данным мониторинга Среднесибирского УГМС о содержании радионуклидов в 5-сантиметровом слое почвы в 100-километровой зоне вокруг ФГУП «ГХК» в 2015 году во всех пробах был зарегистрирован ^{137}Cs , а также радионуклиды естественного происхождения ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th (таблица 2.96). Средняя плотность содержания ^{137}Cs в почве составила 0,6 кБк/м², наибольшая — 1,1 кБк/м², что не превышает фоновый уровень для всей территории России (1,9 кБк/м²) и средних многолетних значений для региона ФГУП «ГХК». Такое содержание ^{137}Cs в почве является преимущественно наследием ядерных испытаний.

Таблица 2.96. Содержание естественных и техногенных радионуклидов в 5-сантиметровом слое почвы в 100-километровой зоне вокруг ФГУП «ГХК» в 2015 году [28]

Место отбора проб	Дата отбора	Удельная активность $\Sigma\beta$, кБк/кг	Радионуклид	Содержание радионуклидов	
				Удельная активность, Бк/кг	Плотность загрязнения, кБк/м ²
Атаманово	15.06	0,274	^{40}K	450,0	25,15
			^{226}Ra	14,0	0,93
			^{232}Th	18,0	1,19
			^{137}Cs	9,1	0,60
Большой Балчуг	17.06	0,546	^{40}K	460,0	24,25
			^{226}Ra	16,0	0,84
			^{232}Th	17,0	0,90
			^{137}Cs	14,0	0,74
Додоново	17.06	0,380	^{40}K	420,0	27,42
			^{226}Ra	17,0	1,11
			^{232}Th	23,0	1,50
			^{137}Cs	5,4	0,35

Окончание табл. 2.96

Место отбора проб	Дата отбора	Удельная активность $\Sigma\beta$, кБк/кг	Радионуклид	Содержание радионуклидов	
				Удельная активность, Бк/кг	Плотность загрязнения, кБк/м ²
Кононово	15.07	0,240	⁴⁰ K	380,0	25,15
			²²⁶ Ra	14,0	0,93
			²³² Th	18,0	1,19
			¹³⁷ Cs	9,1	0,6
Павловщина	15.07	0,283	⁴⁰ K	330,0	26,45
			²²⁶ Ra	12,0	0,96
			²³² Th	19,0	1,52
			¹³⁷ Cs	13,7	1,1
Хлоптуново	15.07	0,470	⁴⁰ K	420,0	23,63
			²²⁶ Ra	16,0	0,9
			²³² Th	19,0	1,07
			¹³⁷ Cs	4,9	0,28
Красноярск (опытное поле)	3.08	0,313	⁴⁰ K	450,0	24,52
			²²⁶ Ra	16,0	0,87
			²³² Th	24,0	1,31
			¹³⁷ Cs	5,4	0,29

Во всех контролируемых точках значения концентрации ¹³⁷Cs в 5-сантиметровом слое почвы изменяются в пределах естественной вариабельности и точности анализа. При этом они остаются на уровне среднероссийских показателей.

Подобная картина наблюдается и в СЗЗ предприятия, где мониторинг осуществляет Радиозэкологический центр ФГУП «ГХК» (таблица 2.97).

Аномалии по загрязнению почвенного покрова на пойменных участках р. Енисей за пределами предприятия связаны, как уже упоминалось, с сильными паводковыми водами и разносом накопленных радионуклидов в донных отложениях и пойме в пределах промплощадки. Иные территории, не затронутые паводками, не обнаруживают сколько-нибудь значимых следов радиоактивного загрязнения, обусловленного деятельностью ГХК. В значительной мере этот вывод подтверждается изучением содержания техногенных радионуклидов в биоте и продуктах питания, о которых речь пойдет ниже.

Необходимо также остановиться еще на одном моменте, связанным с обнаружением в пойменных почвах «горячих» частиц²⁸. Впервые они были обнаружены в 1994

²⁸ Определение «горячим» частицам было дано в работе [93]. Под такими частицами понимались частицы, имеющие микрометровые и субмикрометровые размеры и обладающие на несколько порядков большей абсолютной активностью, чем средняя активность частиц почвы таких же размеров в данной пробе.

Таблица 2.97. Содержание ^{137}Cs в 10-сантиметровом слое почвы в СЗЗ ГХК в 2016-2019 годах [29-32]

Место отбора проб	2016		2017		2018		2019	
	Бк/кг	кБк/м ²	Бк/кг	кБк/м ²	Бк/кг	кБк/м ²	Бк/кг	кБк/м ²
9,5 км на северо-восток от источника выбросов	26±3	1,8±0,2	31±4	2,4±0,3	19±2	0,88±0,11	26±4	1,8±0,3
9 км на северо-восток от источника выбросов	56±6	3,0±0,4	25±3	2,2±0,3	65±8	2,4±0,3	48±5	2,8±0,3
10 км на северо-восток от (ПГЗ ЖРО полигон «Северный»)	28±4	1,7±0,2	20±3	1,5±0,2	39±5	1,8±0,3	32±4	2,5±0,3
11 км на северо-восток от источника выбросов	18±2	1,2±0,1	13±2	1,0±0,1	9,5±2	0,75±0,15	12±2	1,3±0,2
10,5 км на северо-восток от источника выбросов	18±3	1,1±0,2	39±5	1,9±0,2	14±2	0,52±0,09	19±2	1,8±0,2
4 км на восток от границы ограждения	16±2	1,2±0,2	15±2	1,0±0,1	86±12	3,8±0,5	23±3	1,8±0,3
1 км на юг от границы ограждения	48±6	2,9±0,3	35±4	1,9±0,2	60±8	3,2±0,5	32±4	2,5±0,3
3 км на юг от источника выбросов	26±3	1,3±0,2	18±2	1,0±0,1	20±3	1,0±0,2	18±2	1,1±0,1
4 км на юго-запад от источника выбросов	19±3	1,3±0,2	26±3	1,4±0,2	25±3	1,2±0,2	17±3	1,3±0,2

году в пойменных почвах острова Городской (г. Енисейск) [93]. Всего было найдено около 10 частиц. Три горячие частицы были найдены в пойменных почвах вблизи д. Смородинка (263 км ниже по течению от ГХК). Доминирующим радионуклидом был ^{137}Cs с удельной активностью до 100 кБк/частицу [94]. В 1994-1995 годах в других исследованиях на осередке Агамановском были также обнаружены горячие частицы с активностью по ^{137}Cs до 29 МБк/частицу, или 15 ГБк/г [61, 95].

По данным наблюдений различают два типа горячих частиц в пойменной почве. Частицы первого рода характеризуются более высокой активностью, практически мононуклидным составом (в основном с повышенной активностью ^{137}Cs), и весьма малой распространенностью. Частицы второго рода значительно более распространены, характеризуются более широким радионуклидным составом, существенно меньшей активностью, и меньшими линейными размерами порядка 10-100 мкм по сравнению с частицами первого рода [94].

После сильных паводков 2006-2007 годов увеличилось число обнаруженных горячих частиц. Впервые были обнаружены моноизотопные частицы, чья активность была обусловлена исключительно ^{60}Co [96]. Вообще существует широкое разнообразие частиц, отличающихся по размерам, активностям и спектральному составу, что, по-видимому, объясняется широким спектром их генезиса. Но доминантным радионуклидом до настоящего времени остается ^{137}Cs .

Сельскохозяйственные продукты и растительность

Содержание отдельных радионуклидов в растительности контролировалось радиэкологическим центром ФГУП «ГХК» в ряде точек промплощадки и зоны наблюдения. Пробы травы и почвы отбирались одновременно в одних и тех же точках. И в почве, и в траве измерялся реперный радионуклид ^{137}Cs . Результаты измерений концентрации ^{137}Cs в траве приведены в таблице 2.98.

Таблица 2.98. Концентрации ^{137}Cs в траве в ЗН ГХК в 2015-2019 годах [28-32]

Место отбора проб	Концентрация ^{137}Cs в траве, Бк/кг				
	2015	2016	2017	2018	2019
7 км на север от источника выбросов (с. Атаманово)	0,78	0,90	< 0,5	< 1	< 1
15 км на северо-восток от источника выбросов (с. Балчуг)	3,4	1,9	0,91	< 1	< 1
9 км на запад от источника выбросов (г. Железнодорожск)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1	< 1
70 км на запад от источника выбросов (п. Емельяново)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1	< 1
73 км на запад от источника выбросов (д. Крутая)	0,89	0,55	0,62	< 1	< 1

Хотя в половине проб концентрация ^{137}Cs в траве была ниже пределов чувствительности, по другой половине можно оценить коэффициент накопления этого нуклида. В Балчуге в одной из проб (2015 год) значение этого коэффициента аномально высокое, что, возможно, связано с более глубоким залеганием нуклида в толще почвы. Если исключить эту пробу из рассмотрения, то получим значение для травы $K_{\text{П}}^{137} = 0,40 \pm 0,13$, которое хорошо коррелирует с типичными величинами, используемыми в расчетных программах (см., например, [89]). В целом же можно отметить низкие (фоновые) уровни содержания ^{137}Cs в травяной растительности.

Исследования по поступлению техногенных радиоизотопов в ягодные кустарники, произрастающие в пойме Енисея, были выполнены Д. В. Дементьевым в 2004-2010 годах [97]. В листьях и ягодах смородины красной и черной, в шипов-

нике, малине и калине были обнаружены небольшие концентрации ^{137}Cs (от 0,2 до 64 Бк/кг), ^{90}Sr (от 3,8 до 60 Бк/кг) и ^{60}Co (до 8,4 Бк/кг). Максимальное накопление изотопов трансурановых элементов в надземной фитомассе черной смородины определено в листьях: $^{239,240}\text{Pu}$ до 0,4 Бк/кг и $^{243,244}\text{Cm}$ до 0,05 Бк/кг и в ягоде: $^{239,240}\text{Pu}$ до 0,88 Бк/кг и $^{243,244}\text{Cm}$ до 0,03 Бк/кг [98].

Контроль за содержанием радиоактивных веществ в продуктах питания и питьевой воде возложен на органы Роспотребнадзора, а на территориях, прилегающих к объектам использования атомной энергии, — на ФМБА России. Результаты регулярного контроля пищевой продукции публикуются в радиационно-гигиенических паспортах (РГП) Российской Федерации (Роспотребнадзор), территорий и организаций. В целом порядок разработки РГП определен Правительством России [99] и действует до настоящего времени в редакции постановления Правительства РФ от 10.07.2014 № 639.

В районе расположения ФГУП «ГХК» государственный контроль содержания радионуклидов в пищевых продуктах осуществляет Федеральное государственное бюджетное учреждение здравоохранения «Центр гигиены и эпидемиологии» (ФГБУЗ ЦГиЭ) № 51 ФМБА России. Также содержание ряда биологически значимых радионуклидов в продуктах питания определяют в рамках оперативного мониторинга и специалисты ЛРЭМ, входящей в состав экологического управления ФГУП «ГХК».

В рамках социально-гигиенического мониторинга лабораториями ФГБУЗ ЦГиЭ № 51 ФМБА России за 2013–2015 годы осуществлялся радиологический контроль сельскохозяйственной продукции (молоко и молочные продукты, картофель, капуста и говядина) из районов, расположенных в зоне наблюдения ФГУП «ГХК» (п. Атаманово и п. Большой Балчуг и т. д.). Пробы для анализа приобретались в населенных пунктах у частных лиц, что позволяло более объективно получать данные, характеризующие уровень радиоактивного загрязнения обследуемых районов.

Содержание ^{137}Cs в пробах местной сельскохозяйственной продукции в 2013–2015 годах составило от 1,4 до 6,8 Бк/кг, ^{90}Sr — от 1,1 до 19,7 Бк/кг, что намного ниже допустимых гигиенических нормативов.

Содержание ^{137}Cs в сырой рыбе из бассейна Енисея в 2013–2015 годах составило от 1,4 до 7,5 Бк/кг при норме 130 Бк/кг, содержание ^{90}Sr — от 3,1 до 12,3 Бк/кг при норме 100 Бк/кг.

Анализ данных, полученных в период 2013–2015 годов, позволяет сделать вывод о том, что значительных изменений значений содержания радионуклидов в пищевых продуктах не произошло после остановки последнего из 3 реакторов — реактора АДЭ-2.

В 2016–2018 годах мониторинг содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в основных продуктах питания п. Атаманово и п. Большой Балчуг продолжался в прежнем объеме.

Содержание ^{137}Cs в пробах местной сельскохозяйственной продукции в 2016–2018 годах составило от 1,1 до 8,2 Бк/кг, ^{90}Sr — от 0,4 до 24,3 Бк/кг, что ниже допустимых гигиенических нормативов.

Анализ данных, полученных в период 2016–2018 годов, позволяет сделать вывод о том, что значительных изменений значений содержания радионуклидов в пищевых продуктах по сравнению с предшествующим периодом не произошло.

Еще более низкие концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в основных продуктах питания были зафиксированы в исследованиях ЛРЭМ (таблицы 2.99–2.102 [28–32]).

Таблица 2.99. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в молоке частных хозяйств ряда населенных пунктов ЗН ФГУП «ГХК» за 2014-2017 годы, Бк/кг

Место и время отбора проб		2014		2015		2016		2017	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
д. Додоново	II кв.	< 0,07	< 0,02	0,11± 0,03	0,083± 0,012	0,05± 0,02	< 0,05	0,17± 0,04	< 0,05
	III кв.	0,095± 0,027	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05± 0,01	< 0,1	< 0,05
п. Шивера	II кв.	< 0,07	< 0,02	< 0,05	< 0,05	0,15± 0,05	< 0,05	< 0,1	< 0,05
	III кв.	0,089± 0,030	< 0,02	< 0,05	< 0,05	0,07± 0,02	< 0,05	0,11± 0,03	< 0,05
с. Атаманово	II кв.	0,096± 0,029	< 0,02	0,068± 0,024	< 0,05	0,19± 0,06	< 0,05	0,18± 0,04	0,06± 0,01
	III кв.	< 0,07	0,030± 0,005	0,15± 0,04	< 0,05	0,09± 0,03	< 0,05	0,34± 0,08	< 0,05
с. Большой Балчуг	II кв.	0,11± 0,04	0,10± 0,01	< 0,05	< 0,05	0,13± 0,03	0,14± 0,02	0,35± 0,06	< 0,05
	III кв.	0,095± 0,030	< 0,02	< 0,05	0,11± 0,02	< 0,05	0,14± 0,02	< 0,1	0,05± 0,02
д. Хлоптуново	II кв.	0,075± 0,020	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,1	< 0,05
	III кв.	0,15± 0,04	0,054± 0,009	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,09± 0,03	< 0,05
п. Кононово	II кв.	0,073± 0,018	< 0,02	< 0,05	< 0,05	0,12± 0,05	< 0,05	0,16± 0,04	< 0,05
	III кв.	0,13± 0,04	0,030± 0,005	< 0,05	< 0,05	0,07± 0,02	< 0,05	0,31± 0,07	< 0,05

Таблица 2.100. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в мясе частных хозяйств ряда населенных пунктов ЗН ФГУП «ГХК» за 2014-2017 годы, Бк/кг

Место и время отбора проб	2014		2015		2016		2017	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
п. Шивера	—	< 0,02	—	—	—	—	—	—
д. Додоново	—	—	—	—	< 0,1	< 0,1	—	—
с. Атаманово	< 0,2	< 0,02	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,4	< 0,1
с. Большой Балчуг	< 0,2	< 0,02	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,18±0,03	< 0,4	0,10±0,04
п. Кононово	< 0,2	< 0,02	—	—	—	—	—	—

Таблица 2.101. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в картофеле частных хозяйств ряда населенных пунктов ЗН ФГУП «ГХК» за 2014-2017 годы, Бк/кг

Место и время отбора проб	2014		2015		2016		2017	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
д. Додоново	< 0,07	< 0,02	< 0,1	< 0,08	< 0,1	< 0,06	0,13±0,04	< 0,04
п. Шивера	< 0,07	< 0,02	< 0,1	< 0,08	< 0,1	< 0,06	< 0,1	< 0,04
с. Атаманово	0,11±0,03	< 0,02	< 0,1	< 0,08	< 0,1	< 0,06	0,07±0,02	< 0,04
с. Большой Балчуг	< 0,07	< 0,02	< 0,1	0,17±0,02	0,08±0,03	< 0,06	0,16±0,04	< 0,04
д. Хлопуново	0,08±0,02	< 0,02	< 0,1	< 0,08	< 0,1	< 0,06	< 0,1	< 0,04
п. Кононово	0,08±0,02	< 0,02	< 0,1	< 0,08	< 0,1	< 0,06	< 0,1	< 0,04

Таблица 2.102. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в капусте частных хозяйств ряда населенных пунктов ЗН ФГУП «ГХК» за 2014-2017 годы, Бк/кг

Место и время отбора проб	2014		2015		2016		2017	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
д. Додоново	0,15±0,06	< 0,02	< 0,07	< 0,04	0,09±0,02	< 0,04	< 0,2	< 0,04
п. Шивера	0,13±0,04	< 0,02	< 0,07	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,2	< 0,04
с. Атаманово	0,23±0,08	< 0,02	< 0,07	< 0,04	0,07±0,02	< 0,04	< 0,2	< 0,04
с. Большой Балчуг	0,08±0,03	< 0,02	0,31±0,07	< 0,04	0,18±0,05	< 0,04	< 0,2	< 0,04
д. Хлопуново	< 0,07	< 0,02	0,11±0,03	< 0,04	0,09±0,03	< 0,04	< 0,2	< 0,04
п. Кононово	0,14±0,04	< 0,02	0,13±0,03	< 0,04	0,15±0,03	< 0,04	0,26±0,07	< 0,04

Для сравнения приведем уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных продуктах питания из радиационно-гигиенических паспортов Российской Федерации (таблицы 2.103 и 104) [100-103].

Допустимые уровни удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в группе пищевых продуктов, согласно требованиям технического регламента Таможенного союза «О безопасности пищевой продукции» (ТР ТС 021/2011), утвержденного решением Комиссии Таможенного союза от 09.12.2011 № 800, приведены для рассматриваемых продуктов в таблице 2.105.

За 2013-2019 годы проб питьевой воды, продуктов и продовольственного сырья, не соответствующих санитарно-эпидемиологическим требованиям по содержанию радиоактивных веществ, не выявлено ни в зоне наблюдения ФГУП «ГХК», ни в Красноярском крае в целом.

Начиная с 90-х годов, эти и другие объекты стали появляться в поле зрения краевой службы Госсанэпиднадзора, на базе которой позже был организован Региональный радиологический центр (РРЦ, ныне Сибирский межрегиональный радиологический центр), и как следствие в поле зрения и краевой администрации. Первыми результатами совместной работы краевых властей и специалистов РРЦ стали реабилитация судового пирса в п. Стрелка, при строительстве которого частично

Таблица 2.103. Удельная активность ^{90}Sr в пищевых продуктах, произведенных в Красноярском крае или ввозимых на их территорию, Бк/кг

Год	Молоко		Мясо		Рыба		Картофель	
	Средняя	Макс.	Средняя	Макс.	Средняя	Макс.	Средняя	Макс.
2014	0,02	0,11	0,07	0,21	0,06	0,29	0,05	0,05
2015	0,03	0,04	0,15	0,33	0,09	0,1	0,05	0,05
2016	0,02	0,04	0,34	1,2	1,92	3,0	0,05	0,05
2017	2,08	3,0	0,33	0,71	2,68	3,0	0,18	0,19

Таблица 2.104. Удельная активность ^{137}Cs в пищевых продуктах, произведенных в Красноярском крае или ввозимых на их территорию, Бк/кг

Год	Молоко		Мясо		Рыба		Картофель	
	Средняя	Макс.	Средняя	Макс.	Средняя	Макс.	Средняя	Макс.
2014	0,02	0,02	0,04	0,18	0,18	0,23	0,2	0,2
2015	0,13	0,13	0,19	0,24	0,16	0,17	0,2	0,2
2016	0,13	0,13	4,84	21,2	2,83	5,0	0,2	0,2
2017	3,48	5,0	7,40	27,0	4,32	0,5	0,18	0,19

Таблица 2.105. Допустимые уровни удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в группе пищевых продуктов, Бк/кг

Нуклид	Молоко	Мясо	Рыба	Картофель
^{90}Sr	25	Не норм.	100	40
^{137}Cs	100	200	130	80

использовался радиоактивный щебень с рудного отвала у п. Усть-Ангарск, а также масштабные работы по оценке радоноопасности территории жилой застройки в с. Атаманово Сухобузимского района [104, 105], в результате чего жители четырех наиболее неблагополучных квартир были отселены.

Следует отметить, что радиационная обстановка в Красноярском крае определяется широким распространением в его недрах специализированных геологических формаций, включающих ураноносные литологические комплексы магматических, вулканогенно-осадочных и осадочных пород, бассейнов подземных вод с повышенным содержанием урана, радия и радона, а также зон тектонических разрывных нарушений, способствующих поступлению радона к поверхности земли. С учетом этих обстоятельств в «Геологическом атласе России» центральные и южные районы края классифицируются как «радоноопасные территории» [106, 107].

Специалисты санитарного надзора еще в 1999 году отмечали, что в 45 % случаев общая α -активность проб воды из источников водоснабжения превышает норматив 0,1 Бк/кг, а в 26 % она выше 1 Бк/кг [108]. Радиогидрогеохимическое районирование территории Красноярского края показало, что активность подземных вод

южных районов Красноярского края и Республики Хакасия заметно отличается от средних уровней (таблица 2.106) [109].

Для южных районов Красноярского края вариации показателя составляют от 0,108 до 0,725 Бк/л [109].

В целом ряде населенных пунктов на юге края встречаются жилые здания, где эквивалентная равновесная объемная активность (ЭРОА) радона превышала национальный норматив в 200 Бк/м³. К числу таких населенных пунктов относится и город Красноярск, в котором, например, из 493 обследованных в 2009 году зданий в 24 (4,9 %) норматив был превышен. Причем, как показало исследование, наиболее высокие значения ЭРОА (более 1000 Бк/м³) находились в наиболее густонаселенном Центральном административном районе [111].

Таблица 2.106. Средние значения $\Sigma\alpha$ и $\Sigma\beta$ в подземных водах южных районов Красноярского края в сравнении с другими территориями и нормативными величинами

Территория	$\Sigma\alpha$, Бк/л	$\Sigma\beta$, Бк/л
Южные районы Красноярского края	0,623	0,723
Территория Красноярского края в целом	0,272	0,734
Природные вариации для средней полосы России [110]	0,04-0,4	0,35-2,0
Допустимые уровни для России (НРБ-99/2009)	0,1	2,0
Допустимые уровни для США	0,56	

Наиболее масштабная радоновая аномалия расположена в Сухобузимском районе на территории с. Атаманово, которое находится на левом берегу Енисея примерно в 100 км северо-восточнее Красноярска как раз напротив площадки ГХК. Здесь выявлены многочисленные жилые дома и здания общественного назначения с ЭРОА радона в воздухе, превышающей гигиенический норматив, и отдельные жилые дома, где объемная активность радона достигает 30 тыс. Бк/м³ и более. Эта аномалия получила название «Атамановская» [112].

Измерения радона в помещениях села выполнялись специалистами Регионального радиологического центра ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае» начиная с 1994 года. Они были инициированы повышенным интересом к радиационной обстановке на территории села, расположенного всего в 7 км от ФГУП «Горно-химический комбинат». За период с 1994 по 2004 годы здесь обследовано более 870 квартир и общественных помещений, что составляет 90 % всей застройки с. Атаманово [113].

Установлено, что среднее значение ЭРОА радона в воздухе жилых и общественных помещений с. Атаманово составляет 70 Бк/м³, что в 3 раза превышает аналогичный среднемировой показатель, равный примерно 20 Бк/м³. Это значение рассчитано без учета аномальных значений ЭРОА радона, зафиксированных в жилых домах, расположенных на ул. Связи, № 42 и 44. В квартирах этих домов среднегодовая ЭРОА радона в воздухе помещений составляет 5000 Бк/м³, а эффективная годовая доза может превышать 100 мЗв. При этом пожизненные риски от проживания в таких домах могут доходить до 0,35, что совершенно неприемлемо с позиций отечественного санитарного законодательства.

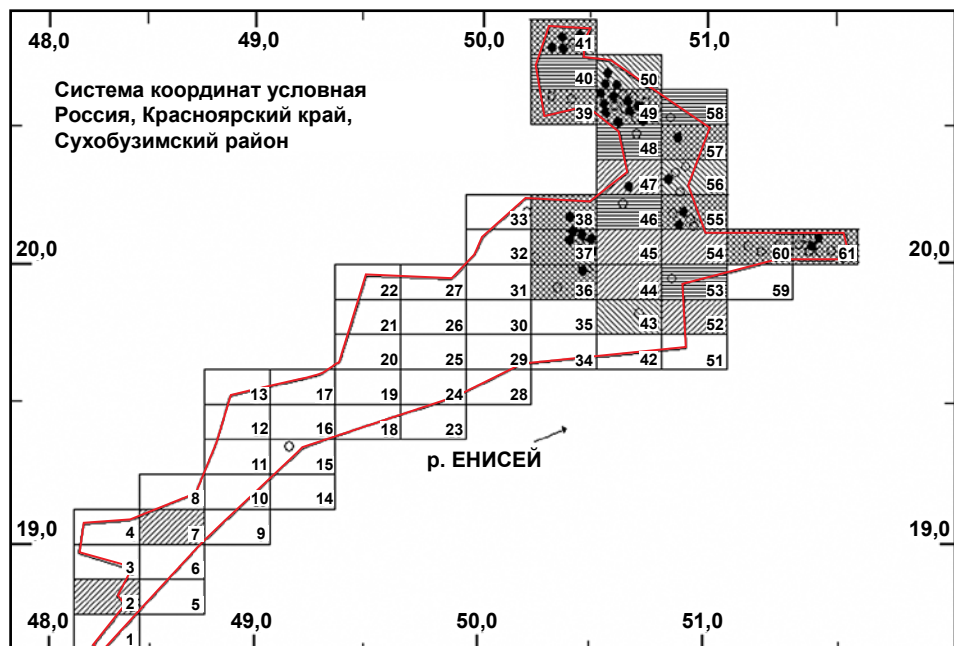


Рис. 2.92. Схема условного разбиения территории с. Атаманово на элементарные участки и районирование территории по трем показателям: 1) по средним значениям ЭРОА радона в воздухе помещений (участки с превышением заштрихованы \\\\\\\); 2) по средним значениям плотности потока радона с поверхности грунта (заштрихованы //\\/); 3) по наличию помещений с превышением ГН 200 и 400 Бк/м³ (о и • соответственно) [113]

В процессе обследования села установлено, что дома с высокой концентрацией радона сосредоточены в его северо-восточной части, причем в пределах этой локальной зоны значения ЭРОА радона в воздухе даже рядом расположенных домов могут существенно различаться. Например, в домах по ул. Связи № 42 и 44, расстояние между которыми не превышает 8 м, среднегодовые значения ЭРОА радона в воздухе помещений различаются более чем на порядок (5121 и 368 Бк/м³ соответственно). При этом конструкционное исполнение, применяемые строительные и отделочные материалы, система отопления, устройство и заглубление фундаментов у этих домов идентичны.

Схема разбиения территории села на элементарные участки и районирование его территории по степени радоноопасности показаны на рис. 2.92.

Для выяснения причин аномально высокой концентрации радона на территории с. Атаманово были пробурены три скважины глубиной до 20 м. Две из них расположены во дворах вышеупомянутых домов по ул. Связи, характеризующихся аномально высоким уровнем радона в воздухе помещений, а третья, контрольная, — в старой нерадоноопасной части села. Установлено, что удельная активность радия-226 в кернах всех трех скважин составляет 16-25 Бк/кг. Очевидно, что такие концентрации радия не могут быть источником высокой активности радона в воздухе домов.

Пока же на основании изучения фондовых геологических материалов и с учетом данных, полученных при бурении, может быть высказана лишь рабочая гипотеза

теза, объясняющая повышенную концентрацию радона на территории села Атаманово, согласно которой источником радона является обширный солевой ореол радия-226, сформировавшийся в гравийно-галечной кровле глубоководного водоносного горизонта. Основное поступление радона на поверхность земли происходит преимущественно в зимний период, отличающийся низким уровнем стояния подземных вод. В это время эманулирующий ореол оказывается открытым, т. е. расположенным выше уровня подземных вод. Перенос радона осуществляется конвективным способом по тектоническим нарушениям и легко проницаемым гравийно-галечным отложениям. Колебания уровня подземных вод, связанные с гидрологическим режимом реки Енисей и летними дождями, могут быть также причиной кратковременных периодов резкого снижения ЭРОА радона в помещениях в летнее время.

Настоящая причина радоновой аномалии в с. Атаманово, причины сезонной изменчивости объемной активности радона и пространственного распределения радона на разных участках села и, наконец, локального проявления аномальных концентраций в отдельных, даже рядом расположенных помещениях, все еще остаются не установленными.

Новое жилищное строительство в аномальной зоне не рекомендуется²⁹. В любом случае оно может выполняться по проектам, в которых предусмотрены радонозащитные мероприятия. Земельные участки для нового строительства на территории всего села должны подвергаться контролю показателей радиационной безопасности в строгом соответствии с требованиями санитарных и строительных правил.

2.3.3.4. Мониторинг МАЭД

С 1996 года на ФГУП «ГХК» действует автоматизированная система контроля радиационной обстановки (АСКРО). Система состоит из 13 постов контроля и двух информационно-управляющих центров. Посты контроля размещены на местности на расстоянии от источника выбросов от 4 до 28 км с учетом расположения населенных пунктов, наличия коммутируемой телефонной линии и сетевого питания. В год выполняется более 600 тыс. измерений (рис. 2.93) [114].

По данным Радиоэкологического центра ФГУП «ГХК», в 2019 году среднегодовое значение МАЭД составило 0,12 мкЗв/ч, варьируя в пунктах наблюдения от 0,08 до 0,14 мкЗв/ч, что соответствует γ -фону Западно-Сибирского региона [32].

За 2019 год выполнено порядка 740 тыс. измерений МАЭД внешнего гамма-излучения. Среднегодовые и максимальные значения МЭД гамма-излучения по 13 постам контроля АСКРО ГХК приведены в таблице 2.107 [31, 32].

В 2018 году, в период с сентября по декабрь, проводилась маршрутная гамма-съемка по автодорогам, находящимся на промплощадке, СЗЗ и ЗН, в том числе:

- автодорога от СПСЧ-9 до развилки с дорогой на п. «Северный» (протяженность участка 2,5 км);
- автодорога от КПП-2 до п. «Северный» (протяженность 25 км);
- автодорога от котельного цеха ПТЭ до КПП-4 (протяженность 9 км);
- автодорога от КПП-4 до КПП-1 (протяженность 5 км);

²⁹ А должно быть просто запрещено.

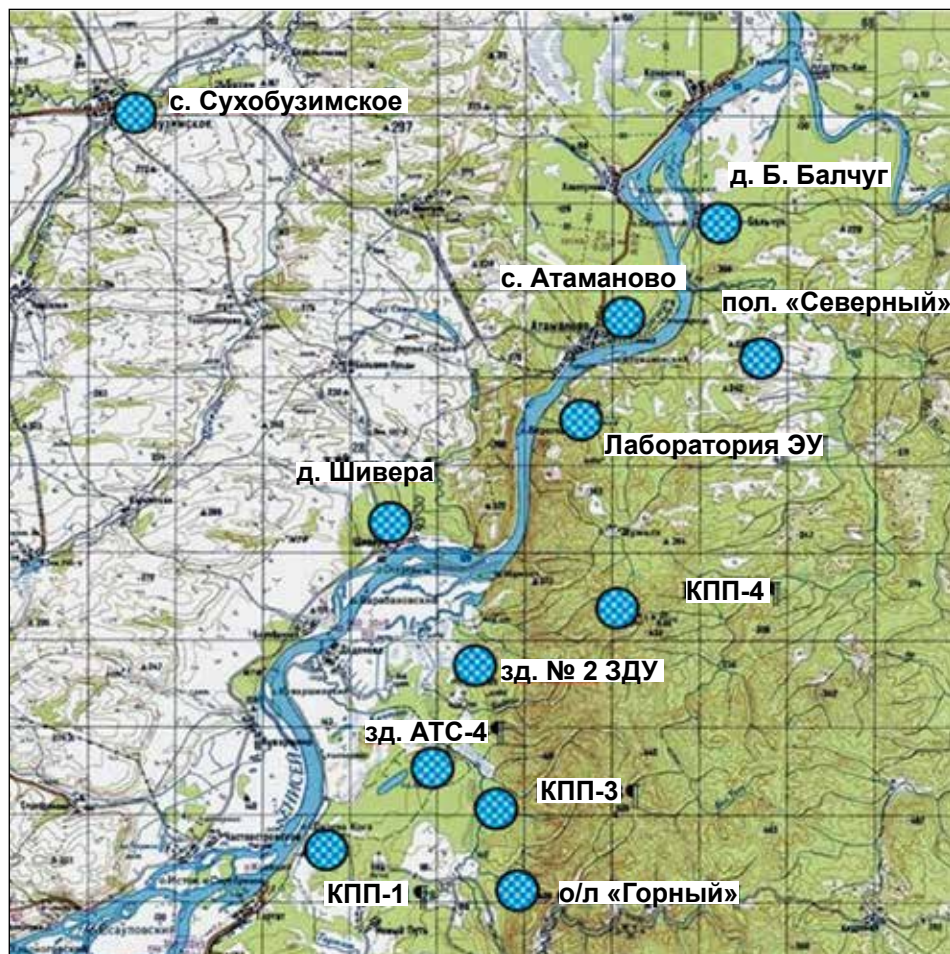


Рис. 2.93. Размещение постов контроля АСКРО ГХК

- автодорога от СПСЧ-9 до КПП-3 (протяженность 3 км);
- автодорога от развилки с дорогой на п. «Северный» до д. Б. Балчуг (протяженность 30 км);
- г. Железнодорожск (протяженность 35 км);
- д. Б. Балчуг (протяженность 4 км);
- п. Атаманово (протяженность 9 км);
- автодорога от п. Атаманово до д. Хлоптуново и д. Хлоптуново (протяженность 10 км);
- автодорога от д. Хлоптуново до п. Кононово и п. Кононово (протяженность 11 км).

Измерения выполнялись ориентировочно через каждые 50 м. Картограмма измерений, например, в центральной части г. Железнодорожска приведена на рис. 2.94.

Среднее значение МЭД по всем 11 участкам маршрутных гамма-съемок изменялось от 0,09 до 0,11 мкЗв/ч.

Таблица 2.107. Значения МЭД гамма-излучения в 2019 году, мкЗв/ч [31, 32]

№ поста	Место расположения	Направление от источника выбросов	Расстояние от источника выбросов, км	2019 год		2018 год
				сред.	макс.	сред.
1	ЛРЭМ	Север	4,5	0,08	0,26	0,08
2	с. Атаманово	Север	8	0,12	0,15	0,12
3	о/л «Горный»	Юг	18	0,12	0,17	0,12
4	КПП-1	Юго-запад	22	0,13	0,18	0,13
5	КПП-3	Юг	14	0,10	0,17	0,10
6	КПП-4	Юго-запад	4	0,11	0,14	0,11
8	с. Сухобузимское	Северо-запад	28	0,12	0,19	0,13
9	ПГЗ ЖРО полигон «Северный»	Северо-восток	10	0,13	0,16	0,12
10	д. Шивера	Запад	9	0,12	0,15	0,12
11	зд. № 2 ЗДУ, г. Железнодорожск	Юго-запад	10	0,14	0,17	0,14
12	зд. АТС-4, г. Железнодорожск	Юго-запад	14	0,10	0,16	0,10
13	с. Б. Балчуг	Северо-восток	15	0,13	0,17	0,12

Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения в городе также контролируется специалистами ФГБУЗ ЦГиЭ № 51 ФМБА России в течение года. Ежемесячно ведется пешеходный контроль гамма-фона на территории города Железнодорожска и близлежащих поселков. Всего за 2018 год выполнено 2655 замеров γ -фона (в 2013 году — 12 609, в 2014 году — 6094, в 2015 году — 2760, в 2016 году — 2715, в 2017 году — 2745).

Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения в городе при суточном контроле составила 0,06-0,13 мкЗв/ч, что не превышает естественного фона [35, 115].

В 2019 году, в период с февраля по сентябрь, Среднесибирским УГМС проводилась маршрутная гамма-съемка в радиусе 100 м от ФГУП «ГХК» по следующим маршрутам и населенным пунктам:

- маршрут № 1 (Красноярск — Атаманово) — 14 точек;
- маршрут № 3 (Красноярск — Большие Пруды) — 14 точек;
- населенные пункты (Додоново, Большой Балчуг) — 9 точек;
- территория метеостанции Красноярск, опытное поле.

Среднее значение МАЭД по всем участкам маршрутных гамма-съемок изменялось от 0,08 до 0,10 мкЗв/ч.

Несмотря на то, что процесс контроля мощности γ -фона не относится к самым затратным в системе радиационного мониторинга, ежегодное количество измерений такого типа представляется непомерно большим.

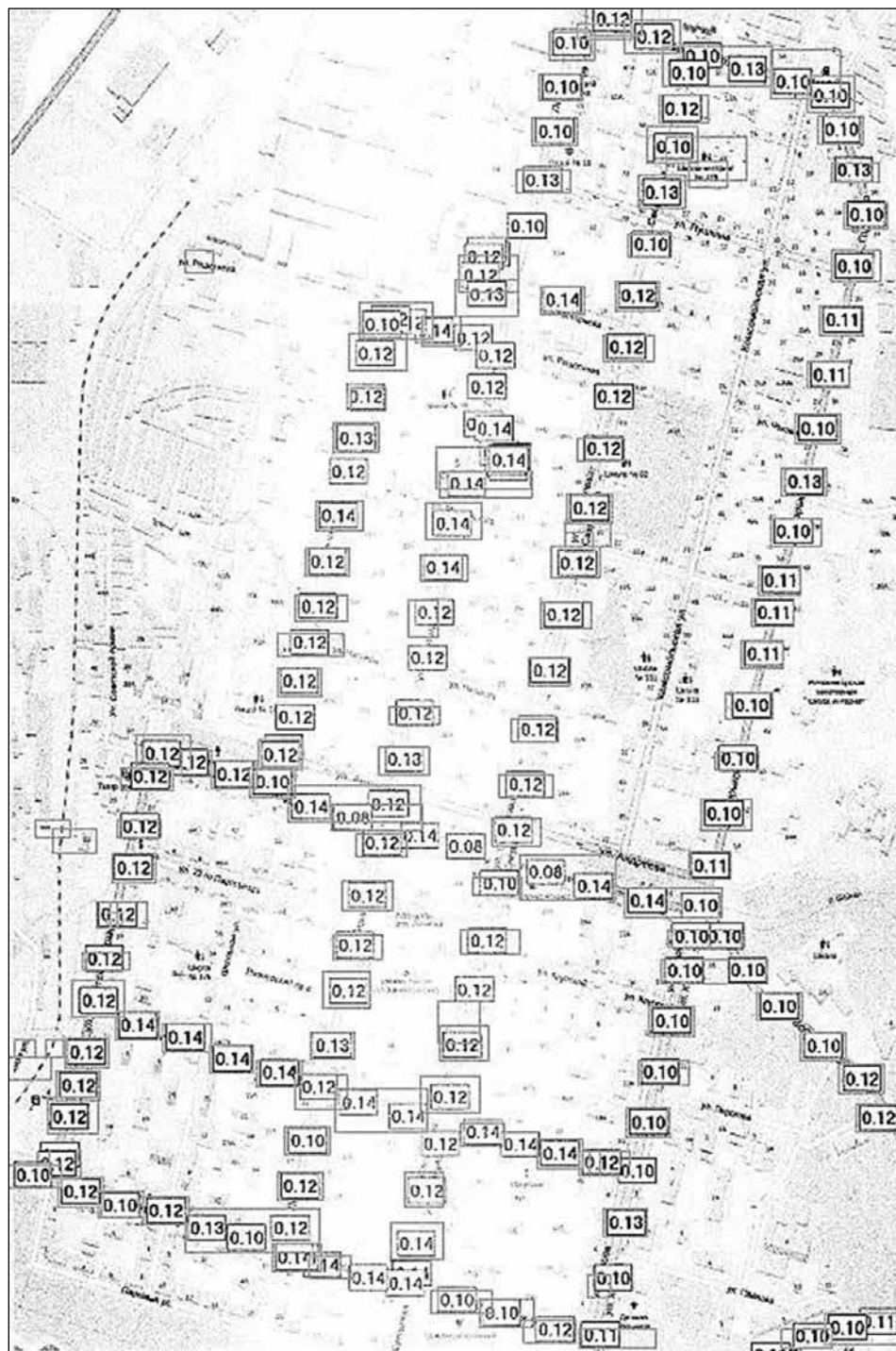


Рис. 2.94. Маршрутная гамма-съемка г. Железнодорож (центр) [116]

2.3.4. Оценка доз техногенного облучения населения и биоты

2.3.4.1. Оценка доз техногенного облучения населения

Оценивая суммарные дозы облучения, получаемые населением от техногенных радионуклидов, полезно сравнивать их с теми дозами, которые люди получают от естественного природного фона. Здесь уместно привлечь обширные данные радиационно-гигиенических паспортов, которые позволяют достаточно широко взглянуть на сложившуюся в Красноярском крае радиационную обстановку. На рис. 2.95 приведены оценки средних дозовых нагрузок на население Красноярского края за различные годы от природного фона. Эти оценки показывают как абсолютные значения доз, так и неопределенность, которая связана для такой большой популяции не с физической картиной радиационного воздействия, а с имеющимися процедурными возможностями подобных оценок.

Только отталкиваясь от наших объективных возможностей оценивать внешние факторы воздействия на здоровье людей, можно высказывать суждения о роли различных технологий в формировании рисков. Из рис. 2.95 отчетливо видно, что при воздействии на уровне доз в 1-2 мЗв/год и ниже теряется смысл сколько-нибудь убедительных суждений о реальном влиянии на здоровье этого фактора.

К оценке существующего облучения следует добавить исследования, направленные на выявление природных аномалий в 100-километровой зоне ГХК [116]. Урано-ториевые аномалии имели площадь от нескольких метров до 0,2-0,3 км², при этом мощность дозы на отдельных участках могла достигать 22 мкГр/ч. В 100-километровой зоне были обнаружены 15 точек, где мощность дозы превышала 4 мкГр/ч; 34 точки с мощностью в пределах от 1,5 до 4 мкГр/ч и 241 точка с мощностью дозы

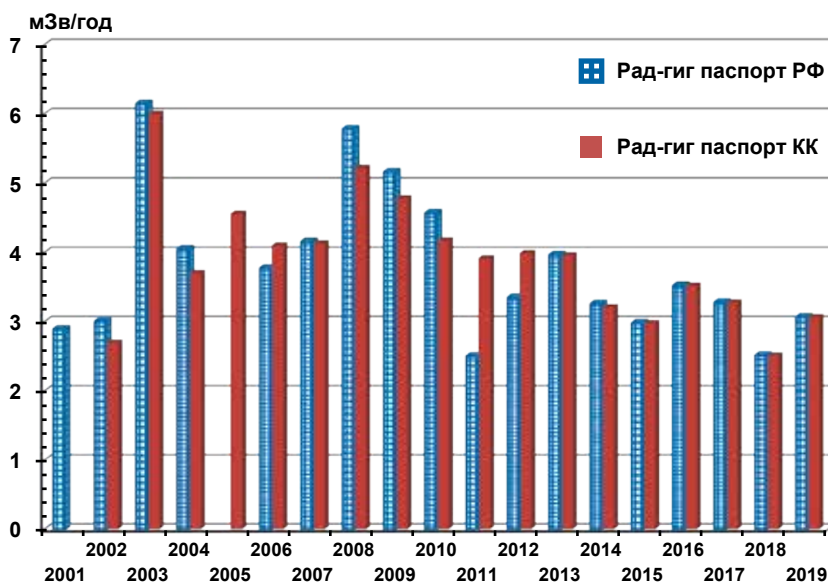


Рис. 2.95. Динамика оценок средних дозовых нагрузок на население Красноярского края от природного фона по данным радиационно-гигиенических паспортов края и РФ за 2001-2019 годы

до 1,54 мкГр/ч [116]. В основном такие аномалии связаны с выходами гранитов, древних кристаллических комплексов и карстовых образований главным образом в пределах труднодоступных горных и таежных систем Восточно-Саянского и Енисейского хребтов, и в силу этого они оказывают малое влияние на формирование доз внешнего облучения.

Среди реальностей нашего времени есть и повышенная озабоченность по поводу внесения в оболочку биосферы, где развита органическая жизнь, новых радиоактивных элементов, по большей части отсутствовавших в предшествующие периоды эволюции органического вещества. Такая настороженность вполне объяснима и требует для своего снижения времени и множества убедительных фактов, подтверждающих достаточную безопасность каждой технологии, в результате использования которой образуются радиоактивные вещества.

Для формирования пула таких фактов и проводятся исследования и оценки радиационного воздействия от конкретных технологий на конкретные группы населения. В районе расположения ГХК такие исследования проводились не единожды. На некоторых из них остановимся чуть подробнее.

В 2009 году специалисты Центра гигиены исследовали радиационную обстановку в с. Юкеево (492 жителя в 2014 году) и пос. Предивинск (1521 житель в 2013 году), выполнив НИР по теме «Оценка современных доз техногенного облучения жителей населенных пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК на участке реки от 60 до 140 км от места сброса ГХК» [43]. Оценки индивидуальных среднегодовых доз облучения жителей (существующее облучение) с. Юкеево равны 2,31 мЗв/год (критическая группа населения) и 2,41 мЗв/год (контрольная группа населения). При этом вклад в полную дозу, обусловленный техногенным радиоактивным загрязнением, связанным с деятельностью ГХК, оценен в 0,1 и 0,05 мЗв/год для критической и контрольной групп населения соответственно [43].

В районном поселке Предивинск оценка существующего облучения жителей показала, что среднегодовые дозы 2,18 мЗв/год (критическая группа населения) и 2,26 мЗв/год (контрольная группа населения) статистически неразличимы. При этом оценка вклада в полную дозу, обусловленного техногенным радиоактивным загрязнением, связанным с деятельностью ГХК, равна 0,06 и 0,03 мЗв/год для критической и контрольной групп населения соответственно [43].

В 2010 году детальные исследования были проведены в селах Казачинское (население 3627 человек в 2014 году — рис. 2.96) и Момотово (734 жителя в 2015 году), расположенных на противоположных берегах Енисея практически на одном расстоянии (~ 180 км) от места сброса ЖРО ГХК.

В период с 2000 по 2010 годы была обследована территория села Казачинское и участок берега, прилегающий к территории села, в интервале 262,2-268,2 км судового хода. Фактическая протяженность маршрутов гамма-съемки по территории села составила не менее 20 км, береговой полосы — 6,4 км [44].

В результате исследований, выполненных в 2007 году [88], в новом обследовании подтверждено наличие цепочки слабых локальных аномалий с размерами 2-3×10-25 м, вытянутой вдоль берега на протяжении до 38-400 м в пределах селебной территории. Локальные аномалии находятся на высоте 3,5-4,0 м от уреза воды в основании уступа, расположенного на границе низкой и высокой пойм. Аномалии обнаруживаются только по результатам измерения МД на поверхности почво-грунтов, значения которых достигают 0,20-0,25 мкГр/ч.



Рис. 2.96. Расположение с. Казачинское на берегу Енисея и места отбора проб. Выносными линиями обозначены места отбора проб почвы на берегу Енисея, желтым цветом выделена площадь территории исследований [44]

Радиоактивное загрязнение локализуется в горизонте на глубине от 0,05 до 0,17 м. Загрязнение обусловлено присутствием ^{137}Cs , удельная активность которого в отдельных пробах достигала 1,6 кБк/кг. Тем не менее средняя концентрация ^{137}Cs на береговой полосе составила 23 ± 8 Бк/кг, в то время как максимальное значение удельной активности в пробах почвы на территории села (кроме берега) была равна 13,5 Бк/кг, т. е. соответствовала уровню глобального загрязнения территории края. Доза внешнего облучения для критической группы (которая больше других проводит время на берегу) составила 0,84 мЗв/год, из них 0,04 мЗв/год можно отнести за счет техногенного ^{137}Cs .

Среднее значение ЭРОА в домах, рассчитанное с использованием результатов интегральных измерений ОА радона, равно 19,9 Бк/м³. Для расчета доз от радона на улице в соответствии с рекомендациями, приведенными в Методических указаниях МУ 2.6.1.1088-02, значение ЭРОА приняли равным среднемировому значению ЭРОА радона в приземном слое атмосферного воздуха, т. е. 6,5 Бк/м³. Тогда среднегодовая доза внутреннего облучения, обусловленная ингаляцией радона и его ДПР, составит 1,19 мЗв/год для критической группы и 1,39 мЗв/год для контрольной группы населения. Разница между группами в 0,2 мЗв/год, обусловленная радоном, в 5 раз выше, чем доза внешнего облучения в 0,04 мЗв/год, обусловленная ^{137}Cs .

Среднегодовая доза облучения критической группы населения с. Казачинское (без учета медицинского облучения) была оценена в 2,38 мЗв/год, в том числе доза, обусловленная техногенным радиоактивным загрязнением, связанным с деятельностью ГХК, — 0,07 мЗв/год [44].

Среднегодовая доза облучения контрольной группы населения с. Казачинское равна 2,53 мЗв/год, в том числе доза, обусловленная техногенным радиоактивным загрязнением, связанным с деятельностью ГХК, — 0,025 мЗв/год [44].

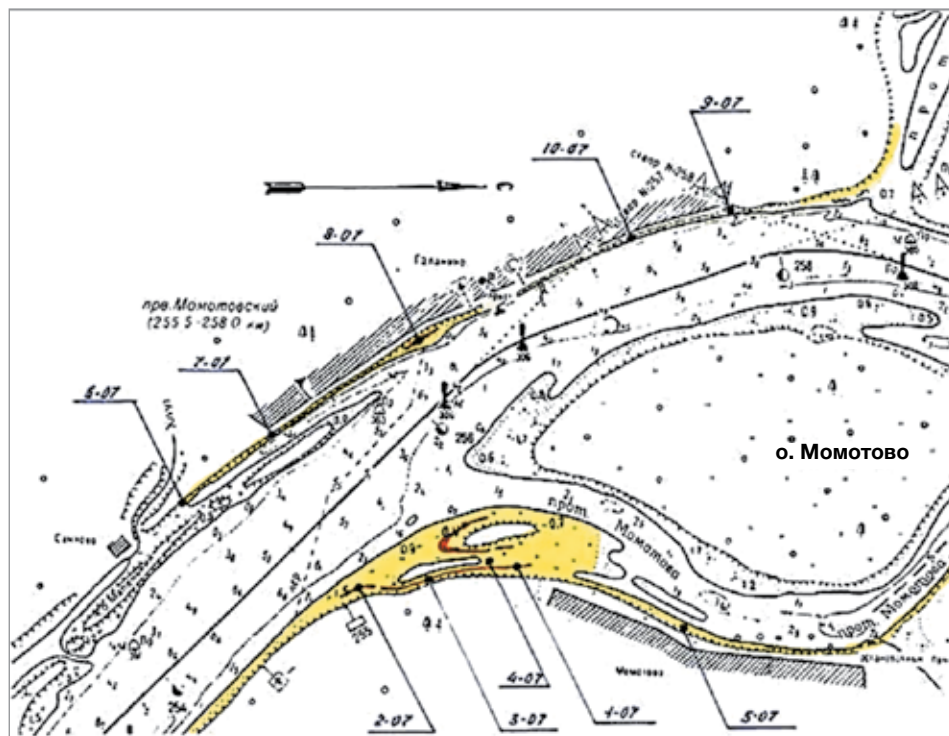


Рис. 2.97. Расположение с. Момотово на берегу Енисея и места отбора проб. Выносными линиями обозначены места отбора проб почвы на берегу Енисея, желтым цветом выделена площадь исследований, красным — наиболее загрязненные участки [44]

Из представленных оценок хорошо видно, что вариабельность годовой дозы определяется прежде всего разной концентрацией радона в воздухе помещений, на фоне этой разницы влияние техногенного фактора фактически несущественно и представляет лишь академический интерес.

Рассмотрим также оценки дозовых нагрузок для села Момотово. Село расположено на высокой (4,0-12,5 м) надпойменной террасе правого берега р. Енисей в 176 км от места сброса стоков ФГУП «Горно-химический комбинат».

Береговая полоса села по сравнению с другими обследованными населенными пунктами (кроме с. Б. Балчуг) в большей мере подверглась техногенному радиоактивному загрязнению. Ранее здесь было выявлено два участка радиоактивного загрязнения, представленные группой сближенных линейно-вытянутых радиоактивных ореолов (рис. 2.97) [88]. Последние находились на береговой отмели (косе) и в центральной части берегового склона у южной окраины села. Площади отдельных ореолов колебались в диапазоне от 5-50 до 30-400 м. Значения МД на поверхности почвы, фиксирующие загрязненные участки, зависели от глубины залегания радиоактивно загрязненных суглинков и изменялись в пределах от 0,27 до 0,35 мкЗв/ч.

Радиоактивное загрязнение отдельных участков, как и повсеместно в зоне наблюдения ГХК, локализуется в слое темно-коричневых суглинков мощностью 0,10-0,17 м, залегающих на глубине от 0,10 до 0,30 м. Удельная активность ^{137}Cs в ото-

бренных у с. Момотово пробах составляла от 400 ± 50 до 860 ± 100 Бк/кг. Этот слой, как и везде, перекрыт слаборадиоактивным мелкозернистым песком.

Среднее значение ЭРОА радона, измеренное интегральным методом в воздухе помещений села, составило 26 Бк/м^3 (при максимуме 35 Бк/м^3).

В селе были проведены подворные опросы жителей, которые позволили установить как средние величины, так и индивидуальные по поведению (пребыванию в тех или иных местах) и рациону (в частности, по потреблению местной рыбы и картофеля). Анализ опросных листов позволил сформировать критическую и контрольную группы жителей села.

Среднегодовая доза облучения критической группы населения с. Момотово (без учета медицинского облучения) равна $2,46 \text{ мЗв/год}$, в том числе доза, обусловленная техногенным радиоактивным загрязнением, связанным с деятельностью ГХК, — $0,07 \text{ мЗв/год}$ [44].

Среднегодовая доза облучения контрольной группы населения с. Момотово равна $2,45 \text{ мЗв/год}$, в том числе доза, обусловленная техногенным радиоактивным загрязнением, связанным с деятельностью ГХК, — $0,043 \text{ мЗв/год}$ [44].

Оцененные дозы облучения жителей двух сел почти вдвое меньше средней дозы, которую получают жители Красноярского края (без медицинского облучения) (рис. 2.97). При такой вариабельности доз облучения полученные оценки техногенного облучения, обусловленные деятельностью ГХК, малы и не могут приниматься в расчет при эпидемиологическом анализе.

Особое внимание исследователей было обращено на село Большой Балчуг. Жилая зона села занимает площадь около 60 га и включает 36 частных домов. В них в зависимости от времени года проживают от 130 до 150 человек. Основной источник питания жителей: продукция личных подсобных хозяйств (овощи, мясо, молоко), дикоросы (грибы, ягоды) и рыба, вылавливаемая в Енисее. При оценке дозовых нагрузок в 2008 году жители села были разделены на две группы: контрольную и критическую, к последней были отнесены люди, проводящие значительную часть времени на берегах Енисея, потребляющие не менее 50 кг/год рыбы [65].

Выделение техногенной составляющей опиралось на экспериментальный факт большей мощности дозы на береговой полосе или в пойме ($0,22 \text{ мкЗв/ч}$) по сравнению с мощностью дозы на территории села ($0,10 \text{ мкЗв/ч}$) в 2010 году. Эта разница образуется за счет техногенного ^{137}Cs . Техногенная составляющая внутреннего облучения рассчитывалась на основании рациона питания, определенного путем анкетирования, и результатов лабораторных исследований основных продуктов питания жителей. По результатам измерений и лабораторных исследований были рассчитаны дозы облучения (таблица 2.108).

Как видно из приведенных расчетных данных, вклад в полную дозу облучения, обусловленный техногенным фактором, связанным с деятельностью ГХК, равен $0,11 \text{ мЗв/год}$ для критической и $0,06 \text{ мЗв/год}$ для контрольной групп соответственно.

Ранее в 2005 и 2007 годах были получены несколько более высокие оценки доз облучения жителей из критических групп, обусловленные техногенным фактором: $0,44 \text{ мЗв/год}$ в 2005 году и $0,27 \text{ мЗв/год}$ для 2007 года. Но и эти значения теряются в «шуме» доз от природных источников излучения.

Определенный интерес представляют оценки накопленных дозовых нагрузок, обусловленных техногенным фактором за весь период работы ГХК. В ряде исследований [117-119] были реконструированы дозы техногенного облучения насе-

Таблица 2.108. Средняя доза облучения жителей села Большой Балчуг [65]

Виды и источники облучения		Доза облучения, мЗв/год	
		Критическая группа	Контрольная группа
Внешнее облучение	Суммарная доза	0,69	0,65
	В том числе за счет техногенных радионуклидов	0,053	0,011
Внутреннее облучение	Радон и ДПР	3,07	3,07
	Природные р/н в продуктах питания и питьевой воде (без ⁴⁰ К)	0,12	0,12
	Техногенные радионуклиды в продуктах питания	0,058	0,045
	⁴⁰ К в организме	0,17	0,17
Итого		4,16	4,07

ления, проживающего на берегах Енисея, в период с 1959 по 1991 годы и после остановки проточных реакторов в 1992 году. Результаты оценки дозы, выполненной в рамках международного проекта RADSITE [119] и дополненные более поздними оценками, приведены в таблице 2.109 [44, 119].

Основной вклад в формирование дозы вносило потребление енисейской рыбы, загрязненной ³²P. Консервативные оценки дозовых нагрузок за счет потребления рыбы приведены в таблице 2.110 [119].

Начиная с 1993 года после вывода из эксплуатации двух проточных реакторов годовые дозы внутреннего облучения населения, проживающего на удалении до 30 км от места сброса, за счет потребления рыбы не превышали 0,02 мЗв/год [118, 119].

Таким образом, максимальные дополнительные нагрузки, которые могли получить жители, проживающие на берегу Енисея ниже г. Железногорска, могли составлять от 10 до 30 мЗв за жизнь, дозовые нагрузки от природного фона (без медицинского облучения) за период с 1959 по 2015 годы находились в диапазоне от 170 до 350 мЗв.

Таблица 2.109. Накопленная индивидуальная эффективная доза населения, проживающего в прибрежных населенных пунктах, за период деятельности ГХК с 1959 по 2015 годы [44, 119]

Расстояние от места сброса, км	Численность населения, чел.	Средняя накопленная доза, мЗв			
		1959-1991	1992-2001	2002-2015	1959-2015
5-15	2500	11	0,4	0,7	12,1
15-25	2000	21	0,25	0,06	21,3
50-65	1700	27	0,15		27,2
65-75	700	17	0,15		17,2
90-150	8000	8,8	0,15		9,0
150-250	10000	2,9	0,15		3,0

Таблица 2.110. Дозы внутреннего облучения за счет потребления рыбы в 1962-1991 годах

Расстояние от места сброса, км	Средняя доза внутреннего облучения, мЗв год ⁻¹	Диапазон доз для различных групп населения, мЗв год ^{-1*}
5-15	0,29	0,08 — 0,63
15-20	0,59	0,16 — 1,28
50-60	0,78	0,22 — 1,70
100-150	0,26	0,075 — 0,58
150-250	0,075	0,02 — 0,016

* Наибольшие значения доз относятся к критической группе населения (рыбакам).

2.3.4.2. Оценка доз облучения биоты

Выше мы отмечали, что основное радиационное воздействие от техногенных радионуклидов следует ожидать от сбросов ГХК в Енисей. Именно поэтому в первую очередь рассмотрим оценки дозовых нагрузок на представителей водной биоты.

Оценки дозы на биоту в регионе ГХК производились по методам [120-122]. В качестве исходных использовались данные многолетнего радиоэкологического мониторинга о содержании техногенных радионуклидов в биоте и абиотических компонентах окружающей среды. Для референтных организмов биоты в случае отсутствия данных измерений удельные активности радионуклидов рассчитывались при помощи равновесных и динамических радиоэкологических моделей [123, 124]. В рамках равновесных моделей преимущественно использовались местные данные о факторах накопления радионуклидов в объектах биоты, а в случае их отсутствия литературные данные [120, 125, 126].

В таблице 2.111 представлены результаты расчетов мощности дозы внутреннего облучения биоты Енисея в ближней зоне ГХК в период работы ядерных реакторов [123].

Максимальные мощности дозы имели место в 1975-1980 годах и варьировали от 0,049 мГр/сут (хищная рыба) до 0,17 мГр/сут (моллюски). Эти уровни были выше природного фона, который для организмов Енисея оценен в 0,002-0,01 мГр/сут, однако значительно ниже БУОБ. Главный вклад во внутреннее облучение биоты Енисея в этот период вносил ³²P (до 95 %).

Последующие годы эксплуатации предприятий ГХК были разбиты на два периода: до остановки последнего реактора ГХК — 2000-2010 годы и после остановки — 2011-2019 годы. В оценках, представленных в таблице 2.112 [130], использовалось значение коэффициента накопления плутония в рыбе ($K_{\text{п}} = 180$) по данным радиоэкологического обследования рек Обь-Иртышского бассейна [127, 128]. Значения остальных коэффициентов накопления были взяты из работ [120, 129].

Доминирующий вклад в суммарную дозу гидробионтов в 2000-2010 годах вносило внутреннее облучение, обусловленное ³²P. По сравнению с максимальными дозовыми нагрузками (таблица 2.111) мощности дозы облучения в 2000-2010 годах уменьшились для рыбы в 15 раз, для моллюсков — в 21 раз.

В связи с выводом из эксплуатации последнего реактора весной 2010 года дозовые нагрузки на референтные виды речной биоты в 2011-2019 годах еще снизи-

Таблица 2.111. Оценки среднегодовых доз внутреннего облучения биоты Енисея

Период времени	Доза внутреннего облучения, мГр/сут		
	Плотва	Щука	Моллюски
1975-1980	0,049±0,024	0,031±0,013	0,17±0,08
1981-1986	0,041±0,019	0,025±0,011	0,14±0,07
1987-1992	0,031±0,014	0,016±0,008	0,10±0,05
БУОБ	1	1	10

Примечание: оценки дозы без учета облучения от плутония.

лись по сравнению с периодом 2000-2010 годов, для рыбы в 17 раз, для моллюсков в 3 раза. Основной вклад в техногенную дозу облучения моллюсков стал вносить $^{239+240}\text{Pu}$, а для рыб — ^{60}Co , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs [130].

Таблица 2.112. Оценки мощности поглощенной дозы облучения гидробионтов Енисея от техногенных радионуклидов в регионе ГХК в 2000-2019 годах, мкГр/сут [130]

Гидробионт	Район деревни Большой Балчуг (16 км от ГХК)	Район деревни Додоново (фоновый пункт наблюдений)
2000-2010 годы*		
Рыба придонная	6,6 ± 1,3	0,07 ± 0,03
Моллюски	8,2 ± 1,7	0,06 ± 0,03
2011-2019 годы		
Рыба придонная	0,40 ± 0,16	0,07 ± 0,03
Моллюски	2,94 ± 0,98	0,06 ± 0,02

Для наземной биоты не наблюдается значимого различия в дозовых нагрузках для районов д. Большой Балчуг и п. Емельяново (фоновый пункт) для периода наблюдений с 2000 по 2019 годы. Основной вклад в дозу техногенного облучения объектов наземной биоты обусловлен ^{137}Cs глобального происхождения.

Радиозоологическая ситуация в СЗЗ ГХК, в районе расположения подземного пункта глубинного захоронения ЖРО (филиал «Железногорский» ФГУП «Национальный оператор по обращению с радиоактивными отходами» — НО РАО) представляет самостоятельный интерес. В качестве исходных данных для оценки мощности дозы облучения организмов биоты использовались данные наблюдений за содержанием радионуклидов в объектах окружающей среды в районе расположения полигона «Северный» в 2011-2019 годах (таблица 2.113) [24-30].

Таблица 2.113. Исходные данные для оценки мощности дозы облучения биоты в районе расположения пункта глубинного захоронения ЖРО

Объект окружающей среды	Размерность	^{90}Sr	^{137}Cs
Ручьи, вода	Бк/л	0,031/0,43	0,0035/0,07
Река Большая Тель, вода	Бк/л	0,016/0,03	< 0,002

Окончание табл. 2.113

Объект окружающей среды	Размерность	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Почва	Бк/кг		25/59
Трава	Бк/кг		1,6/9,1

Примечание: в числителе — средние значения, в знаменателе — максимальные.

В качестве референтных организмов были выбраны [124, 131]:

- наземная биота: полевка — *Microtus*, трава осока — *Carex*, дерево сосна — *Pinus sylvestris*;
- водная биота: плотва — *Rutilus rutilus*, моллюск речная дрейссена — *Dreissena polymorpha*, водное растение рдест блестящий — *Potamogeton lucensi*.

Результаты оценки мощности дозы облучения референтных организмов водной биоты в районе расположения полигона захоронения ЖРО представлены в таблице 2.114.

Согласно расчетным оценкам максимальные мощности облучения гидробионтов в районе полигона захоронения ЖРО достигаются в ручьях в СЗЗ ФГУП «ГХК», составляя для рыбы 8,7 мкГр/сут, моллюсков 9,5 мкГр/сут, водных растений 12 мкГр/сут (таблица 2.114). Эти уровни в 10^2 - 10^3 раз меньше БУОБ. Основной вклад в дозовые нагрузки гидробионтов в ручьях обусловлен внешним облучением от ¹³⁷Cs, накопленного в донных отложениях в результате прошлой деятельности ФГУП «ГХК». Дозы облучения гидробионтов в р. Большая Тель в 50-200 раз ниже по сравнению с ручьями.

Таблица 2.114. Оценки мощности дозы техногенного облучения водной биоты в районе расположения пункта глубинного захоронения ЖРО, мкГр/сут (2011-2019 годы)

Компонент дозы	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	Суммарная мощность дозы (округленно)	Экологически безопасный уровень облучения
Рыба				
Внутреннее облучение	0,046/0,65	0,046/0,92	0,09/1,57	
Внешнее облучение	0,001/0,02	0,167/7,14	0,17/7,16	
Суммарное облучение	0,047/0,67	0,213/8,06	0,26/8,73	1 000
Моллюски				
Внутреннее облучение	0,121/1,672	0,0003/0,006	0,12/1,68	
Внешнее облучение	0,002/0,051	0,182/7,812	0,18/7,86	
Суммарное облучение	0,123/1,723	0,182/7,818	0,30/9,54	10 000

Окончание табл. 2.114

Компонент дозы	^{90}Sr	^{137}Cs	Суммарная мощность дозы (округленно)	Экологически безопасный уровень облучения
Водные растения				
Внутреннее облучение	0,14/1,94	0,0011/0,022	0,14/1,96	
Внешнее облучение	0,068/1,89	0,194/8,295	0,26/10,19	
Суммарное облучение	0,208/3,83	0,195/8,317	0,40/12,15	10 000

Список использованных источников к подразделу 2.3

1. Морозов П. В., Рыженков Б. Скала: Горно-химический комбинат. 1950-2010. Железногорск, 2010. — 176 с.
2. Атомный проект СССР. Т. II, книга 1. — 293 с.
3. Проблемы ядерного наследия и пути их решения. Т. 1 / Под общ. ред. Е. В. Евстратова, А. М. Агапова, Н. П. Лаверова, Л. А. Большова, И. И. Линге. — ОАО «Энергопромалитика», 2012. — 356 с.
4. Проект МНТЦ № 2097 РАДИНФО, годовой технический отчет «Разработка комплексной информационной системы, включающей базу метаданных и региональные радиологические кадастры для оценки радиационного воздействия на окружающую среду и население, аналитическое исследование Северо-запада России и Красноярского региона». ФГУП «ВНИИХТ». М., 2003. — 135 с.
5. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1993 году: ежегодник. — Обнинск, 1994. — 398 с.
6. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1991 году. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1992. — 339 с.
7. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1994 году. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1995. — 348 с.
8. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1995 году. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1996.
9. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1996 году. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1997.
10. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1997 году. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1998.
11. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1998 году. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1999.
12. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1999 году : ежегодник [Текст]. — СПб.: Гидрометеиздат, 2000. — 201 с.
13. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 году: ежегодник [Текст]. — СПб.: Гидрометеиздат, 2001. — 251 с.
14. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году: ежегодник [Текст]. — СПб.: Гидрометеиздат, 2002. — 225 с.
15. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году: ежегодник [Текст]. — СПб.: Гидрометеиздат, 2003. — 248 с.
16. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году: ежегодник [Текст]. — СПб.: Гидрометеиздат, 2004. — 274 с.
17. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году: ежегодник [Текст]. — М.: Метеоагентство Росгидромета, 2005. — 288 с.
18. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году: ежегодник [Текст]. — М.: Метеоагентство Росгидромета, 2006. — 273 с.
19. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году: ежегодник [Текст]. — Н. Новгород: Вектор-Тис, 2007. — 279 с.
20. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2008. — 285 с.
21. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2009. — 297 с.
22. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2010. — 315 с.

23. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2011. — 281 с.
24. Росгидромет, 2012. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. — Обнинск, 2012. — 297 с.
25. Росгидромет, 2013. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. — Обнинск, 2013. — 344 с.
26. Росгидромет, 2014. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. — Обнинск, 2014. — 367 с.
27. Росгидромет, 2015. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. — Обнинск, 2015. — 350 с.
28. Росгидромет, 2016. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2016. — 344 с.
29. Росгидромет, 2017. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2016 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2017. — 397 с.
30. Росгидромет, 2018. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2017 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2018. — 360 с.
31. Росгидромет, 2019. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2019. — 324 с.
32. Росгидромет, 2020. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2019 году: ежегодник [Текст]. — Обнинск, 2020. — 343 с.
33. *Popov V., E. Stukin, E. Kvasnikova, M. Savkin, V. Golosov.* KRASNOYARSK-26 // René J. C. Kirchmann & Arrigo A. Cigna. Radioactivity from Military Installations sites and Effects on Population Health, 2005. URL: <http://www.ancia.be/radio>.
34. ГХК, 2015. Отчет по экологической безопасности за 2014 год. ФГУП ГХК. Железногорск, 2015. — 36 с.
35. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ГХК» в 2018 году, 2019. — 43 с.
36. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ГХК» в 2019 году, 2020. — 44 с.
37. Схема систем водопотребления и водоотведения. Федеральное государственное унитарное предприятие Федеральная ядерная организация «Горно-химический комбинат». Подписано 30 января 2015 г. Срок действия до 01.01.2020.
38. Приказ Министерства сельского хозяйства РФ от 13 декабря 2016 г. № 552 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».
39. *Вакуловский С. М., Крышев И. И., Никитин А. И. и др.* Оценка влияния Красноярского горно химического комбината на радиозэкологическое состояние реки Енисей // Известия вузов. Ядерная энергетика. 1994. № 2-3. — С. 124-130.
40. *Vakulovsky S. M., Kryshev I. I., Nikitin A. I., Savitsky Yu. V., Malyshev S. V., Tertyshnik E. G.* Radioactive Contamination of the Enisey River // J. Environ Radioactivity. Vol. 29. No. 3, 1995. — P. 225-236.
41. *Вакуловский С. М.* Оценка радиационного воздействия Горно-химического комбината на экосистему Енисея // Безопасность окружающей среды. Радиационный мониторинг. 2008. № 2. — С. 40-43.
42. Оценка, 2008. Оценка современных доз техногенного облучения жителей населенных пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК: Отчет о НИР, ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». — Красноярск, 2008. — 76 с.
43. Оценка, 2009. Оценка современных доз техногенного облучения жителей населенных пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК на участке от 60 до 140 км от места сброса ГХК: Отчет о НИР, ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». — Красноярск, 2009. — 138 с.

44. Оценка, 2010. Оценка современных доз техногенного облучения жителей населенных пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК на участке от 140 до 200 км от места сброса ГХК: Отчет о НИР, ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». — Красноярск, 2010. — 63 с.
45. Доклад, 1993. Доклад межведомственной комиссии по комплексному анализу радиоэкологической, социально-экономической и санитарно-эпидемиологической обстановки в регионе города Железногорска Красноярского края. — Красноярск, 1993.
46. *Vakulovsky S. M., Tertyshnik E. G., Borodina T. S.* Migration of Radioactive Contaminants Discharged into the Yenisei River by the Krasnoyarsk Mining and Chemical Complex // Proceedings of the Ecorad 2001 conference. — Aix-en-Provence, France, 2001. — V. 2. — P. 673-676.
47. *Линник В. Г., Говорун А. П., Потапов В. Н., Садырев Д. Н., Шишлов А. Е., Дегерменджи А. Г.* Ландшафтные особенности распределения радионуклидов в пойме р. Енисей в ближней зоне влияния Горно-химического комбината // Международная конференция «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». М., 24-26 апреля 2000. Труды Т. 1. СПб.: Гидрометеоздат, 2000. — С. 543-548.
48. *Хижняк В. Г.* О радиационной обстановке в пойме р. Енисей. Обзор отчетных материалов / В. Г. Хижняк. — Красноярск: Красноярская инспекция по радиационной безопасности, 1993. — 22 с.
49. *Вакуловский С. М.* Авиационная гамма-спектрометрия для исследования радиоактивного загрязнения местности // АНРИ № 2, 2013.
50. *Хижняк В. Г.* О радиационной обстановке в пойме Енисея / В. Г. Хижняк // После холодной войны: разоружение, конверсия и безопасность: Сб. докладов II Международной радиоэкологической конференции. — Красноярск, 1995. — С. 128-130.
51. *Жидков В. В.* Радиоэкологические последствия результатов работы производств по выпуску оружейного плутония на ГХК. Результаты последних исследований / В. В. Жидков, А. Е. Шишлов // Судьба отработавшего ядерного топлива: проблемы и реальность: Сб. докладов III Международной радиоэкологической конференции. — Красноярск, 1996. — С. 172-173.
52. *Носов А. В.* Радиоактивное загрязнение р. Енисей, обусловленное сбросами Красноярского горно-химического комбината / А. В. Носов, М. В. Ашанин, А. Б. Иванов, А. М. Мартынова // Атомная энергия. 1993. Т. 74, вып. 2. — С. 144-150.
53. *Носов А. В., Мартынова А. М.* Анализ радиационной обстановки на р. Енисее после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХК // Атомная энергия. 1996. Т. 81, вып. 3. — С. 226-232.
54. *Носов А. В., Мартынова А. М.* Оценка вторичного загрязнения воды Енисея // Атомная энергия. 1997. Т. 82, вып. 5. — С. 372-378.
55. *Крышев И. И.* Радиоактивное загрязнение приземного воздуха // Ядерная энциклопедия. М.: Благотворительный фонд А. А. Ярошинской, 1996. — С. 288-291.
56. *Крышев И. И.* Радиоактивное загрязнение гидросферы // Ядерная энциклопедия. М.: Благотворительный фонд А. А. Ярошинской, 1996. — С. 292-296.
57. *Крышев И. И., Рязанцев Е. П.* Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. — М.: ИздАТ, 2000. — 384 с.
58. *Линник В. Г.* Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели. Диссертация на соискание ученой степени доктора географических наук. — М.: 2008.
59. *Linnik V. G., E. M. Korobova, J. Brownb, V. V. Surkov, V. N. Potapov, A. V. Sokolov.* Investigation of radionuclides in the Yenisey River floodplain systems: Relation of the topsoil radionuclide contamination to landscape features // Journal of Geochemical Exploration. 2014. 142. — P. 60-68.

60. Сухоруков Ф. В., Мельгунов М. С., Ковалев С. И. Особенности распределения техногенных радионуклидов в аллювиальных почвах и донных осадках р. Енисей в ближней зоне Красноярского ГХК // Международная конференция «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». М., 24-26 апреля 2000. Труды Т. 1. СПб.: Гидрометеоздат, 2000. — С. 537-542.
61. Болсуновский А. Я., Черкезян В. О., Барсукова А. В., Мясоедов Б. Ф. Исследование высокоактивных проб почв и горячих частиц поймы реки Енисей // Радиохимия. 2000. Т. 42, № 6. — С. 560-564.
62. Болсуновский А. Я., Трапезников А. В. Сравнительный анализ радиоактивного загрязнения р. Енисей и Обь-Иртышской речной системы // Материалы III Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». Томск: Изд-во «СТТ», 2009. — С. 95-98.
63. Александрова Ю. В., Болсуновский А. Я. Радионуклиды в воде реки Енисей // Радиозэкология XXI века: материалы Международной научно-практической конференции, г. Красноярск, 14-15 мая 2012 г. — Красноярск: СФУ, 2012. — С. 190-204.
64. Болсуновский А. Я. Радиозэкологические исследования поймы реки Енисей в зоне влияния горно-химического комбината (г. Железногорск) // Радиозэкология XXI века: материалы Международной научно-практической конференции, г. Красноярск, 14-15 мая 2012 г. — Красноярск: СФУ, 2012. — С. 209-204.
65. Григорьев А. И., Панкратов Л. В., Ревяко Ю. С., Скударнов С. Е., Шишилов А. Е. Особенности формирования доз в населенных пунктах, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения Горно-химического комбината // Радиозэкология XXI века: материалы Международной научно-практической конференции, г. Красноярск, 14-15 мая 2012 г. — Красноярск: СФУ, 2012. — С. 235-246.
66. Портал Института биофизики Сибирского отделения РАН. Электронный ресурс. URL: <http://www.ibp.ru/>.
67. Портал Института геологии и минералогии им. В. С. Соболева Сибирского отделения РАН. Электронный ресурс. URL: <https://www.igm.nsc.ru/>.
68. Определение запасов техногенных радионуклидов на правобережном участке р. Енисей от точки сброса ФГУП «Горно-химический комбинат» до устья р. Кан, являющимся источником вторичного техногенного радиационного загрязнения поймы р. Енисей. Заключительный отчет Красноярского филиала ФГУП «Госцентр «Природа», 2012.
69. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009: Гигиенические нормативы СП 2.6.1.2523-09. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора России, 2009. — 100 с.
70. Depres A. Les sources de plutonium dans l'environnement // Rev/Gen/Nucl., Jan.-Feb. 1995. — P. 24-29.
71. Плутоний. Радиационная безопасность. М.: Изд АТ, 2005. — 416 с.
72. Mitchell P. I. et al. Applied Radiation and Isotopes. 11: 1175-90 (1995).
73. Горяченкова Т. А. Содержание и распределение плутония в почвах ближней зоны воздействия Белоярской АЭС / Т. А. Горяченкова, Ф. И. Павлоцкая, Б. Ф. Мясоедов, В. В. Емельянов // Атомная энергия, 1992. Т. 73, вып. 3. — 229 с.
74. Плутоний, стронций. Результаты анализа нуклидов в почве. Отчет от 30.09.2011 на японском языке. Министерство образования, культуры, спорта и науки Японии. Электронный ресурс. URL: <http://www.mext.go.jp/>.
75. Воробьев А. И., Булдаков Л. А. Дозы облучения: два взгляда // Межд. ежегодн. журнал «Наука и человечество», 1992.
76. Кудряшов В. П. Загрязнение территории Республики Беларусь трансураниевыми элементами в результате глобальных выпадений и катастрофы на Чернобыльской АЭС, включение их в трофические цепи и формирование дозовых нагрузок. Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Минск, 1998.

77. *Мальцев Ю. М., Бобылева К. А.* Радиоактивное загрязнение вод р. Енисей. Источники и история загрязнения техногенными радионуклидами воды р. Енисей. Техногенные радионуклиды в бассейне реки Енисее, 2012. Электронный ресурс. URL: http://elib.sfu-kras.ru/bitstream/handle/2311/8905/MaltsevUM_2.pdf.
78. Нормы радиационной безопасности НРБ-99: Гигиенические нормативы СП 2.6.1.758-99. — М.: Минздрав России, 1999.
79. *Мартынова А. М., Носов А. В.* Оценка радиоактивного загрязнения Среднего Енисея // После холодной войны: разоружение, конверсия и безопасность: Сб. докладов II Международной радиэкологической конференции. — Красноярск, 1995. — С. 176-178.
80. *Иванов С. А.* Изучение поведения ^{60}Co , ^{137}Cs в пойме реки Енисей // Материалы III Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». Томск: Изд-во «СТТ», 2009. — С. 212-214.
81. Доклад, 1990. Доклад межведомственной комиссии по оценке радиационной обстановки в районе г. Красноярск. — Красноярск, 1990. — 12 с. с прил.
82. *Панченко С. В., Аракелян А. А., Гаврилина Е. А.* Динамика параметров радиационной обстановки в сельском населенном пункте, загрязненном в результате аварии на ЧАЭС в апреле 1986 г. Препринт ИБРАЭ № ИВРАЭ-2014-06. М., 2014. 35 с.
83. *Болсуновский А. Я., Черкезян В. О., Барсукова А. В., Мясоедов Б. Ф.* // Радиохимия. 2000. Т. 42, № 6. — С. 620-624.
84. *Сухоруков Ф. В., Дегерменджи А. Г., Болсуновский А. Я., Белолитецкий В. М., Кололупова Л. Г. и др.* Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. Новосибирск: изд. СО РАН, филиал «Гео», 2004. — 286 с.
85. *Трапезников А. В.* Радиэкологический мониторинг пресноводных экосистем. Том I / А. В. Трапезников, В. Н. Трапезникова, А. В. Коржавин, В. Н. Николкин. Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2014. — 496 с.
86. *Линник В. Г.* Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. М.: МГУ, 2008. — 40 с.
87. *Болсуновский А. Я.* Радиэкологические исследования поймы реки Енисей в зоне влияния Горно-химического комбината (г. Железногорск). Техногенные радионуклиды в бассейне реки Енисее, 2012. Электронный ресурс. URL: <http://elib.sfu-kras.ru/bitstream/handle/2311/8951/BolsunovskyA.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
88. Проведение радиационно-гигиенического обследования береговой полосы населенных пунктов, расположенных в зоне наблюдения ФГУП «Горно-химический комбинат», после паводка 2006 года: Отчет о НИР (Заключительный) / ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». 2007. — 87 с.
89. Отчет о радиэкологической обстановке в районе размещения ФГУП «ГХК». 2019. — 137 с.
90. Codex Alimentarius Commission: Codex general standard for contaminants and toxins in foods. CODEX STAN 1993-1995, Rev. 32007. FAO and WHO. — Geneva, 2007.
91. *Александрова Ю. В., Болсуновский А. Я.* Радионуклиды в воде реки Енисей // Сборник материалов Международной научно-практической конференции «Радиэкология XXI века», 14-16 мая, 2012, Красноярск, СФУ. — С. 190-194.
92. *Славская Л. А., Козлова Н. Н.* Отчет Среднесибирского УГМС по контролю за радиоактивным загрязнением окружающей среды на территории 100-км зоны Красноярского ГХК в 2010 году. — Красноярск: Среднесибирское УГМС, 2011. — 34 с.
93. *Быховский А. В., Зараев О. М.* Горячие аэрозольные частицы при техническом использовании атомной энергии. М. АтомИздат, 1974. — 256 с.
94. *Тимофеев В. А.* // Сб. докладов II Международной радиэкологической конференции. Красноярск, 1995. С. 165-171.

95. Гритченко З. Г., Кузнецов Ю. В., Легин В. К., Струков В. Н., Мясоедов Б. Ф., Новиков А. П., Шишлов А. Е., Савицкий Ю. В. «Горячие» частицы 2-го рода в пойменных почвах реки Енисей // Радиохимия. 2001. Т. 43, № 6. — С. 563-565.
96. Болсуновский А. Я., Горяченкова Т. А., Черкезян В. О., Мясоедов Б. Ф. Горячие частицы в Красноярском крае // Радиохимия. 1998. Т.40, № 3. — С. 271-274.
97. Чугуевский А. В., Сухоруков Ф. В., Мельгунов М. С., Макарова И. В., Титов А. Т. «Горячие» частицы реки Енисей: радионуклидный состав, структура, поведение в естественных условиях // Доклады Академии наук. 2010. Т. 430, № 1. — С. 102-104.
98. Дементьев Д. В. Радиозэкологические исследования лесных экосистем центральной части Красноярского края в зоне влияния предприятий ЯТЦ // Сборник материалов Международной научно-практической конференции «Радиозэкология XXI века», 14-16 мая, 2012. Красноярск, СФУ. — С. 258-260.
99. Bolzunovsky A., Ermakov A., Sobolev A. New data on transuranium elements in the ecosystem of the Yenisei River floodplain // Radiochim. Acta. 2007. No 95 (9). — P. 547-552.
100. ПДВ-2012. Методика разработки и установления нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ в атмосферный воздух (утверждена приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 07.11.2012 № 639). Ростехнадзор, 2012. — 21 с.
101. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2014 год: Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2015. — 134 с.
102. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2015 год: Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. — М.: Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2016. — 125 с.
103. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2016 год: Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. — М.: Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2017. — 126 с.
104. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2017 год: Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. — М.: Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2018. — 128 с.
105. Геологический атлас России. М. 1:10000000. Раздел 4. Экологическое состояние геологической среды.
106. Информационный отчет о результатах изучения особенностей геологического строения территории с. Атаманово, оказывающих влияние на ее радоноопасность: Отчет о НИР, ФГУ «Центр Госсанэпиднадзора в Красноярском крае».
107. Максимовский В. А., Харламов М. Г., Мальцев А. В., Лучин И. А., Смыслов А. А. Районирование территории России по степени радоноопасности // АНРИ. 1996/97. № 3. — С. 66-73.
108. Максимовский В. А., Смыслов А. А., Харламов М. Г. Карта радоноопасности России. Масштаб 1:10 000 000. Объяснительная записка. СПб: Роскомнедра, ВСЕГЕИ, Госкомвуз, СПбГИ, 1996. — С. 47-56.
109. Куркатов С. В., Торотенков Н. А., Комиссарова Н. В. Оценка санитарно-гигиенического состояния питьевого водоснабжения населения Красноярского края. — Красноярск: Центр государственного санитарно-эпидемиологического надзора в Красноярском крае, 1999.
110. Домаренко В. А. Радиогидрогеохимическое районирование юга Красноярского края и Республики Хакасия // Материалы III Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». Томск, Изд-во «СТТ», 2009. — С. 167-171.

111. *Бахур А. Е., Малышев В. И., Мануилова Л. И., Зуев Д. М.* Система и методы контроля радиоактивности природных вод // Разведка и охрана недр. — 1998. — Ноябрь.
112. *Чечеткин В. А., Григорьев А. И., Кургуз С. А., Акимова А. В.* Природная радиоактивность геологических формаций района Красноярска и особенности их радононосности // Материалы III Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». Томск: Изд-во «СТТ», 2009. — С. 559-564.
113. Уникальная радоновая аномалия в с. Атаманово / Л. Г. Арефина, М. В. Болотова, В. А. Воеводин и др. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы II Международной конференции, 18-22 октября 2004 г. — Томск: ТантемАрт, 2004. — С. 52-54.
114. Информационный отчет о результатах изучения особенностей геологического строения территории с. Атаманово, оказывающих влияние на ее радоноопасность: Отчет о НИР, ФГУ «Центр Госсанэпиднадзора в Красноярском крае».
115. Отчет по экологической безопасности ФГУП «ГХК» в 2016 году. 2017. — 40 с.
116. Доклад «Санитарно-эпидемиологическая обстановка на территории ЗАТО Железнодорожск в 2018 году». Отчет ФГБУЗ ЦГиЭ № 51 ФМБА России. 2019. — 38 с.
117. *Лопатин А., Витязь В., Деменюк Ф.* Влияние ГХК на окружающую среду // Экология Красноярья. 1997. № 2 (84).
118. *Крышев А. И., Сазыкина Т. Г.* Реконструкция дозы и радиационного риска для жителей прибрежных населенных пунктов реки Енисей за многолетний период эксплуатации Красноярского ГХК (1975-2000 годы) // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. 49 (2). — С. 246-250.
119. *Крышев И. И., Рязанцев Е. П.* Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. Второе издание, переработанное и дополненное. М.: Издат, 2010. — 497 с.
120. *Popov V., E. Stukin, E. Kvasnikova, M. Savkin, V. Golosov.* KRASNOYARSK-26 // René J. C. Kirchmann & Arrigo A. Cigna. Radioactivity from Military Installations sites and Effects on Population Health, 2005. <http://www.ancia.be/radio>.
121. Рекомендации Росгидромета Р 52.18.820-2015. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 17.04.2015 г. Обнинск, ФГБУ «НПО «Тайфун», 2015. — 64 с.
122. ICRP, 2008. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. Annals of the ICRP, 38 (4-6), Elsevier, 2008. — 251 p.
123. UNSCEAR, 2011 — United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Effects of radiation on the environment. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II, Scientific Annex E. Effect of ionizing radiation on non-human biota. United Nations, New York, 2011. — 164 p.
124. *Крышев А. И.* Биологический перенос радионуклидов в экосистеме реки Енисей и оценка дозы облучения природной биоты // Известия вузов. Ядерная Энергетика. 2007. № 4. — С. 31-39.
125. *Лулева К. В.* Оценка радиационно-экологического воздействия радиохимических комбинатов на референтные объекты животного мира. Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Обнинск, 2014. — 128 с.
126. IAEA, 2001. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety Report Series, № 19. IAEA, Vienna, 2001. — 213 p.
127. ICRP, 2009. International Commission on Radiological Protection. Publication 114. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. — P. 111.
128. *Никитин А. И., Крышев И. И., Чумичев В. Б., Крышев А. И., Валетова Н. К., Кабанов А. И., Катрич И. Ю., Рябцев И. А., Пельгунова Л. А., Полякова Н. И., Родин В. М.,*

- Мироненко А. Н.* (2008). Радиозоологический мониторинг Обь-Иртышской речной системы // Сборник материалов международной конференции «Радиозоология: итоги, современное состояние и перспективы» (Москва, 3-5 июня 2008 года). — С. 151-167.
129. *Крышев И. И., Никитин А. И.* Миграция радионуклидов в речной системе Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь. XLIV Радиозоологические чтения В. М. Клечковского (2 декабря 2015 г., ВНИИРАЭ, Обнинск). Сборник докладов. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2016. — С. 48-82.
130. IAEA — International Atomic Energy Agency. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Reports Series No.472, Vienna, 2010. — 208 p.
131. *Бурякова А. А., Крышев И. И., Сазыкина Т. Г., Ведерникова М. В., Панченко С. В.* Оценка дозы и экологического риска для объектов биоты в районе расположения Горно-химического комбината // Радиационная биология. Радиозоология. 2020. Т. 60, № 6. — С. 658-667.
132. *Лулева К. В., Крышев А. И.* Анализ радиозоологического воздействия Красноярского горно-химического комбината на объекты речной биоты в 2000-2012 годы // Радиация и Риск. Обнинск. 2014. Т. 23, № 1. — С. 89-96.

2.4. Белоярская АЭС

Я счастлив, что родился в России и посвятил свою жизнь атомной науке страны Советов.

И. В. Курчатов

Надпись на барельефе, открытом 20 апреля 1969 года на здании главного корпуса 1-й очереди Белоярской АЭС.

Белоярская АЭС (БАЭС) — первая промышленная атомная электростанция в России (рис. 2.98). Получила мировую известность в связи с многолетней успешной эксплуатацией быстрых реакторов. В настоящее время Белоярская АЭС — флагман стратегического направления развития атомной отрасли по переходу к замкнутому ядерно-топливному циклу [1].



Рис. 2.98. Белоярская АЭС (фото С. В. Панченко)

2.4.1. История освоения местности

После пуска и успешной эксплуатации первой в мире АЭС в 1955 году по инициативе И. В. Курчатова было принято решение о строительстве на Урале промышленной атомной электростанции с водо-водяным реактором канального типа. К особенностям этого типа реакторов относится перегрев пара до высоких параметров непосредственно в активной зоне, что открывало возможность для использования серийного турбинного оборудования [2].

Выбор места не был случайным. В 1954 году для электроснабжения Свердловска (название Екатеринбурга в 1924-1991 годах) и его промышленных предприятий было принято решение построить мощную тепловую электростанцию к востоку от города, на берегу реки Пышмы. Стройка стартовала в том же 1954 году с сооружения гидроузла на Пышме, у поселка Шеелит. В это же время рабочие валили лес, строили железнодорожную ветку и бетонный завод [3].

Первые строители прибыли 9 сентября 1955 года по оргнабору из Житомирской, Полтавской и Днепропетровской областей. Их расселили по деревням Белоярского района в радиусе 30 км от площадки строительства в частных домах и банях. На работу людей возили на бортовых машинах.

Подготовка к строительству началась в 1955 году, когда распоряжением Совета Министров СССР № 5164-Р от 2 июля 1955 года было принято решение о выделении 2653,6 га земель под строительство Белоярской государственной районной электрической станции (ГРЭС), включая зону затопления под будущее водохранилище. И тогда же приказом Свердловэнерго № 160 от 07.10.1955 директором строящейся Белоярской ГРЭС был назначен Моисей Львович Колмановский.

Для работы станции река Пышма была перекрыта плотиной, в результате чего появилось Белоярское водохранилище, строительство которого заняло 6 лет.

С начала 1956 года началось освоение территории под стройбазу жилпоселка: сооружались лесозавод на 2 пилорамы; автогараж на 32 автомашины; участок Уралэнергостроймеханизации; столовая на 60 мест; бетонный завод, до введения в действие первоначальной мощности которого был временно сооружен бетоно-растворный узел на месте бьющего из-под земли родника (теперь там стоит один из коттеджей по Инженерному переулку); подъездные железнодорожные пути к стройбазе и другие объекты. Одновременно началось строительство временного жилпоселка барачного типа, а также клуба на 320 мест, бани на 15 мест, спортзала. Строились бараки под школу, больницу с поликлиникой, детский садик, стройуправление, магазины. Всего за 1956-1957 годы было построено 83 барака, и поселок стал называться поселком Лесной.

К лету 1956 года Дирекция переехала из Мезенки в домик, принадлежащий Лесозаводу. Ни дорог, ни жилья еще не было, жили на частных квартирах в Мезенке, ходить на работу и с работы приходилось пешком. Людей возили на бортовых машинах, в кузове которых на скамейках усаживалось до 30 человек, пока не был построен первый жилой барак.

С начала 1956 года из Уральского отделения Теплоэлектропроекта начала поступать техдокументация на строительство ГРЭС на каменноугольном топливе. В том же году начались отсыпка плотины, взрывные работы по расширению створа реки под гидроузел и прокладка автодороги.

Весной 1957-го началось бетонирование гидроузла. Одновременно началось освобождение ложа водохранилища от вековых сосен. Валка леса и вывозка его лесовозами шла день и ночь. Десятки тысяч кубометров леса отправлялись в разные районы области и в первую очередь для своего лесозавода.

В 50-е годы прошлого столетия комсомол взял шефство над энергетикой, и все крупные объекты были построены с его участием.

Центральный комитет Всесоюзного ленинского коммунистического союза молодежи объявил стройку БАЭС всесоюзной ударной (рис. 2.99). Путевки начали вручать добровольцам во многих республиканских и областных комитетах. Самым



Рис. 2.99. Начало строительства БАЭС (фото предоставлено Музеем энергетики Урала)

многочисленным оказался отряд комсомольцев из Ленинграда, их на стройке прозвали «ленинградским десантом». Свердловский обком также подключился к кадровой работе. Так, летом 1957 года, получив аттестаты, на стройку прибыли выпускники трех школ Верхотурья.

«— Нас поселили в палатки. В поселке строились бараки, и постепенно людей переселяли туда. Только мы остались жить по-летнему. Комсогг Володя Ерошевич придет, подбодрит. Мол, потерпите, скоро общежитие достроим. А морозы наступили рано. Спали, прижавшись друг к другу, укрывались всем, что было, — одеялами, матрасами. А утром на работу, на стройке все было тяжело: машины разгружали, лес валили, пути укладывали, потом бетон мешали. Вскоре от наших трех классов только треть ребят осталась. Я их не виню, не каждый такое выдержит, — вспоминает комсомольскую юность ветеран БАЭС Галина Ахметова» [3].

К концу 1957 года на стройке трудились уже более двух тысяч комсомольцев. Сотрудников милиции в растущем поселке было совсем мало, порядок обеспечивал комсомольский патруль. Ребята с красными повязками следили, чтобы не было драк и чтобы в общежитиях вместе жили только зарегистрированные пары.

Первоначально о ядерном направлении электростанции мало кто знал, предполагалось построить обычную тепловую ГРЭС. Она должна была работать на традиционном угольном топливе. В те времена тема атомных станций была закрыта, в переписке и жизни она называлась Белоярская ГРЭС. Однако позднее было принято публичное решение о перепрофилировании тепловой станции на атомную. 25 августа 1957 года постановлением Совмина сооружение Белоярской тепловой электростанции было перепрофилировано на сооружение атомной электростанции.

Для монтажников эта станция началась еще в 1957 году, и начинали трудиться над ее созданием работники треста «Уралэнергомонтаж». Их усилиями в 1959 году



Рис. 2.100. Первые дома в поселке Лесном, переименованым в октябре 1957 года в пос. Заречный (фото предоставлено Музеем энергетики Урала)

была создана база с цехом изготовления водопаропроводов (1-й контур реактора), построено три жилых дома в поселке Заречный и начато возведение главного корпуса (рис. 2.100).

Сооружение атомной электростанции поставило перед коллективом строителей целый ряд новых задач и требований, отличающихся от освоенных при сооружении тепловых электростанций. Значительная сложность производства работ, сложность конструкций, новые строительные материалы и конструкции — тяжелые бетоны, жаростойкие и серпентинитовые бетоны, нержавеющей сталь, пластикат, химически стойкие покрытия и многое другое. Требовалась повышенная точность и, безусловно, высокое качество. Невыполнение этих требований совершенно недопустимо — за ними стоят надежность работы АЭС, здоровье и жизнь людей.

Все трудности сооружения первой очереди АЭС и плотины с гидроузлом, а также строительства жилья для растущего коллектива строителей и работников БАЭС легли в основном на плечи первого директора Моисея Львовича Колмановского³⁰.

Борис Георгиевич Иванов, много лет проработавший главным инженером станции, так описывает первую свою встречу с этим человеком: «Первая встреча с ним состоялась в нештукатуренной избушке рядом с пилорамой. Я с интересом присматривался к этому невысокому плотному человеку с головой мудреца, с подвижным, выразительным лицом и внимательным взглядом; много слышал о нем хорошего — коммунист, кремлевский курсант, участник боев с бандитами, доброволец стройки Комсомольска-на-Амуре, партийный работник, инженер-электрик, электромонтажник, опытный директор строящихся электростанций и исключительный знаток сметного дела и законодательства по капитальному строительству» [65].

³⁰ Ниже использованы материалы реферата Юлии Лымаревой [4], ученицы 9-го класса средней общеобразовательной школы № 3 города Заречный (консультант — Н. Т. Некрасова, руководитель школьного краеведческого музея), а также материалы семейного архива Н. Ю. Гановой (внучки М. Л. Колмановского). Реферат подан на Третий Всероссийский конкурс научно-образовательных проектов «Энергия будущего-2005».

Из статьи Л. А. Кочеткова «Бочка пу-ста — и дно уже видно...», в которой также дана характеристика Моисея Львовича: «Невысокий, аккуратно одетый, с тонким юмором и высокой общей культурой, Моисей Львович Колмановский, казалось, не мог в жизни обидеть никого, разве что комаров, которые постоянно садились на его совершенно лысую голову. Как ему удавалось справляться в финансовых вопросах с такими “акулами”, как В. П. Невский, Ю. Н. Пономарев (начальник стройки АЭС), — одному богу известно! Он всегда взволнованно, полуиспуганно уверял их, что они уже перебрали денег, что “бочка почти пуста, и дно уже видно”. Тем не менее он, наверное, был единственным директором строящейся АЭС, который не просто уложился в смету, но и оставил кое-что на будущее, уже после подписания акта завершения стройки³¹. Вместе с тем он не стремился стать директором построенной АЭС».



**Моисей Львович
Колмановский
(1901-1974)**

И еще одна черта его характера: «В самом начале строительства поселка и станции, когда еще не было водохранилища, на левом берегу реки была организована “купальня” директора БАЭС — Колмановского. Очень любил Моисей Львович купаться, купался с ранней весны до поздней осени в любую погоду. Каждый, кто знал Моисея Львовича, помнит его как необыкновенно энергичного и умного человека. Но не менее важно и другое его качество — это любовь к своей работе. Этой увлеченностью делом он сразу завоевывал единомышленников, люди заражались его жадной работой».

Правда, с проблемами атомной энергетики Моисей Львович был знаком достаточно поверхностно, что явилось одной из причин назначения нового директора БАЭС В. П. Невского в 1963 году, т. е. непосредственно перед началом пусковых работ на блоке № 1. Колмановский стал заместителем директора АЭС по капитальному строительству, продолжил именно ту работу, которую умел и любил делать. Новый директор АЭС В. П. Невский относился к Моисею Львовичу с глубоким уважением и полным доверием, так что тандем «Невский — Колмановский» для БАЭС оказался весьма полезным.



В 2001 году, в год 100-летия со дня рождения Моисея Львовича, городская дума решила присвоить звание «Почетный гражданин муниципального образования “Город Заречный”» Колмановскому Моисею Львовичу, первому директору строящейся

³¹ А именно 8 млн рублей, что в то время было немалой суммой.

БАЭС; занести имя почетного гражданина МО «г. Заречный» Колмановского М. Л. в Книгу Почета МО «Город Заречный».

В 1959 году на строительстве появились работники треста «Центроэнергомонтаж», которым поручалось монтировать реактор. В конце 1959 года на строительство АЭС был перебазирован участок из Дорогобужа Смоленской области, и монтажные работы возглавил В. П. Невский, будущий директор БАЭС. Все работы по монтажу тепломеханического оборудования были полностью переданы тресту «Центроэнергомонтаж».

В разгар строительства (7 февраля 1960 года) уральцы получили печальное известие о кончине **Игоря Васильевича Курчатова**, и через четыре дня после смерти основоположника отечественной атомной отрасли ЦК КПСС и Совет Министров СССР присвоили БАЭС его имя. До настоящего времени это единственная в России «именная» АЭС.

Интенсивный период строительства БАЭС начался с 1960 года. В это время монтажникам пришлось вместе с ведением строительных работ осваивать новые технологии по монтажу нержавеющей трубопроводов, облицовок спецпомещений и хранилищ радиоактивных отходов, монтаж конструкций реактора, графитовую кладку, автоматическую сварку и т. д. Обучались на ходу у специалистов, которые уже принимали участие в сооружении атомных объектов. Перейдя от технологии монтажа тепловых электростанций к монтажу оборудования атомных электростанций, работники «Центроэнергомонтажа» успешно справились со своими задачами, и 26 апреля 1964 года первый энергоблок БАЭС с реактором АМБ-100 («Атом Мирный Большой») выдал первый ток в Свердловскую энергосистему. Это событие наряду с вводом в эксплуатацию 1-го энергоблока Нововоронежской АЭС означало рождение большой ядерной энергетики страны.

При пуске 1-го энергоблока и последующие 10 лет его работы БАЭС станцию возглавлял Владимир Петрович Невский — «папа Невский», как называли его еще монтажники, а впоследствии за глаза и все зареченцы. Позднее говорили уже более серьезно: «Полководец». А в Финляндии, где он работал на атомной станции «Ловиза», прозвали его Русским Танком за неудержимый характер.

В. П. Невский³² был ярчайшим представителем и проводником административно-командного стиля руководства. С людьми был ровен, не обижал никого ни словом, ни делом, но требовал с каждого очень строго. Своими деловыми качествами выделялся среди всех других руководителей строительства. Приступив летом 1963 года к работе на станции в должности директора, Владимир Петрович Невский стал полноправным хозяином и на БАЭС, и в поселке.

Как руководитель В. П. Невский был требовательным до жесткости ко всем работникам станции от своих замов и начальников цехов до каждого рабочего. Если кто-то относился к работе халатно и безответственно, он всегда безжалостно наказывал виновных и никогда не менял своих приказов, твердо зная, что перемена приказа ведет к беспорядку.

Невский пускал и первый блок БАЭС, и второй блок; он отстаивал право на строительство уникального БН-600. При нем начал работать будущий АО «Институт реакторных материалов».

³² В рассказе о В. П. Невском использованы материалы из реферата Алены Наумовой [5].

Именно Невский сделал Заречный городом европейского уровня. Когда В. П. Невского назначили директором станции, он умело, с исключительной энергией и смелостью взялся за эстетику, чистоту и порядок на производстве и в поселке. Художники, дизайнеры и архитекторы из Москвы, Ленинграда и Свердловска представляли свои проекты, и он отбирал самые лучшие. И если Невскому что-то не нравилось, он заставлял все немедленно переделывать.

В 1973 году В. П. Невского перевели на работу в Москву. На тот момент шло сооружение 3-го энергоблока БАЭС, и надо сказать, что строительство было не столь интенсивным, как это следовало бы. Но когда на должность начальника «Главатомэнерго» был назначен В. П. Невский, все закрутилось в невиданном до этого темпе. Это был «от бога» руководитель той, советской эпохи. С неукротимой

настойчивостью, с огромной энергией он добивался поставки оборудования, ускорения строительных работ. Он мог уговорить секретаря обкома Б. Н. Ельцина собрать совещание нескольких министров, включая Е. П. Славского, В. В. Кротова и П. С. Непорожного, добиваться того, чтобы изготовление оборудования, ведущегося в их ведомствах, было под контролем этих министров.

Первый блок БАЭС достиг полной проектной мощности, однако из-за относительно небольшой установленной мощности блока (100 МВт), сложности его технологических каналов и, следовательно, дороговизны стоимость 1 кВт·ч электроэнергии оказалась существенно выше, чем у тепловых станций Урала.

Значительная часть истории эксплуатации 1-й очереди БАЭС была наполнена романтикой и драматизмом, свойственными всему новому. В особенности это было присуще периоду освоения блоков. Считалось, что проблем в этом быть не должно — были прототипы от реактора АМ «Первой в мире» до промышленных реакторов для наработки плутония, на которых апробировались основные концепции, технологии, конструктивные решения, многие типы оборудования и систем и даже значительная часть технологических режимов. Однако оказалось, что разница между промышленной АЭС и ее предшественниками настолько велика и своеобразна, что возникли новые, ранее неведомые проблемы.

Мощность реактора постепенно увеличивалась. В конце первого года эксплуатации она составляла 75 МВт (эл.). К этому времени уже были зарегистрированы и нарушения герметичности оболочек твэлов, и появление течей воды че-



В. П. Невский и макет БАЭС
(фото из библиотеки изображений
«РИА Новости»)



**Александр Ильич
Лейпунский
(1903-1972)**

рез возникшие трещины в трубах топливных каналов. Это начали сказываться недоработки проекта, проявившиеся еще при пуске первой АЭС. Однако должных выводов из того опыта ни главным конструктором, ни Научно-исследовательским и конструкторским институтом энерготехники им. Н. А. Доллежала (НИКИЭТ) сделано не было. Во многом БАЭС стала настоящим полигоном для усовершенствования конструкции всей АЭС, прообраза будущих РБМК (реакторов большой мощности канальных).

Технический проект 2-го энергоблока мощностью уже 200 МВт был разработан на основе проектного задания, созданного «Уралтеплоэнергопроектом» в 1960 году. Его строительство началось 1 января 1962 года. В 1967 году были закончены строительные и монтажные работы по 2-му энергоблоку, а 27 декабря 1967 года со-

стоялся пуск энергоблока № 2 с реактором на тепловых нейтронах АМБ-200.

В 1968 году было принято решение о строительстве на БАЭС третьего энергоблока с реактором на быстрых нейтронах — БН-600. Научное руководство созданием БН-600 осуществлялось Физико-энергетическим институтом, проект реакторной установки был выполнен Опытным конструкторским бюро машиностроения, а генеральное проектирование блока осуществляло Ленинградское отделение «Атомэлектропроекта». Строил блок генеральный подрядчик — трест «Уралэнергострой».

Интересно, что история мировой атомной энергетики началась именно с реактора на быстрых нейтронах. 20 декабря 1951 года в Айдахо заработал первый в мире энергетический реактор на быстрых нейтронах EBR-I (Experimental Breeder Reactor) электрической мощностью всего 0,2 МВт. Позднее, в 1963 году, недалеко от Детройта была запущена АЭС с реактором на быстрых нейтронах Fermi — уже мощностью около 100 МВт [6].

В СССР этой темой с конца 1940-х годов занимался Александр Ильич Лейпунский, под руководством которого ФЭИ (ныне АО «Государственный научный центр Российской Федерации — Физико-энергетический институт им. А. И. Лейпунского») были разработаны основы теории быстрых реакторов и построены несколько экспериментальных стендов, что позволило изучить физику процесса.

Первый реактор такого типа БР-1 был пущен в ФЭИ еще в 1955 году. Затем были БР-5, БР-10, БОР-60 и, наконец, БН-350. В результате проведенных исследований в 1972 году вступила в строй первая советская АЭС на быстрых нейтронах в городе Шевченко (ныне Актау, Казахстан) с реактором БН-350 (изначально обозначался БН-250). Она не только вырабатывала электроэнергию, но и использовала тепло для опреснения воды. Вскоре были запущены французская АЭС с быстрым реактором Phénix (1973 год) и британская с PFR (1974 год), обе мощностью 250 МВт.

Вступившие в строй после 1980 года промышленные энергетические реакторы на быстрых нейтронах во всем мире можно пересчитать по пальцам одной руки: это Superphénix (Франция, 1985-1997 годы), Monju (Япония, 1994-1995 годы) и БН-600



Рис. 2.101. Руководство БАЭС с 1963 по 2010 годы (фото из [7])

(БАЭС, 1980 год), а теперь (с 2016 года) и БН-800. Российские энергоблоки в настоящий момент являются единственными в мире действующими промышленными энергетическими реакторами.

В 1973 году был назначен третий директор БАЭС — Вадим Михайлович Малышев, занимавший до этого должность заместителя главного инженера по эксплуатации (рис. 2.101).

В. М. Малышев внес вклад в подготовку и проведение пуско-наладочных работ на 1-м и 2-м блоках станции. Под его руководством выполнен большой объем работ по приведению БАЭС в соответствие с общими положениями обеспечения безопасности АЭС. Занимался решением технических вопросов разработки и изготовления оборудования, вопросов форсирования строительства БН-600. Непосредственно руководил пуском и вводом в эксплуатацию энергоблока № 3 на быстрых нейтронах. Под его руководством реализованы операции по приему и накоплению на БАЭС жидкометаллического натрия, по изготовлению модулей-парогенераторов.

Блок № 3 (БН-600) включен в энергосистему в апреле 1980 года. Государственная комиссия при приемке законченного строительства энергоблока с реактором БН-600 поставила редко применяемую в практике оценку «отлично». Сегодня это единственный в мире энергоблок с быстрым реактором промышленного уровня мощности, который успешно продолжает работу столь длительное время.

Вследствие его уникальности не имелось статистических данных о ресурсных возможностях оборудования в длительной перспективе, поэтому расчетный срок эксплуатации назначили, исходя из минимальных значений. В 2010 году после материаловедческого обследования незаменимых элементов и замены остального оборудования была получена лицензия Ростехнадзора на продление расчетного срока эксплуатации до 2020 года с возможностью дальнейшего продления. В ходе подготовки энергоблока к продлению эксплуатации, которая продолжалась свыше пяти лет, была произведена масштабная модернизация всего оборудования от турбогенераторов до информационно-вычислительных систем, от активной зоны реактора до систем перегрузки топлива, от системы радиационного контроля до каналов надежного электропитания. Также были смонтированы дополнительные системы, повышающие безопасность энергоблока: например, теперь имеется воз-

возможность расхолаживания реактора путем естественной циркуляции через воздушный теплообменник, появился запасной пункт управления, дублирующий системы останова реактора и его поддержания в безопасном состоянии и т. д.

В продленный срок эксплуатации БН-600 вступил полностью обновленным, соответствующим самым строгим мировым требованиям, применяемым к новым современным энергоблокам. По своим конструктивно-технологическим особенностям БН-600 относится к наиболее безопасным и экологически чистым реакторам. Он обладает свойством самозащитности: при отклонении от нормального режима работы останавливает ядерную реакцию сам, в силу естественных законов природы, даже если не получит команду от человека или автоматики. В корпусе реактора отсутствует высокое давление (оно всего лишь чуть выше обычного атмосферного), а сам корпус состоит из двух (основного и страховочного) вложенных друг в друга по принципу матрешки корпусов. К тому же реактор имеет интегральную компоновку: все оборудование первого контура, подвергающееся радиационному воздействию, заключено внутрь его корпуса. Большая теплоемкость и большой температурный запас у теплоносителя — жидкого натрия — в течение нескольких суток не позволят реактору перегреться, даже если он останется вообще без охлаждения.

С уходом В. М. Малышева в 1986 году на должность председателя Государственного комитета СССР по надзору за безопасным ведением работ в атомной промышленности (с 1989 года он председатель Государственного комитета СССР по надзору за безопасным ведением работ в промышленности и атомной энергетике) на должность директора БАЭС был назначен Олег Макарович Сараев.

На долю Олега Макаровича выпала тяжелейшая ноша руководить станцией и городом в самое тяжелое время, в «эпоху перемен». Тем не менее тандем двух градоначальников в лице Сараева и мэра Леонтьева сумел так выстроить систему управления городом, что, несмотря на кризисное время, они смогли сохранить коллектив градообразующего предприятия от развала, а город от скачивания на уровень «захудалой глубинки». Это был своего рода период двоевластия: перехода истории Заречного на новые рельсы, когда менялось почти все, в том числе и система управления. Будучи директором станции, а затем еще и председателем местной Думы в качестве общественной нагрузки, Сараев сделал все возможное и даже невозможное, чтобы Заречный не только выжил, но и продолжал развиваться.

Несколько слов необходимо сказать и о председателе исполкома поссовета Заречного Георгии Карпеевиче Леонтьеве. Председателем он стал в результате первых реально демократических выборов еще в 1990 году, однако мэром в полном смысле этого слова он стал в августе 1991 года, когда Заречный первым в России поднял триколор и поддержал Ельцина.



Герб г. Заречный

А в сентябре 1992 года именно команда Леонтьева добилась присвоения Заречному статуса города. Команда Леонтьева ставит задачу строительство технополиса, а в окрестностях начинается добыча золота. Позже при Леонтьеве формируется современная система власти: Дума и администрация. В результате референдума к Заречному присоединяются окрестные деревни, и, таким образом, формируются современные границы муниципалитета. Но главное — вместе с директором БАЭС Георгий Леонтьев сумел в самое

сложное время спасти Заречный от развала и нищеты, проведя город через самые сложные испытания как политические, так и экономические.

Вернемся к биографии Олега Макаровича Сараева. В 1965 году он окончил Томский политехнический институт по специальности «Проектирование и эксплуатация атомных установок», с 1966 года работал на БАЭС на различных должностях начиная с техника блочного щита управления, в 1980-1986 годах он заместитель главного инженера БАЭС по эксплуатации и по научной работе, в 1986 году был назначен на должность главного инженера БАЭС, с конца 1986 года по февраль 2002 года — директор БАЭС им. И. В. Курчатова, с февраля 2002 года возглавлял ФГУП «Российский государственный концерн по производству электрической и тепловой энергии на атомных станциях» (концерн «Росэнергоатом»), сначала был президентом концерна, а с 8 октября 2002 года осуществлял руководство концерном в качестве генерального директора.



**Георгий Карпеевич
Леонтьев**

В 90-е годы были окончательно приняты технические решения по реактору БН-800, в которых предусматривался переход на уран-плутониевое топливо. С этой основной задачей были тесно связаны и апробация создания замкнутого цикла, и увеличение выгорания топлива, и освоение более плотного топлива [8].

Строительство нового энергоблока началось на площадке БАЭС в 2006 году при новом директоре — Николае Николаевиче Ошканове. На БАЭС Николай Николаевич работал с 1972 года, в 1986 году был назначен на должность главного инженера, а с октября 2002 по декабрь 2009 года он директор БАЭС, одновременно заместитель генерального директора концерна «Росэнергоатом». В 65 лет Ошканов подает в отставку с поста директора АЭС, но не бросает атомную энергетику: он профессор кафедры атомной энергетики в УПИ, написал две книги, выдержавшие не одно переиздание. Н. Н. Ошканов, возглавив проектный офис по созданию серийного коммерческого реактора будущего БН-1200, расширил горизонты атомной энергетики и приблизил Россию к новой технологической платформе с замкнутым ядерно-топливным циклом. Николаю Николаевичу присущи ответственность, чувство долга, глубокие познания и огромный опыт.

В таблице 2.115 представлена обобщенная информация обо всех энергоблоках БАЭС, а на рис. 2.102 — новый блок БН-800.

Таблица 2.115. Общая информация об энергоблоках БАЭС

Энергоблок	Тип реакторов	Мощность чистая	Начало строительства	Подключение к сети	Коммерческий пуск	Закрытие
Белоярская-1	АМБ-100	102 МВт	01.06.1958	26.04.1964	26.04.1964	15.01.1983
Белоярская-2	АМБ-200	146 МВт	01.01.1962	29.12.1967	01.12.1969	15.04.1990
Белоярская-3	БН-600	560 МВт	01.01.1969	08.04.1980	01.11.1981	2030 план
Белоярская-4	БН-800	820 МВт	18.07.2006	10.12.2015	31.10.2016	
Белоярская-5	БН-1200	1130 МВт	2025 (план)	2030 (план)		



Рис. 2.102. БАЭС. БН-800 (фото из [9])

2.4.2. Промышленное освоение территории

Сегодня город Заречный является одним из самых молодых городов Свердловской области (рис. 2.103).

Заречный создавался как территория развития атомной энергетики, таким образом, история города неразрывно связана с историей БАЭС. Современная площадь городского округа составляет 299,27 км². Распределение земель городского округа по категориям представлено в таблице 2.116.

Таблица 2.116. Категоризация земельного фонда городского округа Заречный [11]

Категория земель	Площадь, га	Доля, %
Земли населенных пунктов	2588	8,65
Земли сельскохозяйственного назначения	7658	25,59
Земли промышленности, транспорта и иного назначения	5203	17,39
Земли особо охраняемых территорий	96	0,32
Земли лесного фонда	14340	47,92
Земли запаса	42	0,14
Итого	29927	100

Самым заметным ландшафтным элементом городского поселения является Белоярское водохранилище — один из самых красивых искусственных водоемов



Рис. 2.103. Город Заречный (фото из [10])

Свердловской области (рис. 2.104). Площадь водоема 38 км², объем 0,265 км³, наибольшая глубина 24 м, а средняя глубина 9 м [12, 13].

Население Заречного планомерно росло до 1989 года, затем в начале 2000-х годов оно несколько сократилось и вышло на некоторое стабильное плато (рис. 2.105). В городском округе преобладает городское население — 89,50 %, а сельское составляет 10,50 % [14].



Рис. 2.104. Белоярское водохранилище

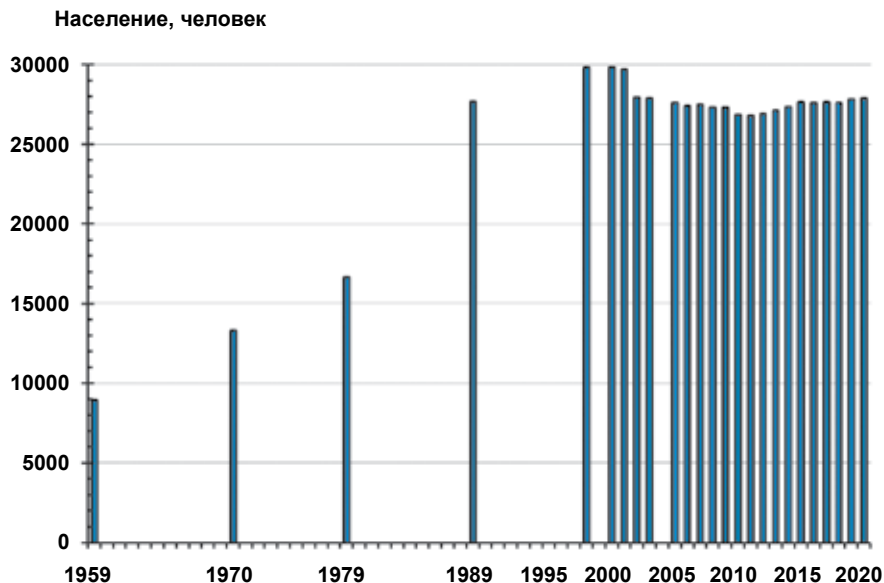


Рис. 2.105. Динамика населения Заречного

Начиная с 2015 года прирост населения составлял 0,1 % в год. С 2010 года наблюдается естественный прирост населения на 1,4 % в результате превышения рождаемости над смертностью, но до 2008 года коэффициент смертности превышал коэффициент рождаемости в среднем на 3,74 %.

Особо следует отметить, что при общем росте численности населения с 2010 года наблюдается тенденция снижения численности населения в трудоспособном возрасте. В период 2012-2014 годов снижение составляло от 0,3 до 0,8 % в год, с 2015 года процент снижения достиг 2,3 %. В целом прогноз демографической ситуации с учетом начала работы энергоблока № 4 и дальнейших перспектив развития отрасли достаточно оптимистический [15].

Высокий образовательный и культурный уровень населения городского округа Заречный и близость к Екатеринбургу с его возможностями по выбору рабочих мест порождает определенные «маятниковые миграции» значительной части жителей. Ежедневно на работу выезжает от 3 тыс. человек трудоспособного населения, что составляет от 16 % всего трудоспособного населения городского округа Заречный.

Естественная миграция в городском округе Заречный за период с 2000 по 2016 годы составляет около одной тысячи человек ежегодно и не оказывает существенного влияния на численность населения городского округа.

Промышленный комплекс городского округа Заречный играет ключевую роль в социально-экономическом развитии территории. Основные промышленные отрасли городского округа Заречный (кроме атомной отрасли): добыча полезных ископаемых, обрабатывающие производства, производство, передача и распределение электроэнергии, газа и воды.

Отрасль «добыча полезных ископаемых» представлена на территории филиалом ЗАО «Нерудсервис» «Курманский каменно-щебеночный карьер», основные

виды выпускаемой продукции которого — добыча строительного камня, щебень фракционный, отсев.

Отрасль «обрабатывающие производства» представлена на территории следующими предприятиями:

- ООО «Континенталь», основные виды выпускаемой продукции — поставка металлопроката из нержавеющей стали и изготовление деталей и заготовок из плоского проката с помощью лазерной, гидроабразивной резки или плазменной резки;
- ООО «ПК Контур», основной вид выпускаемой продукции — производство полипропиленовых труб и фитингов для систем водоснабжения;
- ООО «ПГС Сервис» — производство поверочных газовых смесей;
- АО Производственно-научная фирма «Термоксид», основной вид деятельности — производство сорбента марки термоксид.

Малое и среднее предпринимательство вносит свой вклад в развитие экономики городского округа Заречный, при этом отмечается высокий уровень предпринимательской активности населения. На территории функционирует Фонд поддержки малого предпринимательства городского округа Заречный, осуществляющий поддержку малого предпринимательства производственного сектора. Функционирует ЗАО «Технопарк 1993», ведущий образовательную и консультационную работу, направленную на развитие малого бизнеса. Количество субъектов малого предпринимательства, зарегистрированных на территории городского округа Заречный на 1 января 2017 года, составило 946 единиц, что составляет 30,32 единицы на 1000 жителей [11].

2.4.2.1. АО «Институт реакторных материалов»³³

На основании постановления ЦК КПСС и Совета Министров СССР № 1090-446 от 12 октября 1960 года и приказа Государственного комитета по использованию атомной энергии СССР от 30 августа 1962 года было начато строительство исследовательского ядерного реактора ИВВ-2, который должен был входить в комплекс сооружений Свердловского физико-технического института (СФТИ). В 1964 году была создана Дирекция строящегося СФТИ и ИВВ-2.

31 декабря 1965 года Государственной приемочной комиссией был принят в эксплуатацию пусковой комплекс исследовательского ядерного реактора ИВВ-2. По приказу Министерства среднего машиностроения от 4 марта 1966 года филиалу было присвоено открытое наименование «Свердловский физико-технический институт» (СФТИ, в настоящее время АО «Институт реакторных материалов» — АО «ИРМ»). С момента создания приоритетной целью АО «ИРМ» было и остается обоснование безопасного и эффективного применения атомной энергии и радиационных технологий.

22-27 апреля 1966 года эксплуатационным персоналом исследовательского ядерного реактора ИВВ-2 совместно с пусковой бригадой СФТИ был успешно проведен физический пуск реактора ИВВ-2, в связи с чем началом деятельности СФТИ принято считать дату физического пуска — 23 апреля 1966 года.

Основными научно-техническими задачами предприятия были определены: исследования радиационно-коррозионной стойкости реакторных материалов и эле-

³³ По материалам с сайта ИРМ: <http://irm-atom.ru/o-predpriyatii>.

ментов конструкции реактора, исследования способов ядерного перегрева применительно к перспективным проработкам ядерных реакторов для АЭС, исследования свойств неорганических сорбентов, разработка оптимальных режимов и схем очистки вод, исследования методик промышленного активационного анализа, исследования характеристик активных зон исследовательских и энергетических реакторов, исследования по физике твердого тела.

В конце 1974 года на предприятии был введен в эксплуатацию корпус с комплексом защитных камер и боксов, оснащенных на тот период времени современным материаловедческим оборудованием с дистанционным управлением, обеспечивающим безопасное проведение работ с радиоактивными материалами. С этого времени предприятие сформировалось как специализированный материаловедческий центр для проведения научно-исследовательских работ в интересах ускоренного развития атомной энергетики.

Проведенная в 1976 году реконструкция реактора позволила увеличить его мощность с 5 до 15 МВт, установка получила название «Исследовательский ядерный реактор ИВВ-2М».

В настоящее время АО «ИРМ» обладает мощной производственной базой: исследовательский реактор ИВВ-2М для наработки изотопного сырья, горячие камеры, радиохимическое оборудование, участок по изготовлению облучательных устройств [8]. Основными направлениями деятельности АО «ИРМ» в настоящее время и в перспективе являются испытания и исследования топлива и конструкционных материалов в обоснование их длительной безопасной эксплуатации по проектам Международного термоядерного экспериментального реактора, «ПРО-РЫВ» и другим тематикам. Кроме того, к ключевым направлениям деятельности АО «ИРМ» относятся экспериментальные исследования и технологии термоядерного синтеза, производство радионуклидов для науки, промышленности и медицины, проектирование, конструирование и металлообработка.

2.4.3. Природные характеристики региона

Климатические условия

БАЭС расположена в таежной зоне умеренно-холодного климата с характерной резкой изменчивостью погодных условий, хорошо выраженными сезонами года. Наиболее холодные месяцы — декабрь и январь со среднемесячными температурами -19°C . Средние даты установления устойчивого снежного покрова — вторая декада ноября. Наиболее жаркий месяц — июль со средней температурой от $+16^{\circ}\text{C}$ до $+19^{\circ}\text{C}$. Активная циклоническая деятельность и частая смена воздушных масс в районе расположения АЭС определяют неустойчивый характер погоды во все сезоны года. Согласно данным метеостанции, установленной на блоке № 3 на высоте 75 м, преимущественными в районе БАЭС являются ветры от южного до западного направлений. Среднегодовая скорость ветра на высоте 75 м составляет 3,7 м/с, максимальная скорость — 17,0 м/с [16].

Зима холодная, продолжительная, снежный покров держится с ноября по апрель. Мощность покрова от 0,5 до 0,8 м. Промерзание грунта до 1,5 м. Территория относится к зоне достаточного увлажнения.

Природные условия

Основным источником водопользования на БАЭС является Белоярское водохранилище, образованное в 1959-1963 годах путем зарегулирования русла р. Пышмы в 75 км от ее истока, которое пересекает ЗН АЭС в направлении с северо-запада на юго-восток. Река относится к Обь-Иртышскому бассейну и является правым притоком р. Туры, впадающей в р. Тобол — приток Иртыша. Вытекает река из озера Ключевского, расположенного на массиве Молебского болота вблизи г. Верхняя Пышма [17].

Белоярское водохранилище имеет протяженность 20 км, ширина на уровне АЭС — около 3 км. Полный объем водохранилища составляет $2,65 \cdot 10^8$ м³, площадь зеркала — 38,6 км², средняя глубина — 7 м. Плотина расположена в 7 км к югу от АЭС. Норма естественного стока Пышмы в створе БАЭС равна 2,8 м³/с [16]. Белоярское водохранилище является гидрокарбонатно-кальциевым водоемом со средней степенью минерализации и слабощелочной реакцией среды. Водоохранилище покрывается льдом обычно в середине ноября, а освобождается от ледового покрова в начале мая [18].

Берега водоема преимущественно пологие, местами каменистые, в основном заняты лесом, кое-где встречаются кустарниковые болота и пастбищно-луговые угодья. В водоем впадают речки Пушкариха, Черемшанка, Черная, Марья, Липовка и др.

Источником питьевого водоснабжения БАЭС служат пять скважин Каменского, одна скважина Гагарского месторождений подземных вод.

Район расположения БАЭС приурочен к зоне сочленения горной части Урала и Западно-Сибирской низменности, однороден в зональном отношении и располагается в южной подзоне тайги.

В западной части территории холмисто-грядовой рельеф с высотными отметками 200-250 м. Восточная часть представляет собой типичную слегка всхолмленную равнину. На поверхности коренных пород широко развиты аллювиальные отложения, перекрывающиеся глинистыми осадками. В долинах рек развиты аллювиальные отложения. Распространены торфы, суглины, супеси и гравий. На территории преобладают бурые лесные почвы разной степени задернованности и оторфованности. Почвы слабокислые, содержание гумуса 7-15 %.

В местных лесах встречаются различные лекарственные растения: зверобой продырявленный, таволга вязолистная, купена лекарственная, буквица, лапчатка прямостоячая, черника, земляника, малина и др. Из редких растений, занесенных в региональную Красную книгу, можно отметить: венерин башмачок пятнистый, горичвет весенний, лилию кудреватую, тимьян ползучий и некоторые другие. Все они одновременно являются и лекарственными растениями, поэтому нуждаются в особой охране.

Животный мир территории характерен для южнотаежной подзоны Уральского региона, однако он значительно обеднен по видовому составу. Причиной этого является непосредственная близость крупных промышленных центров, транспортная доступность. Из копытных здесь повсеместно встречается лось, который в последнее время интенсивно стал повреждать лесные культуры сосны, что говорит о необходимости разработки мероприятий по регулированию численности этого вида. Здесь также встречаются заяц-беляк, белка, крот, куница, норка и другие виды.

В реках и озерах области обитают щука, окунь, ерш, плотва, лещ, язь, налим, голянь. В южных водоемах живут пескарь, елец, линь. Во многих прудах области выращивают карпов.

В Белоярском водохранилище зарегистрировано 29 видов растений (макрофитов). Ихтиофауна водоема-охладителя АЭС представлена плотвой, лещем, линем, карасем золотистым, карпом, щукой, окунем, судаком [18].

2.4.4. Систематизация радиэкологической информации

В качестве границы СЗЗ БАЭС приняты границы землеотводов под промплощадки блоков № 1, 2, 3, 4 и территория Ольховской болотно-речной системы (Ольховское болото и река Ольховка). ЗН установлена радиусом 13 км, считая от вентиляционной трубы энергоблока № 3, а также включает всю территорию поселков Гагарский и Белоярский [16].

Проекты СЗЗ и ЗН вокруг БАЭС и СЗЗ вокруг АО «ИРМ» согласованы главным государственным санитарным врачом ФМБА России. В качестве границы СЗЗ АО «ИРМ» приняты границы промплощадки (земельного участка).

2.4.4.1. Радиоактивные выбросы в атмосферу

Газоаэрозольные выбросы в атмосферу на БАЭС (технологические сдвухи, воздух из помещений зоны контролируемого доступа) после прохождения необходимой очистки производится централизованно через вентиляционные трубы энергоблоков № 1, 2, 3 и 4. В таблице 2.117 приведены данные по активности выбросов регламентируемых радионуклидов на БАЭС в атмосферу в 2014-2019 годах [19-30].

Из этих данных следует, что годовые выбросы ^{60}Co , ^{137}Cs и ИРГ в атмосферу на БАЭС на два-три порядка ниже допустимых выбросов. По данным радиационного контроля в 2019 году выбросы ^3H , ^{14}C и ^{90}Sr ниже ДВ на три-четыре порядка.

Таблица 2.117. Выбросы радионуклидов в атмосферу на БАЭС, Бк/год

Радионуклид	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Среднее значение 2014-2019	ДВ
^{60}Co	$2,53 \cdot 10^5$	$4,04 \cdot 10^6$	$7,70 \cdot 10^4$	$2,05 \cdot 10^5$	$7,30 \cdot 10^5$	$3,25 \cdot 10^{6*}$	$1,40 \cdot 10^6$	$7,40 \cdot 10^9$
^{134}Cs	$\leq 6,90 \cdot 10^5$	$\leq 6,90 \cdot 10^5$	$7,62 \cdot 10^7$	$4,29 \cdot 10^5$	$8,31 \cdot 10^5$	$2,98 \cdot 10^{6*}$	$1,36 \cdot 10^7$	$9,00 \cdot 10^8$
^{137}Cs	$3,95 \cdot 10^7$	$3,30 \cdot 10^7$	$6,99 \cdot 10^6$	$7,86 \cdot 10^6$	$5,14 \cdot 10^6$	$2,21 \cdot 10^7$	$1,91 \cdot 10^7$	$2,00 \cdot 10^9$
^{131}I	Н. д.	Н. д.	$1,63 \cdot 10^9$	$2,57 \cdot 10^7$	$1,23 \cdot 10^7$	$1,88 \cdot 10^{7*}$	$4,22 \cdot 10^8$	$1,80 \cdot 10^{10}$
ΣИРГ	$4,08 \cdot 10^{12}$	$5,14 \cdot 10^{12}$	$1,08 \cdot 10^{13}$	$1,85 \cdot 10^{12}$	$6,99 \cdot 10^{12}$	$2,64 \cdot 10^{13}$	$9,21 \cdot 10^{12}$	$6,9 \cdot 10^{14}$
^3H						$5,10 \cdot 10^{10}$		$1,91 \cdot 10^{14}$
^{14}C						$1,02 \cdot 10^9$		$3,14 \cdot 10^{12}$
$^{90}\text{Sr}^*$						$4,18 \cdot 10^{3*}$		$3,88 \cdot 10^7$

* Фактический выход радионуклида не зарегистрирован (был менее НПИ), приведено значение расчетного выхода, равного произведению $\frac{1}{2}$ НПИ приборов контроля на суммарный объем выхода [16].

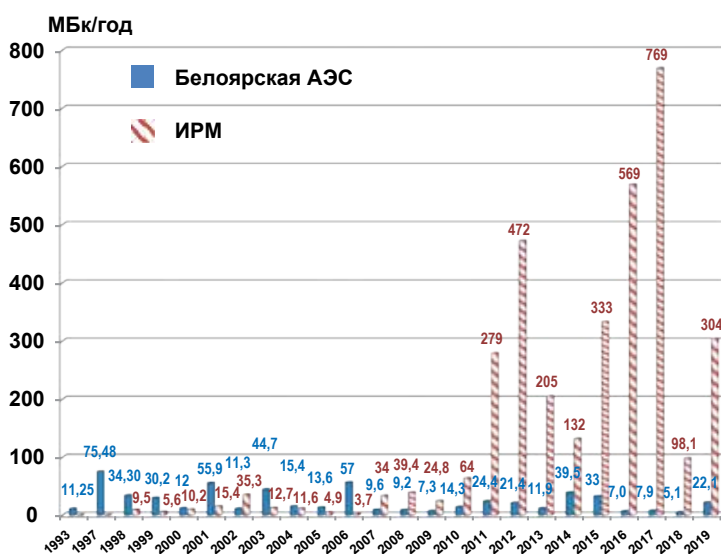
Таблица 2.118. Выбросы радионуклидов в атмосферу АО «ИРМ», Бк/год

Радионуклид	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Среднее значение, 2014-2019	ДВ
^{41}Ar	$3,39 \cdot 10^{14}$	$2,38 \cdot 10^{14}$	$2,66 \cdot 10^{14}$	$1,58 \cdot 10^{14}$	$9,97 \cdot 10^{13}$	$2,45 \cdot 10^{14}$	$2,24 \cdot 10^{14}$	$1,02 \cdot 10^{15}$
^{14}C	$6,01 \cdot 10^{10}$	$5,44 \cdot 10^{11}$	$4,57 \cdot 10^{11}$	$4,28 \cdot 10^{11}$	$3,41 \cdot 10^{11}$	$1,07 \cdot 10^{11}$	$3,23 \cdot 10^{11}$	$1,41 \cdot 10^{12}$
^3H	$2,58 \cdot 10^8$	$3,69 \cdot 10^7$	$6,15 \cdot 10^6$	$1,85 \cdot 10^7$	$6,35 \cdot 10^{10}$	$5,40 \cdot 10^{11}$	$1,01 \cdot 10^{11}$	$6,42 \cdot 10^{10}$
^{60}Co	$1,05 \cdot 10^8$	$6,46 \cdot 10^6$	$4,65 \cdot 10^6$	$7,11 \cdot 10^6$	$7,53 \cdot 10^6$	$9,73 \cdot 10^6$	$2,34 \cdot 10^7$	$6,42 \cdot 10^9$
^{90}Sr	$2,74 \cdot 10^6$	$2,24 \cdot 10^6$	$1,32 \cdot 10^6$	$1,82 \cdot 10^6$	$1,55 \cdot 10^6$	$8,55 \cdot 10^5$	$1,75 \cdot 10^6$	$1,95 \cdot 10^7$
^{131}I	$2,44 \cdot 10^7$	$1,54 \cdot 10^7$	$2,01 \cdot 10^7$	$3,40 \cdot 10^7$	$1,07 \cdot 10^7$	$2,27 \cdot 10^7$	$2,12 \cdot 10^7$	$3,36 \cdot 10^9$
^{137}Cs	$1,32 \cdot 10^8$	$3,33 \cdot 10^8$	$5,69 \cdot 10^8$	$7,69 \cdot 10^8$	$9,81 \cdot 10^7$	$3,04 \cdot 10^8$	$3,68 \cdot 10^8$	$1,17 \cdot 10^9$
^{239}Pu	$8,23 \cdot 10^4$	$2,25 \cdot 10^5$	$7,38 \cdot 10^3$	Н. д.	Н. д.	Н. д.	$1,05 \cdot 10^5$	$2,96 \cdot 10^5$

Данные о выбросах АО «ИРМ» в атмосферу представлены в таблице 2.118 [10, 31-34].

Согласно данным радиационного контроля выбросы радионуклидов АО «ИРМ» характеризуется более широким радионуклидным составом по сравнению с БАЭС. Основной вклад в радиоактивность выбросов АО «ИРМ» дает ^{41}Ar . Выбросы 4 радионуклидов (^{41}Ar , ^3H , ^{14}C и ^{239}Pu) находятся в пределах 20-35 % от допустимых значений. Выбросы остальных радионуклидов АО «ИРМ» (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs) значительно ниже ДВ.

В долгосрочном плане можно отметить, что динамика выбросов БАЭС такого радионуклида, как ^{137}Cs , за последние 25 лет оставалась достаточно стабильной (рис. 2.106).

Рис. 2.106. Динамика выбросов ^{137}Cs с БАЭС и АО «ИРМ»

2.4.4.2. Радиоактивные сбросы в поверхностные водоемы

Хозбытовые стоки, очищенные дебалансные воды, воды спецпрачечной и воды душевых санпропускников после радиационного контроля на промплощадке 1-й и 2-й очередей направляются на самостоятельные очистные сооружения и далее сбрасываются в Ольховское болото (расположено в 5 км к юго-востоку от станции), которое является отчужденной территорией (до 1980 года в него осуществлялся сброс дебалансных вод 1-й очереди БАЭС), входящей в СЗЗ [35].

Ливневые и паводковые воды с промплощадок 1-й, 2-й и 3-й очередей удаляются через системы промливневой канализации в водоем-охладитель (Белоярское водохранилище) [16]. АО «ИРМ» имеет один источник сбросов загрязняющих веществ во внешнюю среду, в Белоярское водохранилище. Сброс сточных вод Института и БАЭС осуществляется через один промливневый канал. Поэтому разделить влияние их сбросов на радиоактивное загрязнение окружающей среды не представляется возможным.

Ольховское болото расположено восточнее города Заречный. Оно вытянуто с юго-запада на северо-восток. Длина его около 3 км, ширина 0,1-0,3 км. Площадь, по данным Главного управления торфяного фонда, равна 0,47 км². Из восточной части болота вытекает река Ольховка. В западную часть болота производится сброс хозяйственных вод с очистных сооружений промплощадки БАЭС.

В Ольховском болоте вследствие многолетних сбросов дебалансных вод произошло накопление радионуклидов, депонированных в торфяной залежи болота. Общий запас накопленной активности ¹³⁷Cs и ⁶⁰Co в донных отложениях Ольховского болота к 2019 году составлял около 200±60 ГБк и 2,4±0,8 ГБк соответственно. Удивительно, что, несмотря на очень незначительные поступления радионуклидов в последние со сбросами в Ольховское болото, интегральное накопление в донных отложениях остается неизменным за весь этот период [19-24, 35-40], хотя, например, количество ⁶⁰Co должно было уменьшиться в 4 раза только за счет радиоактивного распада.

Согласно данным Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН, к 2003 году суммарный запас радионуклидов (преимущественно ¹³⁷Cs) в Ольховском болоте составлял около 3,7 ТБк [17], что примерно на порядок величины больше приведенного выше значения.

Значения МАЭД на участках локализации радиационно-загрязненных донных отложений Ольховского болота за последние десятилетие несколько менялись. В 2019 году они составляли: в верховье болота — 0,7 мкЗв/ч, на середине болота — 0,11 мкЗв/ч, в низовье болота — 0,1 мкЗв/ч, в конце болота — 0,2 мкЗв/ч [24].

Сброс радионуклидов в Ольховское болото за последние годы представлен в таблице 2.119 [22-24, 28-30].

Частичный сброс слаборадиоактивных жидких стоков в водоем-охладитель (Белоярское водохранилище) осуществляется через промливневый канал (ПЛК). На расстоянии около 0,5 км от него вниз по течению расположен водозаборный канал, через который производится забор воды из водоема для систем охлаждения АЭС. Еще ниже (2-2,5 км) располагается водосбросной (теплый) канал, по которому вода после прохождения через системы охлаждения сбрасывается в водоем. В 0,5 км от БАЭС в сторону верховья водохранилища расположен еще один канал («нагорная канава») общей протяженностью около 1,5-2 км, дренирующий территорию вокруг

Таблица 2.119. Поступление радионуклидов в Ольховское болото со сточными водами [22-24, 28-30]

Нуклид	2017		2018		2019		ДС, ГБк/год
	Объем, м ³	Активность, ГБк	Объем, м ³	Активность, ГБк	Объем, м ³	Активность, ГБк	
³ H	62 728	260	76 323	250	69 609	243	6270
⁵⁴ Mn		0,0012		0,0031		0,0025	1,92
⁶⁰ Co		0,0017		0,0039		0,0038	0,48
⁶⁵ Zn		0,0025		0,0045		0,0024*	2,65
⁹⁰ Sr		0,14		0,275		0,26	3,07
¹⁰⁶ Ru		0,007		0,0013		0,0007*	4,58
¹³⁴ Cs		0,001		0,001		0,0074*	0,51
¹³⁷ Cs		0,075		0,1		0,15	0,75

* Фактический выход радионуклида не зарегистрирован (был менее НПИ), приведено значение расчетного выхода, равного произведению $\frac{1}{2}$ НПИ приборов контроля на суммарный объем выхода [16].

АЭС. Он берет свое начало у водоочистных сооружений, далее в него сливаются воды из котельной БАЭС. Этот канал является ответвлением канала, окружающего АЭС, поэтому его называют обводным [35].

По данным [25-30, 41-53], годовые сбросы радионуклидов со сточными водами на БАЭС не превышают установленных нормативов.

Основной вклад в суммарную активность сбросов вносил тритий — $2,43 \cdot 10^{11}$ Бк в 2019 году, около 3,9 % от ДС. Фактические сбросы отдельных радионуклидов на БАЭС были на один-три порядка ниже допустимых величин.

Наличие в Ольховском болоте поселений бобров и рыбы в устье р. Ольховки говорит об улучшении экологического состояния болотно-речной системы и адаптации растительного и животного мира к происшедшему ранее антропогенному воздействию.

2.4.5. Анализ данных радиационного мониторинга окружающей среды

Радиационный мониторинг объектов окружающей среды вокруг БАЭС проводится отделом радиационной безопасности (ОРБ) БАЭС во взаимодействии с Центром гигиены и эпидемиологии № 32 ФМБА России [24], Росгидрометом, Институтом экологии растений и животных Уральского отделения РАН. Уральским УГМС проводятся наблюдения за радиационной обстановкой в 30-километровой и 100-километровой зонах вокруг БАЭС, АО «ИРМ» и ПХРО Свердловского отделения филиала «Уральский территориальный округ» ФГУП «ФЭО» (бывший Свердловский СК «Радон») [30]. Отметим, что последнее предприятие не осуществляет выброс радионуклидов в атмосферу [54].

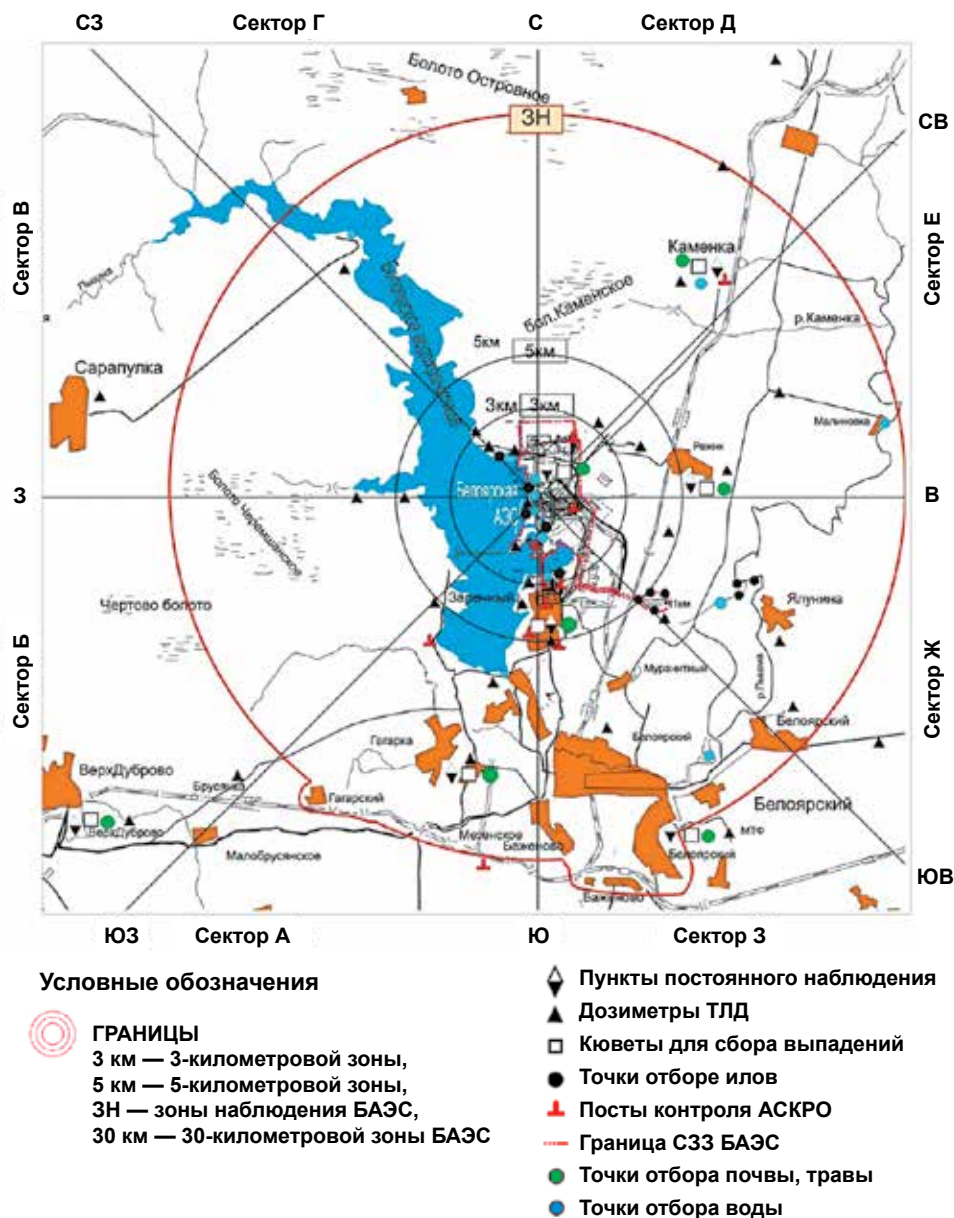


Рис. 2.107. Карта-схема размещения БАЭС и постов экологического контроля

Карта размещения основных постов экологического мониторинга ОРБ БАЭС представлена на рис. 2.107.

Расположение пунктов радиационного мониторинга Уральского УГМС в 30-километровой зоне (а) и в 100-километровой зоне вокруг БАЭС (б) показано на рис. 2.108 [30].

АО «ИРМ» осуществляет радиационный и химический контроль на территории своей приплощадки (рис. 2.109).

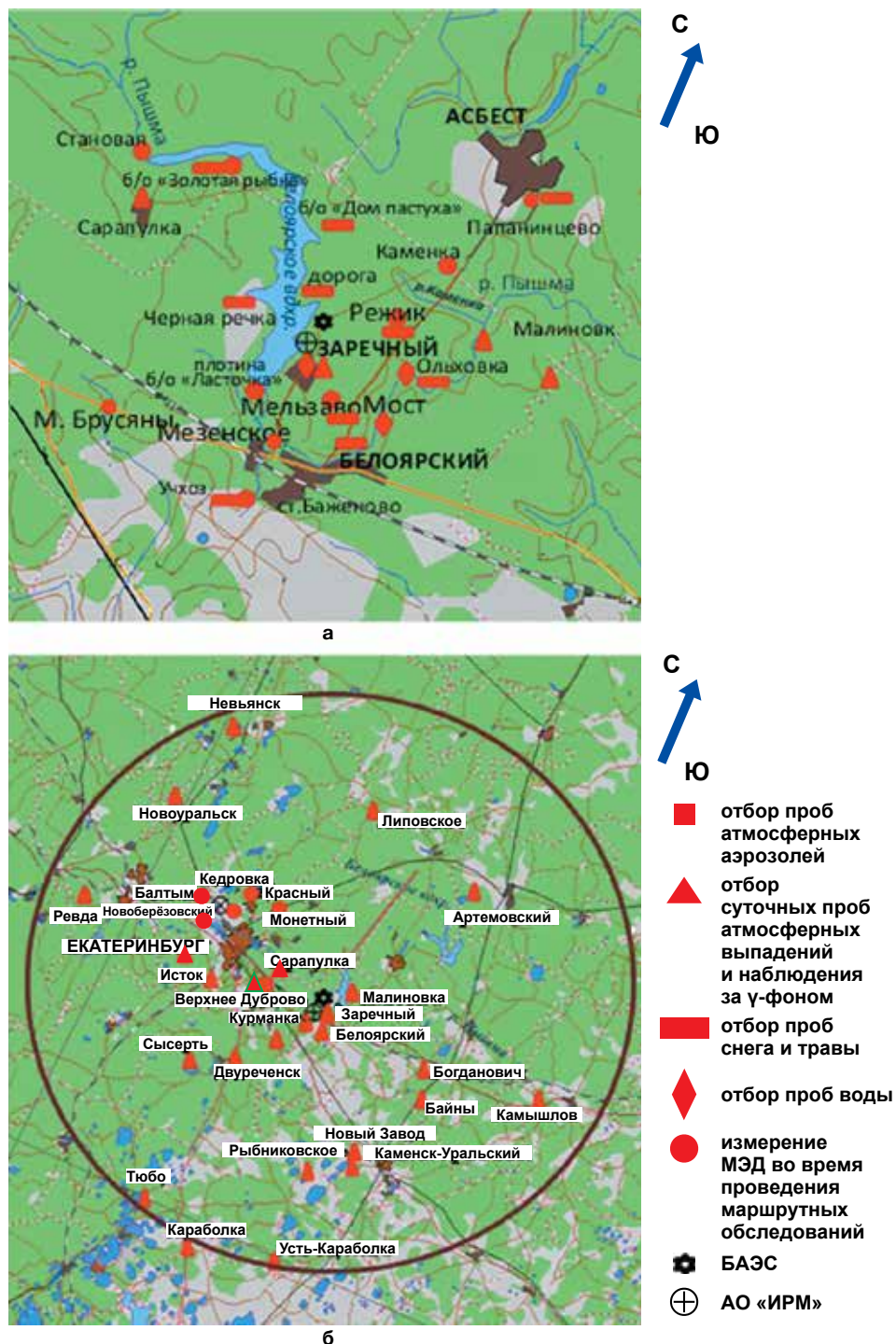


Рис. 2.108. Расположение пунктов радиационного мониторинга Уральского УГМС в 30-километровой зоне (а) и в 100-километровой зоне вокруг БАЭС и АО «ИРМ» (б)

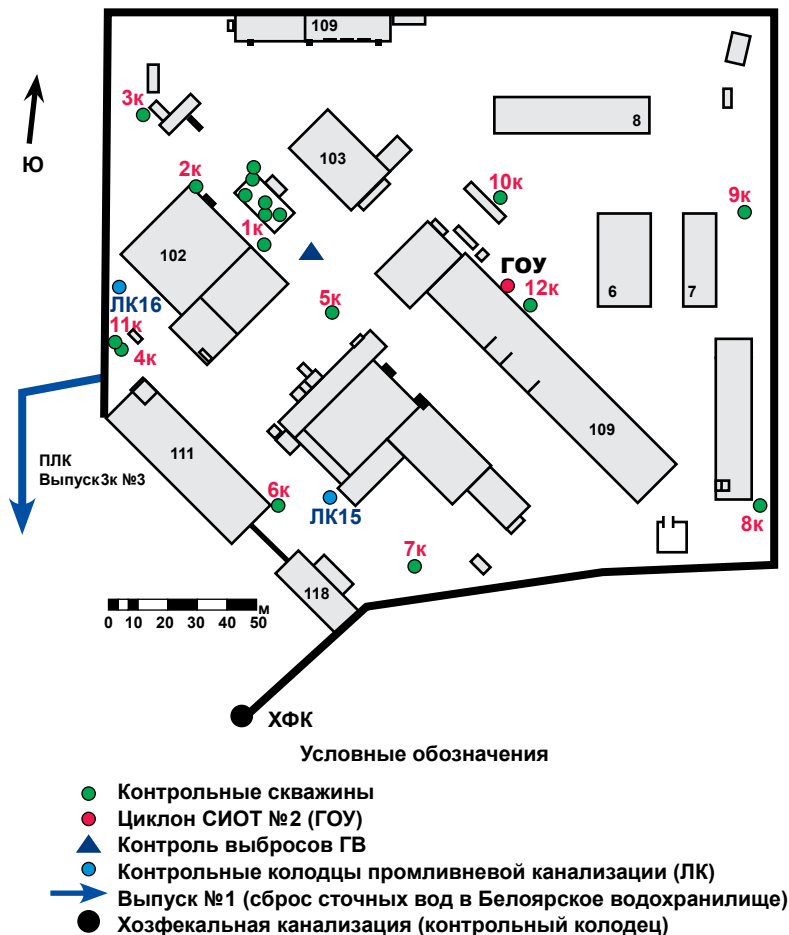


Рис. 2.109. Карта-схема расположения точек радиационного, химического контроля АО «ИРМ» [34]

2.4.5.1. Радиоактивность приземного воздуха

В таблице 2.120 приводятся результаты статистической обработки данных многолетних измерений (2001-2019 годы) объемной активности техногенных радионуклидов в воздухе в СЗЗ и ЗН БАЭС и в контрольном пункте, находящемся на расстоянии 18 км на юго-запад от БАЭС (В. Дуброво) [16, 25-30, 41-53].

Анализ данных таблицы 2.120 показывает, что концентрации отдельных долгоживущих техногенных радионуклидов убывают с увеличением расстояния до БАЭС. Видно, что наиболее высокие уровни содержания в воздухе радионуклидов, содержащихся в выбросах БАЭС, наблюдались в непосредственной близости от источника.

В таблице 2.121 приводятся результаты сравнения измерений концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs , измеренные лабораторией внешнего дозиметрического контроля (ЛВДК) БАЭС и Уральским УГМС.

Таблица 2.120. Результаты оценки данных мониторинга объемной активности радионуклидов в приземном воздухе в районе расположения БАЭС, Бк/м³

Радионуклид	СЗЗ		ЗН		КП	
	Среднее значение	Доверительный интервал	Среднее значение	Доверительный интервал	Среднее значение	Доверительный интервал
¹³⁷ Cs	1,1·10 ⁻⁵	3,0·10 ⁻⁶ -1,8·10 ⁻⁵	9,1·10 ⁻⁶	2,3·10 ⁻⁶ -1,6·10 ⁻⁵	1,4·10 ⁻⁶	9,4·10 ⁻⁷ -2,2·10 ⁻⁶
⁹⁰ Sr*	2,1·10 ⁻⁵	9,0·10 ⁻⁶ -4,8·10 ⁻⁵	1,5·10 ⁻⁵	1,0·10 ⁻⁵ -2,1·10 ⁻⁵	4,7·10 ⁻⁷	3,8·10 ⁻⁷ -5,8·10 ⁻⁷

* Мониторинг содержания ⁹⁰Sr в приземном воздухе в СЗЗ и ЗН проводился до 2006 года.

Таблица 2.121. Результаты сравнительной оценки данных мониторинга объемной активности радионуклидов в приземном воздухе контрольного пункта в районе расположения БАЭС, Бк/м³

Радионуклид	Контрольный пункт — В. Дуброво			
	Среднее значение	Доверительный интервал	Среднее значение	Доверительный интервал
	ЛВДК БАЭС		Уральское УГМС	
¹³⁷ Cs	3,0·10 ⁻⁶	1,5·10 ⁻⁶ -5,7·10 ⁻⁶	7,2·10 ⁻⁷	4,8·10 ⁻⁷ -1,1·10 ⁻⁶
⁹⁰ Sr	Н. д.	Н. д.	6,1·10 ⁻⁷	4,0·10 ⁻⁷ -9,4·10 ⁻⁷

На рис. 2.110 показана динамика изменений среднегодовых объемных активностей ¹³⁷Cs, в воздухе в районе расположения БАЭС, отражающая колебания содержания ¹³⁷Cs в воздухе СЗЗ и ЗН в пределах одного уровня и несколько ниже в КП, что, вероятно, обусловлено особенностями формирования регионального радиационного техногенного фона.

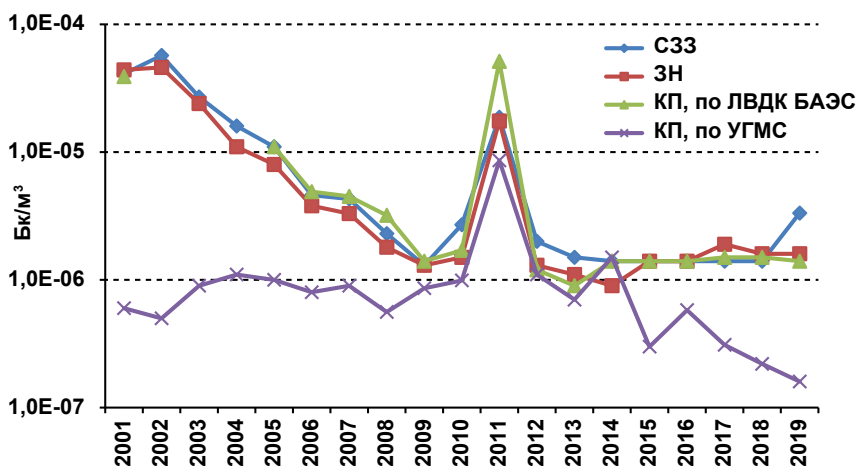


Рис. 2.110. Среднегодовые объемные активности ¹³⁷Cs в приземном воздухе в районе расположения БАЭС

Как видно из рис. 2.110, среднегодовые объемные активности ^{137}Cs в 2011 году в СЗЗ, ЗН и КП увеличились по сравнению с 2010 годом в 6, 9, 11,7 и 8,7 раза соответственно. Столь значительное увеличение объемной активности ^{137}Cs связано с аварийными выбросами с АЭС «Фукусима-1» в марте 2011 года. Продукты выбросов поступали на территорию России в конце марта и первой половине апреля. Тем не менее регистрируемые величины были на 6 порядков ниже ДОА_{НАС} по НРБ-99/2009 (для ^{137}Cs — 27 Бк/м³), однако на порядок величины превышали средневзвешенное значение объемной активности этого радионуклида по территории России ($54,8 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³ [51]) и более чем на порядок величины регионального фона. Стоит отметить, что в 2012-2013 годах значение среднегодовой объемной активности данного радионуклида практически вернулось на уровень предыдущих лет.

Данные мониторинга свидетельствуют о том, что на территории СЗЗ БАЭС в атмосферном воздухе также присутствуют такие техногенные радионуклиды, как ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{51}Cr и др., содержание которых значительно ниже нормативов для ДОА_{НАС} [55].

Объемные активности ^{137}Cs в воздухе на территории ЗН в настоящее время в 4 раза выше среднего значения для Свердловской области ($3,3 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³), однако находятся практически на одном уровне с объемной активностью ^{137}Cs в КП [56]. В целом содержание техногенных радионуклидов в приземном воздухе в районе расположения БАЭС на шесть-семь порядков ниже допустимого уровня для населения ДОА_{НАС} [55].

2.4.5.2. Радиоактивность наземных объектов

Радиоактивность почвы

Содержание радионуклидов в почве определялось в семи пунктах постоянного наблюдения, совпадающих с пунктами отбора проб аэрозолей и выпадений; пробы отбирались по углам треугольника со стороной 50 м на глубину 5 см с помощью специального пробоотборника [25].

Результаты анализа проб показывают, что радиоактивность почвы в районе расположения БАЭС обусловлена ^{137}Cs и ^{90}Sr . Регулярный мониторинг содержания ^{90}Sr в почвенном покрове в СЗЗ, ЗН и КП так же, как и в приземном воздухе, проводился до 2006 года. Полученные значения плотности загрязнения почвы ^{137}Cs в основном сохраняются на уровне средних значений последних лет (таблица 2.122). Уровень загрязнения почвы в СЗЗ и ЗН не превосходит значений, полученных в КП, в пределах неопределенности данных измерений.

Однако если посмотреть на эти данные в динамике, то можно увидеть заметную разницу в оценке уровней содержания ^{137}Cs до 2008 года и в последние 10 лет, когда значения плотности загрязнения стали на порядок меньше. Возможно, такая разница связана и с методическими нюансами. Как бы то ни было, в настоящее время средние значения близки к среднемировым для средних широт северного полушария.

На рис. 2.111 приведена динамика поверхностного загрязнения почвы ^{137}Cs в районе БАЭС.

Согласно данным радиационного мониторинга средние значения поверхностной активности ^{137}Cs в почве СЗЗ и ЗН не отличаются от среднерегиональ-

Таблица 2.122. Результаты оценки данных мониторинга содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве в районе расположения БАЭС за 20 последних лет [25-30, 41-53]

Радионуклид	Место пробоотбора	Среднее значение, кБк/м ²	Доверительный интервал, кБк/м ²
^{137}Cs	СЗЗ	5,2	2,2-8,2
	ЗН	5,9	2,6-9,1
	КП	4,8	1,4-8,3
^{90}Sr (до 2006 года)	СЗЗ	2,2	1,4-2,6
	ЗН	2,1	1,3-2,6
	КП	2,0	1,2-3,0

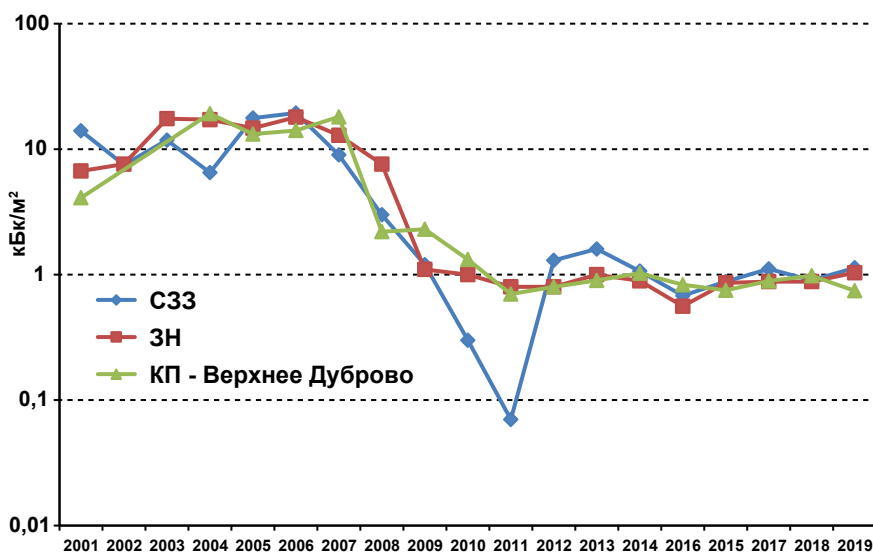


Рис. 2.111. Среднегодовая поверхностная активность ^{137}Cs в почве в районе расположения БАЭС

ных значений содержания данного радионуклида в почве Свердловской области ($\approx 1,0$ кБк/м²).

Сельскохозяйственные продукты и растительность

Отбор проб растительности проводился в 10 точках на разном удалении от промплощадки БАЭС в конце вегетационного периода. Результаты анализа данных радиационного мониторинга удельной активности ^{137}Cs в растительности в районе представлены в таблице 2.123 [25-30, 41-53].

Динамика концентрации ^{137}Cs в растительности согласно данным многолетнего мониторинга показана на рис. 2.112.

В ЗН БАЭС проводится также мониторинг содержания техногенных радионуклидов в местных продуктах питания. ОРБ БАЭС и ЦГиЭ № 32 ФМБА России определялись удельные активности радионуклидов в продуктах питания местного

Таблица 2.123. Результаты мониторинга за 2001-2019 годы по содержанию ^{137}Cs в растительности в районе расположения БАЭС [25-30, 41-53]

Место отбора	Среднее значение, Бк/кг в.-с.	Доверительный интервал, Бк/кг в.-с.
«Дом пастуха»	1,03	0,45-1,62
База отдыха «Золотая рыбка»	2,71	0,74-4,67
Дорога, 1 км к северу от БАЭС	1,86	0,98-2,74
Мельзавод	0,55	0,20-0,90
Мост через р. Пышму по дороге Екатеринбург — Асбест	1,19	0,79-1,59
Папанинцево	2,13	1,12-3,14
р. Ольховка, под высоковольтной линией	1,71	0,88-2,53
Режик	1,23	0,51-1,94
Учхоз	2,12	0,97-3,26
Черная речка	2,27	1,29-3,25

Примечание: Бк/кг в.-с. — удельная активность воздушно-сухой массы.

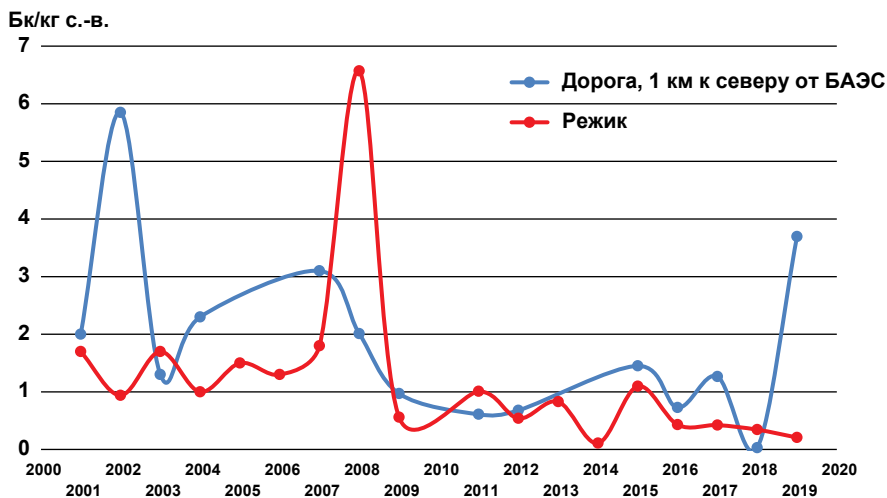


Рис. 2.112. Динамика концентрации ^{137}Cs в растительности в двух регулярных точках пробоотбора

производства. Пробы овощей и фруктов весом по 3 кг каждая отбирались перед уборкой урожая из коллективных садов Заречного. В ряде окрестных хозяйств отбирались пробы молока. Результаты такого анализа представлены в таблице 2.124 [25-29, 41-53].

Среднегодовые уровни загрязнения молока ^{137}Cs ниже расчетных значений по концентрации этого нуклида в траве и зерновых, что может указывать на значительную долю корнеплодов в рационе коров.

Таблица 2.124. Результаты оценки данных мониторинга содержания ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции в районе расположения БАЭС [25-29, 41-53]

Продукт питания	Данные мониторинга в районе АЭС, Бк/кг	Средняя удельная активность радионуклидов по Свердловской области в 2018 году [56], Бк/кг
Молоко	0,21 (0,18-0,25)*	0,11 (0,21)**
Корнеплоды	0,22 (0,18-0,26)	—
Овощи	0,26 (0,08-0,45)	—
Пшеница	2,85 (1,27-4,43)	—
Грибы	3,03 (1,81-4,24)	34,3 (—)

* В скобках приведены доверительные интервалы.

** В скобках приведено максимальное значение.

Удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе, отловленной в районе сбросного канала БАЭС в рыбном хозяйстве, на два порядка ниже допустимой удельной активности (130 и 100 Бк/кг соответственно) по СанПин 2.3.2.1078-01 [57].

Анализ сельскохозяйственной продукции (пшеницы, корнеплодов, овощей), животноводческой продукции (молока) из хозяйств, расположенных на территории ЗН БАЭС, проведенный ЛВДК станции, показывает, что на протяжении всего периода наблюдения содержание в них ^{137}Cs было намного ниже нормативов по СанПин 2.3.2.1078-01 [57].

Согласно данным радиационно-гигиенического мониторинга, удельная активность ^{137}Cs в пищевых продуктах на территории Свердловской области (молоке, рыбе, корнеплодах, овощах и грибах) изменялась в диапазоне 0,07—2,1 Бк/кг и значимо не отличается от средних значений содержания данных радионуклидов в сельскохозяйственной продукции в районе расположения БАЭС [56].

2.4.6. Оценка доз техногенного облучения населения и биоты

2.4.6.1. Оценка планируемого облучения населения (от выбросов БАЭС)

Оценка дозы облучения населения выполнялась по методике [58] по данным о современных выбросах радионуклидов Белоярской АЭС (таблица 2.117) [16]. Результаты расчетов представлены в таблице 2.125. Представленные оценки являются консервативными, поскольку выполнены для критической группы населения, проживающего в местах ожидаемой максимальной объемной активности радионуклидов в приземном слое воздуха и атмосферных выпадениях в соответствии с [58].

Согласно расчетным оценкам, дозы облучения критической группы населения от выбросов Белоярской АЭС составляют около 0,77 мкЗв/год, что на порядок ниже уровня дозы, соответствующей пренебрежимому радиационному риску. Вследствие существенного разбавления радиоактивных выбросов в атмосфере фактические дозы облучения населения в большинстве населенных пунктов в районе Белоярской АЭС будут еще более низкими.

Таблица 2.125. Оценка дозы от выбросов Белоярской АЭС в 2019 году

Нук- лид	ОА в воз- духе, Бк/м ³	Выпа- дения, Бк/м ² ·год	Доза внеш- няя от облака, Зв/год	Доза внешняя от почвы, Зв/год	Доза от вды- хания радиону- клидов, Зв/год	Доза от потребле- ния про- дуктов питания, Зв/год	Доза сум- марная, Зв/год
¹³⁷ Cs	$2,62 \cdot 10^{-7}$	$6,85 \cdot 10^{-2}$	$2,12 \cdot 10^{-13}$	$1,26 \cdot 10^{-8}$	$9,76 \cdot 10^{-12}$	$1,02 \cdot 10^{-8}$	$2,28 \cdot 10^{-8}$
¹³⁴ Cs	$3,53 \cdot 10^{-8}$	$9,22 \cdot 10^{-3}$	$7,46 \cdot 10^{-14}$	$7,20 \cdot 10^{-10}$	$1,89 \cdot 10^{-12}$	$1,49 \cdot 10^{-9}$	$2,21 \cdot 10^{-9}$
⁶⁰ Co	$3,85 \cdot 10^{-8}$	$1,01 \cdot 10^{-2}$	$1,37 \cdot 10^{-13}$	$2,68 \cdot 10^{-9}$	$3,11 \cdot 10^{-12}$	$3,27 \cdot 10^{-10}$	$3,01 \cdot 10^{-9}$
¹³¹ I	$2,23 \cdot 10^{-7}$	$1,49 \cdot 10^{-1}$	$1,13 \cdot 10^{-13}$	$3,41 \cdot 10^{-11}$	$1,34 \cdot 10^{-11}$	$5,00 \cdot 10^{-10}$	$5,48 \cdot 10^{-10}$
³ H*	$6,05 \cdot 10^{-4}$	—	—	—	—	—	$2,98 \cdot 10^{-9}$
¹⁴ C*	$1,21 \cdot 10^{-5}$	—	—	—	—	—	$3,76 \cdot 10^{-9}$
ИРГ сумма	$4,07 \cdot 10^{-1}$	—	$7,35 \cdot 10^{-7}$	—	—	—	$7,35 \cdot 10^{-7}$
Сумма	—	—	$7,35 \cdot 10^{-7}$	$1,60 \cdot 10^{-8}$	$2,82 \cdot 10^{-11}$	$1,25 \cdot 10^{-8}$	$7,71 \cdot 10^{-7}$

* Вклады в дозу ³H и ¹⁴C считаются по специальным формулам, учитывающим все пути облучения.

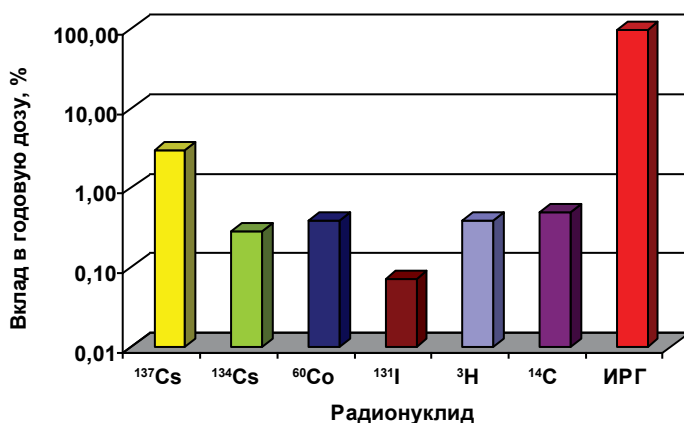


Рис. 2.113. Вклады отдельных радионуклидов в годовую дозу облучения населения от выбросов Белоярской АЭС в 2019 году

Основной вклад в дозу вносят ИРГ — 95 %, вклад ¹³⁷Cs составляет около 3 %, вклад остальных радионуклидов не превышает 1 % (рис. 2.113).

2.4.6.2. Оценка существующего облучения населения от техногенных радионуклидов

Расчет доз от существующего фоновое облучения населения от техногенных радионуклидов проводился на основе обобщенных данных многолетнего радиационного мониторинга окружающей среды в ЗН Белоярской АЭС с использованием дозиметрических параметров, представленных в [55]. Дозы облучения включают

в себя как дозы внешнего облучения (от поверхности), так и дозы внутреннего облучения (от вдыхания радионуклидов, от поступления радионуклидов с продуктами питания и от поступления радионуклидов с питьевой водой).

Результаты расчетов доз от существующего фоновое техногенного облучения в районе расположения Белоярской АЭС представлены в таблицах 2.126 и 2.127.

Таблица 2.126. Результаты расчета дозы от потребления продуктов питания (ЗН БАЭС), мЗв/год

Продукты питания	Доза от ^{137}Cs , мЗв
Молоко	$7,3 \cdot 10^{-4}$
Овощи	$1,7 \cdot 10^{-4}$
Корнеплоды	$1,4 \cdot 10^{-4}$
Рыба*	$3,7 \cdot 10^{-4}$
Сумма	$1,4 \cdot 10^{-3}$

* Доза от потребления рыбы посчитана для ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Таблица 2.127. Результаты расчета доз от существующего фоновое техногенного облучения населения, проживающего в ЗН БАЭС, по разным путям воздействия

Путь облучения	Радионуклид	Доза, мЗв/год
Ингаляция	^{137}Cs	$5,0 \cdot 10^{-7}$
	^{90}Sr	$6,3 \cdot 10^{-6}$
	Сумма	$6,8 \cdot 10^{-6}$
Потребление продуктов питания	^{137}Cs	$1,4 \cdot 10^{-3}$
Потребление воды	^{137}Cs	$4,3 \cdot 10^{-4}$
	^3H	$3,8 \cdot 10^{-4}$
	Сумма	$8,1 \cdot 10^{-4}$
Внешнее облучение от поверхности	^{137}Cs	$1,7 \cdot 10^{-2}$
Суммарная доза		$1,9 \cdot 10^{-2}$

В соответствии с расчетными оценками суммарная доза от существующего техногенного облучения с учетом регионального техногенного фона в ЗН БАЭС составляет в среднем 0,02 мЗв/год, что значительно ниже допустимого предела дозы для населения.

Соотношение вкладов различных доз в суммарную дозу от существующего фоновое техногенного облучения населения, проживающего в районе расположения БАЭС, представлено на рис. 2.114.

Как видно из рис. 2.114, основными путями формирования дозы существующего фоновое техногенного облучения являются внешнее облучение от поверхности (вклад в суммарную дозу равен 89 %) и употребление сельскохозяйственной продукции, произведенной в ЗН БАЭС (вклад в суммарную дозу составляет 7 %).

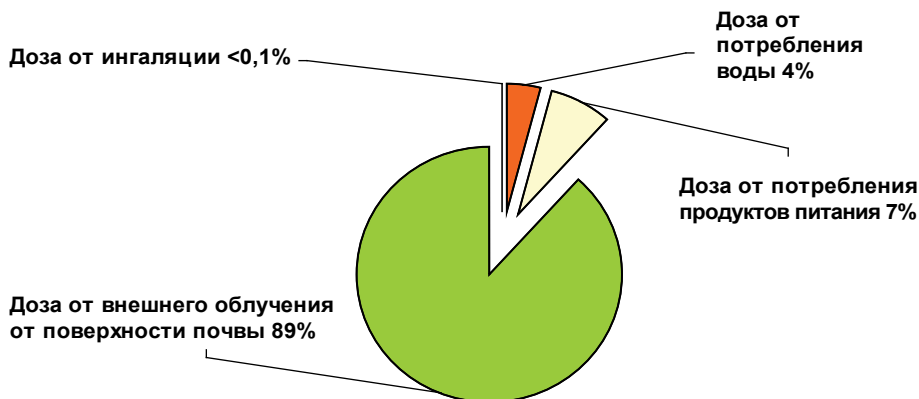


Рис. 2.114. Вклады различных путей облучения в суммарную дозу существующего облучения населения в ЗН БАЭС

Таким образом, результаты проведенной оценки доз показывают, что атомная станция не оказывает существенного влияния на формирование дозовых нагрузок на население.

2.4.6.3. Оценка дозы облучения биоты

Водная биота

В качестве референтных объектов живой природы для оценки радиозэкологического воздействия БАЭС были выбраны водные организмы, обитающие в водоемах с разными уровнями радиоактивного загрязнения: реке Ольховка, малых реках ЗН в пределах 15 км от БАЭС, канале ПЛК и Белоярском водохранилище. На основе обобщенных данных радиозэкологического обследования и радиационного мониторинга в районе расположения БАЭС выполнен расчет дозовых нагрузок на биоту этих водоемов.

Оценка мощности дозы облучения референтных объектов речной биоты (рыба, моллюски, водоросли, водоплавающие птицы) проводилась по методам, изложенным в [59-62]. Расчетные значения средней мощности дозы облучения гидробионтов (таблица 2.128) получены для следующих референтных видов: водоросли (рдест блестящий — *Potamogeton lucens*), рыба (каarp — *Cyprinus carpio carpio*), моллюски (дрейссена — *Dreissena*), водоплавающие птицы (утка — *Anas platyrhyncha*).

Референтный безопасный уровень облучения для рыбы и птицы равен 1 мГр/сут, для водорослей и моллюсков — 10 мГр/сут [56, 60]. Расчетные оценки мощности дозы облучения для гидробионтов Белоярского водохранилища, выполненные на основе данных радиозэкологического обследования и мониторинга радиационной обстановки, были значительно ниже указанных величин (в 50—200 раз). Наиболее высокие мощности дозы облучения гидробионтов имеют место в реке Ольховка, далее идут канал ПЛК и Теплый залив Белоярского водохранилища. Наименьшие дозовые нагрузки на гидробионтов — в малых реках ЗН. Основной вклад в дозу облучения референтных организмов водной биоты вносят естественные радионуклиды тория, урана и калий-40. Вклад в суммарную мощность дозы техногенных радионуклидов (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs) в наиболее загрязненной реке Ольховка

Таблица 2.128. Расчетные значения мощности дозы облучения водной биоты в районе БАЭС, мГр/сут

Водоем	Рыба	Водоросли	Моллюски	Водоплавающие птицы
Малые реки ЗН	$8,0 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$
Река Ольховка	$2,2 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$	$9,6 \cdot 10^{-3}$
Белоярское водохранилище, канал ПЛК	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$7,4 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$
Белоярское водохранилище, Теплый залив	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$6,7 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-1}$	$5,1 \cdot 10^{-3}$
БУОБ	1	10	10	1

составляет для рыбы 17 %, водорослей — 5 %, моллюсков — 2 %, водоплавающей птицы — 10 %. Отметим, что современные дозы облучения от этих техногенных радионуклидов снизились по сравнению с периодом эксплуатации первых двух энергоблоков АЭС для рыбы в 14 раз, а для водорослей — в 8 раз [63].

Наземная биота

В качестве референтных видов для оценки воздействия Белоярской АЭС на биоту были выбраны: растения — сосна обыкновенная, травянистая растительность, животные — мышь и дождевой червь.

Результаты оценки дозы современного техногенного облучения наземных организмов в районе БАЭС, рассчитанные по методам [58-64], представлены в таблице 2.129.

Таблица 2.129. Оценки мощности дозы облучения референтных организмов наземной биоты в районе БАЭС в 2011-2019 годах, мкГр/сут

Референтный организм	СЗЗ	ЗН	КП	БУОБ
Мыши	12 (6—16)	11 (8—14)	11 (9—13)	1 000
Дождевые черви	0,6 (0,3—0,8)	0,5 (0,4—0,7)	0,5 (0,4—0,7)	10 000
Сосна	1,0 (0,5—1,3)	1,0 (0,6—1,1)	0,9 (0,6—1,2)	1 000
Трава	2,7 (1,2—3,5)	2,6 (1,6—2,9)	2,7 (1,7—3,1)	10 000

Согласно расчетным оценкам мощность дозы облучения мыши в 80 раз ниже порога проявления радиационных эффектов у млекопитающих (1 мГр/сут), мощности дозы облучения травы, сосны и беспозвоночных почвы (дождевой червь) значительно ниже (на 3-4 порядка) величины БУОБ. Не отмечается значимого различия в мощности дозы облучения организмов наземной биоты в СЗЗ и ЗН БАЭС и контрольном пункте. Основной вклад в формирование техногенной дозы для

большинства референтных видов дает ^{137}Cs . Преобладающим является внутреннее облучение.

В целом анализ данных многолетнего радиационного мониторинга и расчетные оценки позволяют сделать вывод об отсутствии в штатных условиях эксплуатации значимого воздействия БАЭС на радиоактивность контролируемых объектов окружающей среды и дозы облучения населения и биоты.

2016 год экологии завершился для АО «ИРМ» победой в отраслевом конкурсе «Экологически образцовая организация атомной отрасли».

Список использованных источников к подразделу 2.4

1. Глава «Росатом» — РБК: «Не бывает чисто национальной атомной станции» // Бизнес. 2019. 24 апр. URL: <https://www.rbc.ru/interview/business/24/04/2019/5cbeddc29a7947aeeb3e207b>.
2. Электронная библиотека. История Росатома. URL: <http://www.biblioatom.ru/evolution/dostizheniya/pervaya-aes-na-bystryh-neytonah/>.
3. Автор текста: Галина Соколова / Областная газета. URL: <https://nashural.ru/article/istoriya-urala/istoriya-stroitelstva-beloyarskoj-aes/>.
4. Реферат Юлии Лымаревой, ученицы 9-го класса средней общеобразовательной школы № 3 города Заречный (консультант — Н. Т. Некрасова, руководитель школьного краеведческого музея). Реферат подан на Третий Всероссийский конкурс научно-образовательных проектов «Энергия будущего-2005».
5. Реферат Алены Наумовой, ученицы 9-го класса школы № 1 (руководитель — Т. Е. Тихонова, учитель химии высшей категории). Реферат подан на Третий Всероссийский конкурс научно-образовательных проектов «Энергия будущего-2005».
6. БАЭС: полвека в строю. Спецвыпуск. Концерн «Росэнергоатом» и БАЭС. — 2014. — 24 с.
7. БН-800: историческое событие для мировой атомной отрасли. URL: <https://masterok.livejournal.com/2666223.html>.
8. *Васильев Б. А.* Задачи сооружения реактора БН-800 и возможности создания перспективных реакторов на быстрых нейтронах // Бюллетень по атомной энергии. — 2007. — № 4.
9. Электронный ресурс. URL: <https://infoglaz.ru/?p=85112>.
10. ИРМ, 2015. Отчет об экологической безопасности за 2014 г. Заречный, 2015. — 35 с.
11. Электронный ресурс. URL: https://studopedia.net/13_26760_razdel-II--sotsioekonomika-gorodskogo-okruga-zarechniy.html.
12. Ресурсы поверхностных вод СССР: Гидрологическая изученность. Т. 11. Средний Урал и Приуралье. Вып. 2. Тобол / Под ред. В. В. Николаенко. — Л.: Гидрометеиздат, 1965. — 240 с.
13. *Поторочина С. А.* Водохранилища Свердловской области и их хозяйственное использование. Вода России. Федеральное агентство водных ресурсов (28 мая 2008).
14. Официальный сайт Заречного городского округа. Электронный ресурс. URL: <http://gorod-zarechny.ru/in/md/main>.
15. *Кузьмин А. И., Ланских В. С., Ямова М. П.* Опыт социально-демографического прогнозирования численности отдельных половозрастных групп населения городского округа «город Заречный» Свердловской области. 2014, 7 с. Электронный ресурс. URL: http://elar.urfu.ru/bitstream/10995/31233/1/trsick_2014_1_13.pdf.
16. *Ладейщиков А. В., Кропачев Ю. А., Шонохов А. В.* Отчет о радиационной обстановке в районе расположения Белоярской АЭС за 2019 год. Заречный: БАЭС, 2020. — 32 с.
17. *Трапезников А. В., Чеботина М. Я., Трапезникова В. Н., Гусева В. П., Николин О. А.* Влияние АЭС на радиэкологическое состояние водоема-охладителя. — Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2008. — 400 с.
18. *Трапезников А. В., Трапезникова В. Н.* Пресноводная радиэкология. — Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2012. — 544 с.
19. БАЭС, 2015. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2014 г. Заречный, 2015. — 41 с.
20. БАЭС, 2016. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2015 г. Заречный, 2016. — 41 с.
21. БАЭС, 2017. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2016 г. Заречный, 2017. — 42 с.

22. БАЭС, 2018. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2017 г. Заречный, 2018. — 43 с.
23. БАЭС, 2019. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2018 г. Заречный, 2019. — 43 с.
24. БАЭС, 2020. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2019 г. Заречный, 2020. — 52 с.
25. Росгидромет, 2015. НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. — Обнинск, 2015. — 321 с.
26. Росгидромет, 2016. НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году. — Обнинск, 2016. — 346 с.
27. Росгидромет, 2017. НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2016 году. — Обнинск, 2017. — 398 с.
28. Росгидромет, 2018. НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2017 году. — Обнинск, 2018. — 360 с.
29. Росгидромет, 2019. НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 г. Обнинск, 2019. — 324 с.
30. Росгидромет, 2020. НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2019 году. — Обнинск, 2020. — 343 с.
31. ИРМ, 2016. Отчет об экологической безопасности за 2015 г. Заречный, 2016. — 39 с.
32. ИРМ, 2018. Отчет об экологической безопасности за 2017 г. Заречный, 2018. — 40 с.
33. ИРМ, 2019. Отчет об экологической безопасности за 2018 г. Заречный, 2019. — 40 с.
34. ИРМ, 2020. Отчет об экологической безопасности за 2019 г. Заречный, 2020. — 37 с.
35. БАЭС, 2013. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2012 г. Заречный, 2013. — 27 с.
36. БАЭС, 2009. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2008 г. Заречный, 2009. — 25 с.
37. БАЭС, 2010. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2009 г. Заречный, 2010. — 33 с.
38. БАЭС, 2011. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2010 г. Заречный, 2011. — 32 с.
39. БАЭС, 2012. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2011 г. Заречный, 2012. — 32 с.
40. БАЭС, 2014. БАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2013 г. Заречный, 2014. — 38 с.
41. Росгидромет, 2002. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году. — СПб.: Гидрометеиздат, 2002. — 225 с.
42. Росгидромет, 2003. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году. — СПб.: Гидрометеиздат, 2003. — 248 с.
43. Росгидромет, 2004. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году. — СПб.: Гидрометеиздат, 2004. — 274 с.
44. Росгидромет, 2005. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году. — М., Метеоагентство Росгидромета, 2005. — 288 с.
45. Росгидромет, 2006. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году. — М., Метеоагентство Росгидромета, 2006. — 273 с.
46. Росгидромет, 2007. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году. — Н. Новгород: Вектор-Гис, 2007. — 279 с.
47. Росгидромет, 2008. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году. — Обнинск: ВНИИГМИ — МЦД, 2008. — 285 с.
48. Росгидромет, 2009. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. — Обнинск, 2009. — 297 с.
49. Росгидромет, 2010. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году. — Обнинск, 2010. — 315 с.

50. Росгидромет, 2011. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. — Обнинск, 2011. — 281 с.
51. Росгидромет, 2012. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. — Обнинск, 2012. — 297 с.
52. Росгидромет, 2013. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. — Обнинск, 2013. — 344 с.
53. Росгидромет, 2014. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. — Обнинск, 2014. — 367 с.
54. Отчет по экологической безопасности филиала «Уральский территориальный округ» ФГУП «Предприятие по обращению с радиоактивными отходами «РосРАО» за 2015 г. Екатеринбург, 2016. — 35 с.
55. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009: Гигиенические нормативы СП 2.6.1.2523-09. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора России, 2009. — 100 с.
56. Радиационно-гигиенический паспорт Свердловской области за 2018 год. Екатеринбург, 2019. — 13 с.
57. СанПиН 2.3.2.1078-01. Санитарно-эпидемиологические правила и нормы. «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов» (Утв. постановлением главного государственного санитарного врача РФ от 06.11.2001). — М., 2001. — 180 с.
58. Методика МТ 1.2.1.15.1176-2016. Разработка и установление нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ атомных станций в атмосферный воздух. М.: АО «Концерн Росэнергоатом», 2016. — 76 с.
59. Рекомендации Р 52.18.820-2015. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки (Утв. Росгидрометом Минприроды России 17.04.2015 г.). — 55 с.
60. ICRP, 2008. International Commission on Radiological Protection. Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2008. — 251 p.
61. ICRP, 2009. International Commission on Radiological Protection. Publication 114. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. — 111 p.
62. UNSCEAR, 2011. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II Scientific Annex C, D, E. — New York, 2011. — 334 p.
63. Сазыкина Т. Г., Крышев И. И. Оценка дозы облучения объектов биоты в районе расположения Белоярской АЭС. Одиннадцатая международная научно-техническая конференция «Безопасность, эффективность и экономика атомной энергетики» (Москва, 23-24 мая 2018 г.). Пленарные и секционные доклады. — М.: АО «Концерн Росэнергоатом», 2018. — С. 421-424.
64. Трапезников А. В., Коржавин А. В., Трапезникова В. Н., Платаев А. П. Радиоэкологическое исследование водоема-охладителя Белоярской АЭС перед вводом в эксплуатацию 4-го энергоблока БН-800 // Медико-биологические и социально-психологические проблемы безопасности в чрезвычайных ситуациях. — 2016. — № 2. — С. 82-88.
65. 40 лет Белоярской АЭС. История в воспоминаниях / Сост. В. М. Малышев. — Заречный: [Белоярская АЭС], 2004. — 389 с.: ил.

2.5. Нововоронежская АЭС

Нововоронежская АЭС (НВАЭС) — стратегическое предприятие российского Черноземья. Первая АЭС России с водо-водяными реакторами (ВВЭР), которые сегодня являются основой мировой атомной энергетики. Атомщики даже говорят, что здесь собрана коллекция ВВЭР (рис. 2.115). Именно на НВАЭС впервые выполнили работы по продлению срока эксплуатации реакторов [1].



Рис. 2.115. Вид на площадку, на которой впервые запустили ВВЭР-210, ВВЭР-440, ВВЭР-1000 и ВВЭР-1200 (фото с сайта [2])

2.5.1. История освоения местности и строительства первой в СССР промышленной атомной станции с водо-водяными реакторами

НВАЭС расположена в лесостепной местности на левом берегу реки Дона — крупного водоема государственного значения 1-й категории водопользования, в 45 км к югу от города Воронежа и на расстоянии 50 км к северо-востоку от города Лиски (в Каширском районе Воронежской области). Географические координаты площадки НВАЭС 51°18' с. ш. и 39°13' в. д. К северу на расстоянии 5 км находится благоустроенный город российских энергетиков Нововоронеж, градообразующим предприятием которого является НВАЭС. Район является зоной интенсивного земледелия, мясо-молочного животноводства и птицеводства.

Немногие знают, что АЭС могла и не появиться в Воронежской области. Как только стало известно о строительстве, среди местных жителей поднялась волна возмущения. «Люди тогда говорили: “Как же в Центрально-Черноземном районе может работать атомная станция? Ведь любая нештатная ситуация обернется трагедией всесоюзного масштаба”. Сомневались и сами власти», — вспоминает перво-строитель Иван Гречишкин. Однако слова авторитетных ученых стали решающим аргументом для разрешения строительства АЭС [3].

Выбор места строительства АЭС в тот далекий 1956 год был обусловлен острым дефицитом электроэнергии, который испытывала в послевоенные годы Воронежская область. Энергетическая программа области тех лет предусматривала строительство в области крупной тепловой электрической станции, которая должна была работать на привозном донецком угле. Однако успешный пуск и работа в Обнинске первой АЭС дали толчок созданию программы развития в СССР промышленных энергетических реакторов большой мощности, что позволило начать строительство в Воронежской области АЭС вместо ТЭС [1].



22 марта 1957 года в управлении строительства Воронежской ГРЭС появился приказ № 69. «В соответствии с приказом Министра строительства электростанций и в целях быстрейшего разворота подготовительных работ по строительству Нововоронежской ГРЭС и обеспечения выполнения государственного плана в 1957 году, начиная с 1 апреля сего года, приказываю: назначить начальником строительного участка по строительству Нововоронежской ГРЭС товарища Чернигина С. И., освободив его от занимаемой должности начальника 1-го участка строительства ВоГРЭС с 25 марта 1957 года. Отделу кадров приступить к набору потребной рабочей силы для строительства Нововоронежской ГРЭС».

В мае-июне 1957 года появился так называемый инвентарный передвижной поселок из вагончиков. Их было 120, в них разместились первые 700 строителей. В этом поселке были временная столовая, торговые точки и даже книжный магазин.

В апреле 1958 года среди избышек хутора Духовское появилась строительная техника, и началась подготовка к строительству главного корпуса атомной электростанции, а 29 июля были уложены первые кубометры бетона (рис. 2.116).

На стройку НВАЭС многие попадали сразу после армии или школьной скамьи. Изначально людей собирали на строительство из близлежащих сел. В 1960 году Центральным комитетом комсомола НВАЭС была объявлена Всесоюзной ударной комсомольской стройкой, и юноши и девушки потянулись в будущий город Нововоронеж со всего Советского Союза. Многие из них так и остались в городе и продолжили строить последующие энергоблоки.

Было бы несправедливо не напомнить о судьбе и трудовом пути нововоронежских первостроителей, чтобы в будущем наши дети и внуки не спрашивали с недоумением: «А кто построил Нововоронежскую АЭС и наш прекрасный город?» Этому доброму делу и должна будет служить изданная в 2017 году книга строителя и жур-



Рис. 2.116. Активная стадия строительства Новovoroneжской АЭС, начавшаяся в 1958 году

налиста Виктора Сергеевича Ануфриева «Жизнь-стройка» о первостроителях АЭС и города Новovoroneж [4].

Строительство НВАЭС продолжалось с 1958 по 1979 годы включительно, т. е. в общей сложности с небольшими перерывами около 21 года. Основные этапы строительства и освоения мощностей блоков приведены в таблице 2.130 [1].

Таблица 2.130. Основные этапы строительства и освоения мощности энергоблоков Новovoroneжской АЭС

Этап освоения мощности	I блок, ВВЭР-210	II блок, ВВЭР-365	III блок, ВВЭР-440	IV блок, ВВЭР-440	V блок, ВВЭР-1000
Начало строительства	1958 год	1964 год	1967 год	1967 год	1972 год
Начало пусконаладочных работ	Октябрь 1963 года	Ноябрь 1968 года	Декабрь 1970 года	Март 1972 года	Апрель 1978 года
Энергетический пуск	Сентябрь 1964 года	Декабрь 1969 года	Декабрь 1971 года	Декабрь 1972 года	Май 1980 года
Достижение 100%-ной мощности	Декабрь 1964 года	Апрель 1970 года	Июнь 1972 года	Май 1973 года	Февраль 1981 года

Основные строительно-монтажные работы на 1-м энергоблоке закончились к октябрю 1963 года. К этому времени на АЭС был создан костяк коллектива эксплуатационников, которому предстояло проведение на блоке комплекса пусконаладочных работ, а затем и эксплуатация блока. Во главе этого коллектива стоял переведенный с комбината «Маяк» Федор Яковлевич Овчинников, назначенный в июле 1963 года директором НВАЭС.

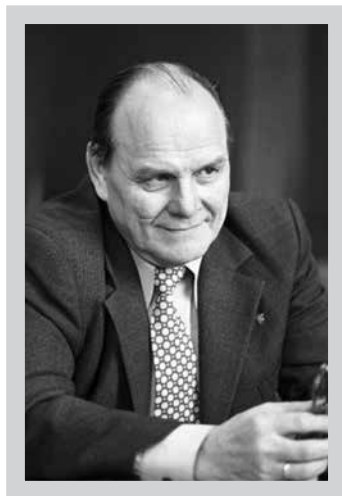
После окончания института Ф. Я. Овчинников распределился на Завод 817 (База 10, предприятие п/я 21, ПО «Маяк»), куда и прибыл в марте 1948 года. В этот период на Заводе 817 под руководством академика И. В. Курчатова проводились работы по подготовке к пуску первого промышленного атомного реактора (объект «А»). Весь инженерный и руководящий состав объекта прошел аттестацию в специально созданной комиссии ПГУ при СНК СССР на соответствие занимаемой должности. Люди работали, сознавая всю меру ответственности проводимых работ, самоотверженно выполняя свои обязанности, не считаясь с личным временем. Среди специалистов, которые участвовали в проведении пусконаладочных работ, был и инженер-электрик Ф. Я. Овчинников, отвечавший за работу электрических цепей объекта.

Вскоре перед комбинатом были поставлены новые задачи по повышению производительности существующего оборудования. Начался поиск путей повышения мощности атомных реакторов. На базе существующих реакторов на комбинате были организованы три реакторных завода — Д24 и 37, а также завод 156, директором последнего в 1954 году был назначен Ф. Я. Овчинников, до этого работавший главным инженером одного из объектов на комбинате. Проводившиеся под его руководством и с его участием работы по модернизации оборудования и совершенствованию технологического процесса производства на заводе позволяли постоянно повышать наработку плутония. С его участием впервые в мире была частично заменена пришедшая в негодность графитовая кладка реактора «АИ». Ф. Я. Овчинников — автор и руководитель реконструкции основных систем реактора «А», разработчик испытания технологических трактов для двух целевых реакторов.

На Урале Ф. Я. Овчинников работал под руководством видных деятелей атомной отрасли, таких как И. В. Курчатова, А. П. Александрова, Б. Л. Винникова, Е. П. Славского, Б. Г. Музрукова и многие другие. Это во многом способствовало формированию в Ф. Я. Овчинникове одного из лучших в то время в стране специалистов по эксплуатации атомных реакторов и незаурядного руководителя. Государство высоко оценило вклад Ф. Я. Овчинникова в развитие атомной промышленности, наградив его в 1951 году за успешное развитие и освоение атомного производства орденом Трудового Красного Знамени, а в 1962 году за производственные показатели, достигнутые руководимым им реакторным заводом, — орденом Ленина.

Уже в конце 1963 года под руководством Ф. Я. Овчинникова был осуществлен физический пуск энергоблока № 1 НВАЭС с реактором с водой под давлением мощностью 210 МВт, а 30 сентября 1964 года — ввод его в эксплуатацию. Хотя мощность энергоблока по современным представлениям была невелика, на уровне того времени это был самый мощный ядерный энергоблок не только в Советском Союзе, но и в мире.

Ф. Я. Овчинникову удалось создать на станции сплоченный коллектив единомышленников. И именно они составили тот золотой фонд специалистов, которым



**Федор Яковлевич
Овчинников
(1925-1994)**



Рис. 2.117. Энергоблоки № 1 и 2 НВАЭС [1]

было суждено провести пуск и осуществлять эксплуатацию всех последующих энергоблоков НВАЭС и на многих других АЭС.

В 1984 году из эксплуатации после 20-летней работы был выведен энергоблок № 1, а в 1990 году — энергоблок № 2 (рис. 2.117 [1]). 25 декабря 2016 года закончился дополнительный срок службы энергоблока № 3 Новovorонeжской АЭС, но его работа продолжилась в режиме эксплуатации без генерации. Системы и герметичное ограждение энергоблока № 3 используются сегодня для обеспечения безопасной работы энергоблока № 4.

Каждый из пяти реакторов НВАЭС является головным, т. е. прототипом серийных энергетических реакторов. Корпуса всех реакторов НВАЭС изготовлены ПО «Ижорский завод» (Колпино и Санкт-Петербург).

27 февраля 2017 года в эксплуатацию был введен энергоблок № 1 Новovorонeжской АЭС-2 (блок № 6 НВАЭС), а 31 октября 2019 года — энергоблок № 2 Новovorонeжской АЭС-2 (блок № 7 НВАЭС). В июне 2017 года впервые в России осуществлялась модернизация турбоагрегата (ТА-14) энергоблока № 5 НВАЭС. В результате выполненных работ мощность энергоблока № 5 повысилась на 15 МВт.

29 декабря 2017 года завершился 15-летний (сверх проектных 30 лет) дополнительный срок эксплуатации энергоблока № 4 НВАЭС. 10 января 2019 года после капитального ремонта с модернизацией оборудования энергоблок № 4 выведен на 100 % номинальной мощности. Срок его эксплуатации продлен еще на 15 лет.

Энергоблок № 1 Нововоронежской АЭС-2 — это головной блок, первый в истории проекта «АЭС-2006», инновационный, «прорывной» объект атомной отрасли, который соответствует всем существующим требованиям безопасности, включая целый ряд принципиально новых технологий. Блок является референтным для новых станций не только в России, но и за рубежом.

На сегодня установленная мощность 4 энергоблоков составляет 3747 МВт (таблица 2.131).

Таблица 2.131. Действующие энергоблоки Нововоронежской АЭС

Номер энергоблока	Тип реактора	Установленная мощность, МВт	Дата энергопуска
4	ВВЭР-440	417	28.12.1972
5	ВВЭР-1000	1000	31.05.1980
6	ВВЭР-1200	1180	05.08.2016
7	ВВЭР-1200	1150	01.05.2019

Вид на площадку НВАЭС с размещением энергоблоков № 1 и 2 представлен на рис. 2.118, а на рис. 2.119 — вид на 1-й и 2-й энергоблоки НВАЭС-2.

На рис. 2.120 [6] представлено руководство НВАЭС за все годы ее существования. Говоря о руководителях, мы, нисколько не умаляя достижений и заслуг многих работников отрасли, в своей книге упоминаем тех первых, которых не случайно называют первопроходцами. Директор НВАЭС Владимир Петрович Поваров в своей речи, посвященной 60-летию атомной отрасли, сказал: «Маяковцы являются первопроходцами в атомной энергетике. Десятки маяковцев в разное время приехали работать на Нововоронежскую АЭС и внесли заметный вклад в становление и развитие нашей станции — первой промышленной АЭС в стране».



Рис. 2.118. Первые два энергоблока НВАЭС



Рис. 2.119. НВАЭС-2 (фото с сайта [5])

Мы уже кратко рассказали о биографии Ф. Я. Овчинникова, но хочется вспомнить и еще двух представителей, прошедших школу «Маяка» и вложивших свой труд в развитие НВАЭС как флагмана отечественной атомной энергетики.

Главный инженер НВАЭС — Леонид Михайлович Воронин, отметивший на боевом посту в АО «Всероссийский научно-исследовательский институт по эксплуатации атомных электростанций» (ВНИИАЭС) в 2019 году свое 90-летие и одновременно 70-летний стаж работы в отрасли. Леонид Михайлович окончил в 1951 году Куйбышевский индустриальный институт по специальности «инженер-энергетик» и был направлен на «Маяк», где проработал 14 лет, пройдя путь от инженера до начальника отдела. В 1964 году Воронин переводится на НВАЭС сначала начальником реакторного цеха, а вскоре становится главным инженером Нововоронежской АЭС. Затем с 1970 года он на руководящей работе в должности главного



Леонид Михайлович
Воронин

инженера — заместителя начальника Главного управления атомных станций Министерства энергетики и электрификации СССР. В 1986-1990 годах он заместитель министра, первый заместитель министра атомной энергетики СССР. С марта 2004 года Л. М. Воронин — первый заместитель генерального директора по науке АО «ВНИИАЭС». Доктор технических наук, профессор, лауреат Государственной премии, дважды лауреат премии Совета Министров СССР Леонид Михайлович Воронин трижды награждался орденом Трудового Красного Знамени (1966, 1971, 1977 годы).

И еще один воспитанник «Маяка» высоко почитаем в Нововоронеже — Лев Иванович Голубев (1923-1978). Окончив физфак МГУ в конце 1949



Рис. 2.120. Руководители Нововоронежской АЭС [6]

года, Лев Иванович попал на «Маяк» под непосредственное руководство И. В. Курчатова. 10 августа 1952 года Лев Иванович был назначен исполняющим обязанности заместителя научного руководителя реактора АВ-3 завода 156, а 13 сентября 1953 года стал исполнять обязанности научного руководителя. Ровно через год он — начальник лаборатории № 5 ЦЗЛ комбината «Маяк». Научные успехи на комбинате «Маяк» в 1951 году были отмечены медалью «За трудовое отличие». А в 1954 году он был награжден орденом Трудового Красного Знамени.

В мае 1955 года Лев Иванович Голубев был откомандирован на Томский комбинат в распоряжение директора А. И. Чурина. Постановлением Комитета по Ленинским премиям в области науки и техники при Совете Министров СССР от 22 апреля 1960 года Льву Ивановичу Голубеву присуждена Ленинская премия «за усо-



**Лев Иванович
Голубев
(1923-1978)**

вершенствование методов производства в области машиностроения и металлургии». Вскоре он защищает кандидатскую диссертацию и получает высшую государственную награду — орден Ленина.

Начальник Главатомэнерго Минэнерго СССР А. Н. Григорянц ввиду отсутствия в системе Минэнерго научного подразделения по атомной тематике принял решение организовать на Нововоронежской АЭС Центральную научно-исследовательскую лабораторию (позже научно-исследовательский отдел — НИО), выделил дополнительные штаты и дал задания на ближайшую и дальнюю перспективу. На вновь введенную должность заместителя главного инженера по научной работе НВАЭС и был назначен Лев Иванович Голубев.

«Следует отметить, что научно-исследовательских отделов на советских и российских АЭС не было ни до, ни после. Этот отдел стал по существу во многом благодаря таланту Л. И. Голубева крупным научным институтом, получившим мировое признание, а также кузницей высококвалифицированных кадров для всей отечественной атомной энергетики. В НИО разрабатывались и внедрялись многие новации. Методы определения дефектов с помощью звуковой акустической системы, которые впервые в мире были собраны, как говорится, на коленях, реализованы в установки, которыми оснащены 3-й, 4-й и 5-й блоки. Отжиг корпуса реактора — тоже впервые в мире. “Учет ядерных материалов”, на котором сидят десятки научных учреждений, МАГАТЭ, начинался именно на Нововоронежской АЭС. И еще одно направление — “Горячая камера”. Эта горячая камера до сих пор единственная действующая на АЭС, а Лев Иванович был ее инициатором» [7].

2.5.2. Промышленное освоение территории

Строительство нового города в довольно пустынном месте на левом берегу Дона, примерно в 40 км от областного центра, по замыслу предполагало наряду с базовой отраслью развитие и иной промышленности, в первую очередь строительной. Помимо АЭС надо было строить новый город. Годом основания Нововоронежа является 1957-й, в этом году был забит первый колышек на месте будущего поселка, заложены первые бараки и жилые дома. Новый поселок, получивший название Ново-Грэсовский, в том же 1957 году переименованный в Нововоронежский, сразу получил статус поселка городского типа. До 1959 года строительство поселка и АЭС было засекреченным. В августе 1959 года информация о Нововоронежской атомной электростанции перестала быть секретной, АЭС приобрела государственное значение и мировую известность.

Указом Президиума Верховного Совета РСФСР от 23 марта 1987 года Нововоронеж преобразован в город областного подчинения.

Нововоронеж является монофункциональным городом с особым режимом хозяйственной деятельности. Его промышленный комплекс сформирован 12 предпри-

тиями. Ведущей и градообразующей отраслью является атомная энергетика, представленная филиалом ОАО «Концерн Росэнергоатом» «Нововоронежская атомная электростанция», на которой занято 19 % экономически активного населения.

В городском округе осуществляют производственную деятельность предприятия, технологически связанные с НВАЭС: филиал ОАО «Атомэнергоремонт» «Нововоронежатомэнергоремонт», Нововоронежский учебно-тренировочный центр «Атомтехэнерго», Нововоронежский филиал ФГУП «Аварийно-технический Центр», ООО «Атомэнергозапчасть». Работают предприятия пищевой промышленности (ОАО «Нововоронежхлеб», ООО Мясокомбинат «Нововоронежский»), строительной отрасли (ФГУП «Атомэнергопроект», ЗАО «Спецжелезобетон», ООО «Донатомстрой», ЗАО «Электростроймонтаж», ООО «Стройинжиниринг»).

Учитывая тот факт, что в атомной отрасли не соблюдается гендерное равенство, необходимо было думать о том, чтобы занять женскую половину помимо таких традиционных видов, как образование, здравоохранение и торговля. На базе развивающегося НПО «Электроника» — научно-производственного объединения ряда научно-исследовательских институтов и производственных предприятий по разработке и выпуску электроники и микроэлектроники — в Нововоронеже создается предприятие «Алиот». На этом заводе с 1978 года производили простые и надежные кассетные магнитофоны «Электроника-321, -322, -323, -324, -327, М-334С». С распадом СССР наступили трудные времена для многих отраслей промышленности, и завод фактически закрылся. В настоящее время идет возрождение предприятия, производящего снаряжение и инвентарь для туризма, интегральные схемы (ИС), кремниевые транзисторы, тиристоры и выпрямители, а также туристские термосы, термоизолированные сумки.

Сегодня в Нововоронеже успешно работают мясокомбинат, цех по производству утеплителя (изолона), завод по производству одноразовых медицинских изделий и завод железобетонных изделий.

В настоящее время в Нововоронеже на площади 46,13 км² проживают 31 503 человека. Динамика численности населения города отражена на рис. 2.121.

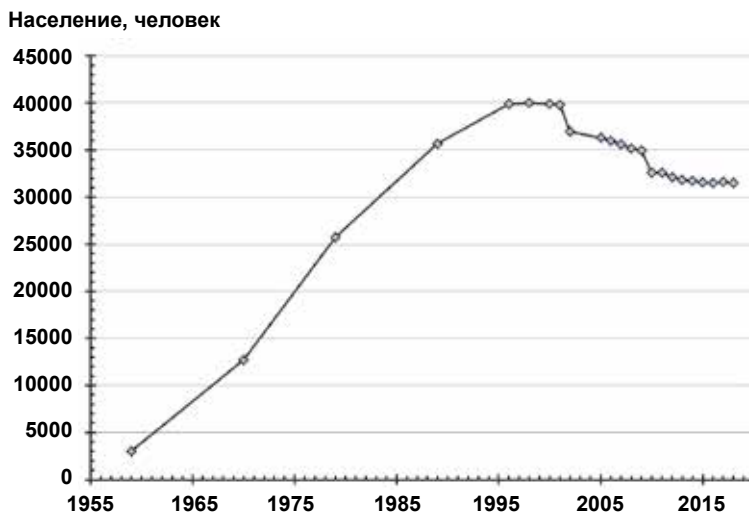


Рис. 2.121. Динамика численности населения Нововоронежа



Рис. 2.122. Динамика рождаемости в Новovoroneже в сравнении с данными по области и Российской Федерации (на 1000 человек населения) [8]

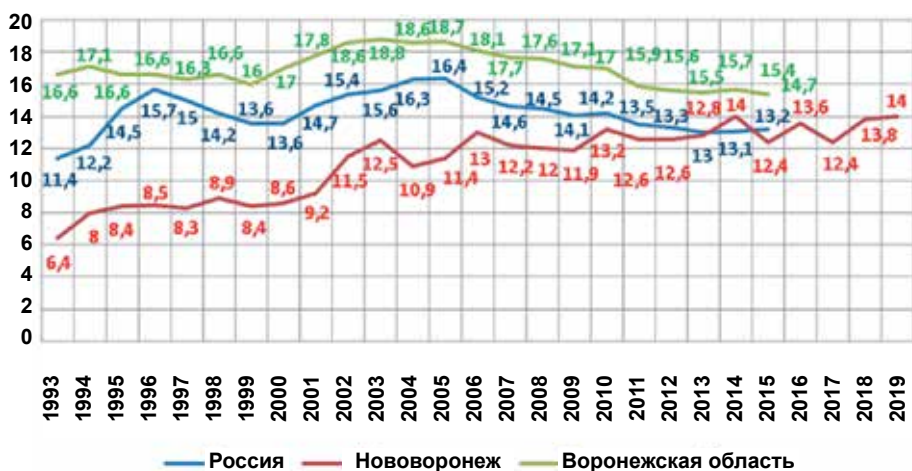


Рис. 2.123. Динамика смертности населения в Новovoroneже в сравнении с данными по области и Российской Федерации (на 1000 человек населения) [8]

Численность населения во многом отражает темпы экономического развития. В настоящее время с пуском 1-го и 2-го энергоблоков НВАЭС-2 численность населения стабилизировалась. Но на настоящий момент рождаемость в Новovoroneже заметно уступает смертности, хотя эта тенденция характерна и для области (рис. 2.122) [8] и рис. 2.123 [8]).

Из искусственных сооружений можно отметить создание водохранилища для охлаждения 5-го энергоблока. Наливной пруд-охладитель 5-го блока («Новovoroneжское водохранилище») расположен в пойме Дона выше береговой насосной станции № 4 и отделен от поймы реки разделительной дамбой. Он является источником технического водоснабжения цирксистемы 5-го энергоблока. Пруд заполнен донской водой в 1978 году, при этом были затоплены два пойменных озера и поля фильтрации, эксплуатировавшиеся с 1968 до 1973 годы. Объем пруда 32 млн м³, площадь водного зеркала 4,9 км², максимальная ширина 1,9 км, длина 3,5 км, средняя глубина 6,8 м,

максимальная — 16 м. Площадь активной зоны пруда 3,89 км², коэффициент эффективности $K_{эф} = 0,85$ (проектный $K_{эф} = 0,9$). Для повышения охлаждающей способности пруд разделен струенаправляющей дамбой длиной 2,3 км. Поскольку коэффициент эффективности водоема недостаточен, в летние месяцы при работающем 5-м блоке температура воды в пруду повышается до +40...+45 °С, что не только снижает выработку электроэнергии, но и ухудшает санитарно-гигиенические характеристики водоема, отрицательно сказывается на флоре и фауне за исключением отдельных теплолюбивых видов. Для улучшения качества воды во время весеннего паводка производится водообмен (продувка) пруда; заполнение происходит водой из подводящего канала 3-го и 4-го энергоблоков. Пруд используется не только для нужд НВАЭС, но и населением Нововоронежа для рыбохозяйственных, рекреационных и других целей.

Площадь санитарно-защитной зоны вокруг НВАЭС (СЗЗ) ~ 18 км², площадь ЗН — 2826 км². В зоне наблюдения проживает более 100 тыс. человек. Напротив промплощадки НВАЭС на правом берегу Дона находятся два населенных пункта (с. Архангельское и д. Пашенково), на окраине которых несколько жилых домов расположены на внешней границе СЗЗ [8].

2.5.3. Природные характеристики региона

Климатические условия

Климат территории Подворонежья умеренно континентальный. Средняя температура воздуха за год составляет +5,0...+5,5 °С, января — -9,5...-9,0 °С, июля — +19,5...+20,0 °С. Средний из абсолютных минимумов температуры воздуха — около -37,0 °С, а средний из абсолютных максимумов — около +38,0 °С. Продолжительность периода с устойчивой средней температурой воздуха выше 10 °С в Воронеже — 150 дней. Средняя продолжительность безморозного периода — 150-155 дней. Годовая сумма осадков для территории района колеблется от 500 до 550 мм. Устойчивый снежный покров лежит 100-115 дней в году. Средняя из наибольших декадных высот снежного покрова за зиму — около 25 см. Но бывают и бесснежные зимы. Довольно много, особенно в теплую половину года, солнечных дней. Географическое распределение повторяемости различных скоростей и направлений ветра определяется сезонным режимом борических центров, располагающихся над Северной Атлантикой и материком Евразии. Величина приземной скорости ветра, отмечаемая на метеорологической станции, обуславливается рельефом местности и защищенностью места установки прибора.

В районе НВАЭС климат умеренно-континентальный с хорошо выраженными сезонами года. Здесь почти равновероятно присутствие различных по происхождению воздушных масс — холодных из Арктики, влажных из Атлантики и сухих из Казахстана.

Для площадки НВАЭС преобладающими являются ветры южной четверти, а также северо-западные. По многолетним данным ближайших к АЭС метеостанций, максимальная скорость ветра достигала 28-34 м/с. Среднее число дней в году с сильным ветром (равным и более 15 м/с) — 14 дней, наибольшее — 33 дня. Среднегодовое значение скорости ветра — 3,1 м/с. Суммарная повторяемость штилей и слабых ветров до 1 м/с — 18 % за год. В районе НВАЭС чаще всего наблюдаются состояния устойчивости атмосферы, близкие к нейтральным [9].

Природные условия

Район размещения НВАЭС находится в пределах двух физико-географических провинций — лесостепной Среднерусской возвышенности и лесостепной Окско-Донской равнины и поэтому в ландшафтном отношении довольно разнообразен: высокие крутые оstepненные склоны с обнажениями коренных пород, байрачные дубравы, овраги и балки, пойменные леса и озера, сосновые леса по бугристым песчаным поверхностям, обширные плоские распаханное пространства и болота. Основной фон почвенного покрова представлен типичными тучными мощными черноземами, которые на пологих склонах водоразделов, слаборасчлененных балками, часто залегают в комплексе с солонцами и солонцеватыми почвами.

Площадка НВАЭС расположена на стыке лесостепной и степной зон. Левобережная часть Дона — типичная часть лесостепи Окско-Донской равнины с при-сущей ей растительностью, которая представлена сосновыми лесопосадками. Из естественных видов растительности встречаются в основном остатки степного травостоя. Склоны балок и долин покрыты зарослями осины.

Площадка Нововоронежской АЭС и 50-километровая зона исследований вокруг нее расположены в бассейне Дона. Дон — одна из больших рек Русской равнины, главная водная артерия Черноземного Центра и Ростовской области. Годовой сток Дона — 27,4 км³, средний годовой расход воды — 935 м³/с (в устье). В Воронежской области протекает Верхний Дон. Здесь он принимает притоки — Ведугу, Девицу, Воронеж, Хворостань, Потудань, Тихую Сосну, Икорец, Битюг. Густота речной сети южнее слияния Дона и р. Воронежа составляет 0,1-0,2 км/км². Ширина русла Дона составляет от 100 до 250 м, средняя глубина — до 2 м, скорость течения в межень — от 0,3 до 0,5 м/с. В результате прогрессирующего обмеления реки, связанного с уменьшением стока и заилением русла, глубина на многих перекатах приближается к 1 м.

Для растительного покрова лесостепи характерно чередование лесов и степей, обнаруживающее закономерные связи с рельефом и составом грунтов, а также деятельностью человека. Для лесостепной зоны характерно большое разнообразие растительных ландшафтов. Леса, степи, заросли кустарников, влажные луга, сельскохозяйственные поля создают сложный лесостепной растительный комплекс.

Высоты правобережья Дона заняты отдельными нагорными дубравами, произрастающими на серых лесных почвах. Поймы рек покрыты лугами, пойменными лесами (дубравами и осокорниками), в притеррасных луговых (разнотравно-луговых) степных, ныне почти сплошь распаханых, понижениях — черноольшанники.

Животный мир региона НВАЭС представляет собой типичную фауну русской лесостепной зоны, обедненную вследствие сведения лесов и интенсивного использования земель под сельскохозяйственные нужды, строительство и т. д.

В регионе НВАЭС расположены: 21 памятник природы и один ландшафтный заказник «Мордва». Из 22 охраняемых объектов — 8 лесных, 8 степных, один ландшафтно-геологический и 5 аквальных [10].

2.5.4. Систематизация радиэкологической информации

Радиационный мониторинг окружающей среды вокруг НВАЭС в радиусе до 50 км проводится лабораторией внешнего радиационного контроля (ЛВРК) НВАЭС, а в радиусе до 100 км — УГМС центрально-черноземных областей (ЦЧО).

Объектовый мониторинг состояния и загрязнения окружающей среды, включающий долгосрочные наблюдения за состоянием окружающей среды, ее загрязнением и происходящими в ней природными явлениями, а также оценку и прогноз состояния окружающей среды, ее загрязнения на территории НВАЭС и в пределах их воздействия на окружающую среду, осуществляется в последние годы согласно МР 1.3.2.09.1159-2016 [11].

Проектная граница СЗЗ НВАЭС представляет собой объединение двух окружностей: одна — радиусом 2,25 км от венттрубы энергоблоков № 3 и 4, другая — радиусом 2,0 км от венттрубы энергоблока № 5. Проектная граница СЗЗ энергоблока № 1 и энергоблока № 2 НВАЭС-2 определена в границах, образованных периметром ограждения площадки НВАЭС-2, общей площадью 76,79 га и находится внутри СЗЗ НВАЭС (проект СЗЗ утвержден постановлением администрации городского округа — города Нововоронеж от 12.03.2010 № 586).

2.5.4.1. Радиоактивные выбросы в атмосферу

Источниками выбросов на НВАЭС являются венттрубы энергоблоков, вентсистема горячей камеры. На НВАЭС используются три основных метода снижения радиоактивных газоаэрозольных выбросов:

- выдерживание газов в газгольдерах; за время выдержки происходит значительное снижение радиоактивности;
- адсорбция инертных газов и йода на фильтрах из активированного угля;
- фильтрация воздуха через волокнистые сорбенты, на которых задерживается большая часть радиоактивных аэрозолей.

После очистки газоаэрозольные выбросы удаляются через вентиляционные трубы, высота которых обеспечивает оптимальное рассеивание в атмосфере. Обобщенные данные о выбросах НВАЭС по контролируемым радионуклидам в атмосферу за два периода — 2000-2010 и 2011-2018 годы — приведены в таблице 2.132 [12-31].

Таблица 2.132. Выбросы радионуклидов НВАЭС в 2000-2010 и 2011-2019 годах, Бк/год

Радионуклид	2000-2010 годы	2011-2019 годы	ДВ
^{60}Co	$(5,5 \pm 1,9) \cdot 10^8$	$(2,1 \pm 1,4) \cdot 10^8$	$7,4 \cdot 10^9$
^{131}I	$(1,8 \pm 1,1) \cdot 10^9$	$(3,6 \pm 2,2) \cdot 10^8$	$1,8 \cdot 10^{10}$
^{134}Cs	$(7,0 \pm 4,7) \cdot 10^7$	$(3,0 \pm 2,9) \cdot 10^7$	$9,0 \cdot 10^8$
^{137}Cs	$(1,1 \pm 0,3) \cdot 10^8$	$(7,5 \pm 6,1) \cdot 10^7$	$2,0 \cdot 10^9$
ИРГ	$(6,8 \pm 2,0) \cdot 10^{13}$	$(2,7 \pm 1,3) \cdot 10^{13}$	$6,9 \cdot 10^{14}$

По данным радиационного контроля, выбросы радионуклидов НВАЭС значительно ниже ДВ. Прослеживается тенденция снижения величины выбросов радионуклидов НВАЭС. В 2011-2019 годах выбросы уменьшились по сравнению с предшествующим десятилетием: ^{131}I — в 5 раз, ИРГ и ^{60}Co — в 2,6 раза, ^{134}Cs — 2,3 раза, ^{137}Cs — в 1,5 раза.

Современные данные о радионуклидном составе выбросов НВАЭС представлены в таблице 2.133. Отметим, что в 2019 году число контролируемых радионуклидов в выбросах НВАЭС существенно увеличилось по сравнению с предшествующим периодом [31]. В частности, начиная с 2018 года с учетом результатов инвентаризации выбросов и международной практики мониторинга [32-34] осуществляется контроль за выбросами таких радиологически значимых радионуклидов, как углерод-14 и тритий, поступление в атмосферу которых составило соответственно 0,24 % и 0,046 % от ДВ. Выбросы остальных контролируемых радионуклидов также были значительно ниже допустимых.

Таблица 2.133. Выбросы радионуклидов НВАЭС в 2018 и 2019 годах

Радионуклид	ДВ, Бк/год	Фактический выброс, Бк/год	
		2019	2018
³ H	$4,99 \cdot 10^{14}$	$2,7 \cdot 10^{12}$	$2,3 \cdot 10^{11}$
¹⁴ C	$7,10 \cdot 10^{12}$	$3,3 \cdot 10^{11}$	$1,7 \cdot 10^{10}$
⁵⁴ Mn	$3,83 \cdot 10^{11}$	$2,9 \cdot 10^6$	$3,3 \cdot 10^5$
⁵⁸ Co	$1,37 \cdot 10^{12}$	$2,4 \cdot 10^6$	$6,0 \cdot 10^4$
⁶⁰ Co	$7,40 \cdot 10^9$	$2,1 \cdot 10^7$	$8,0 \cdot 10^7$
⁶⁵ Zn	$3,62 \cdot 10^{11}$	$5,6 \cdot 10^5$	$6,0 \cdot 10^4$
^{110m} Ag	$1,18 \cdot 10^{11}$	$5,3 \cdot 10^6$	$3,5 \cdot 10^6$
¹²⁴ Sb	$8,26 \cdot 10^{11}$	$7,3 \cdot 10^5$	$6,0 \cdot 10^4$
¹³¹ I	$1,80 \cdot 10^{10}$	$3,6 \cdot 10^8$	$3,6 \cdot 10^7$
¹³⁴ Cs	$9,00 \cdot 10^8$	$9,2 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^6$
¹³⁷ Cs	$2,00 \cdot 10^9$	$6,7 \cdot 10^6$	$1,2 \cdot 10^7$
Сумма ИРГ	$6,90 \cdot 10^{14}$	$5,5 \cdot 10^{13}$	$1,5 \cdot 10^{13}$

Примечание: данные о выбросах представлены в соответствии с требованиями п. 4.1 СТО 1.1.1.04.001.0143-2015 «Положение о годовых отчетах по оценке состояния безопасной эксплуатации энергоблоков атомных станций» с учетом 1/2 наибольшего предела измерения нормируемых радионуклидов, не обнаруживаемых при проведении контроля в течение отчетного года.

Динамика по ряду основных регламентируемых радионуклидов в выбросах в атмосферу за период с 1998 по 2019 годы приведена на рис. 2.124-2.128.

В целом по многолетним данным радиационного контроля прослеживается тенденция снижения величины выбросов радионуклидов НВАЭС. Как видно из приведенных данных, фактические выбросы радионуклидов существенно ниже допустимых.

В подтверждение тезиса о последовательном снижении выбросов приведем динамику выбросов ¹³⁷Cs НВАЭС с момента пуска первого блока (рис. 2.129).

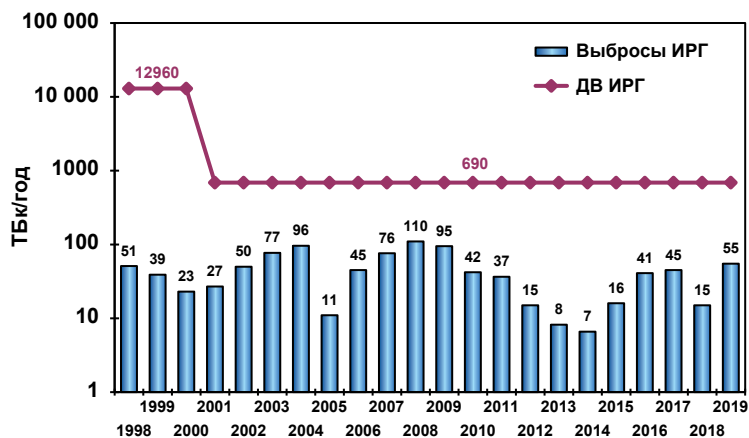


Рис. 2.124. Динамика годовых выбросов ИРГ в атмосферу, НВАЭС

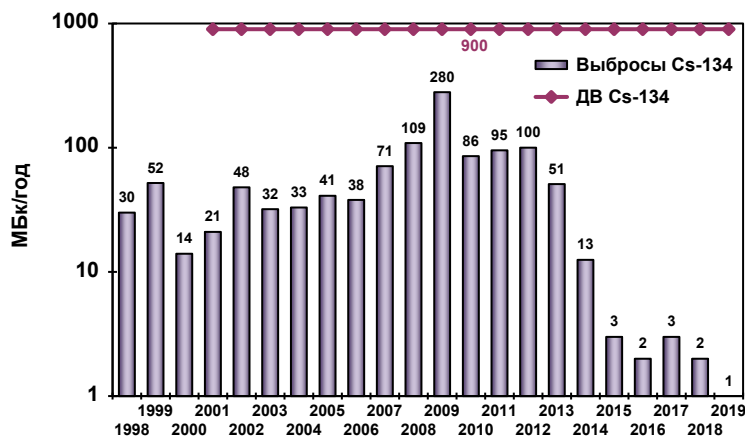


Рис. 2.125. Динамика годовых выбросов ¹³⁴Cs в атмосферу, НВАЭС

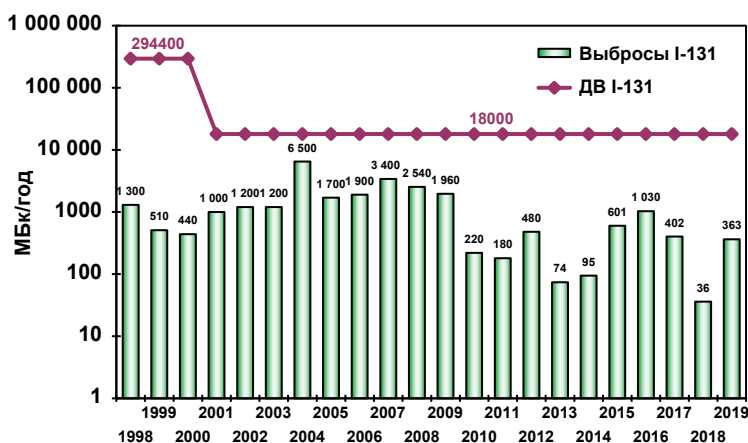
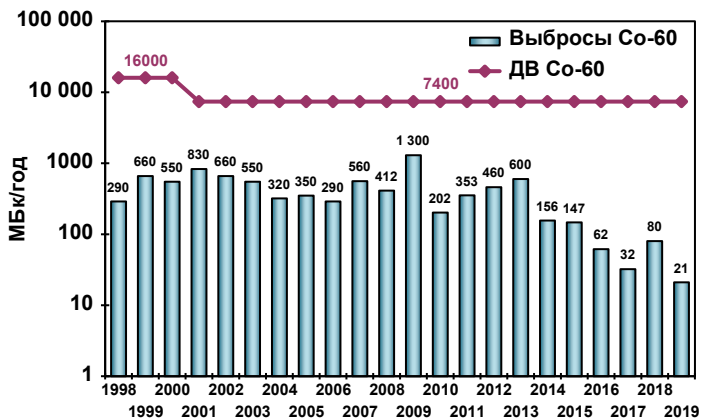
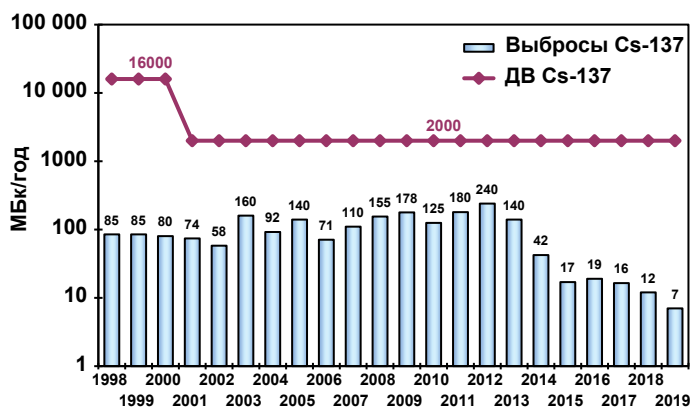
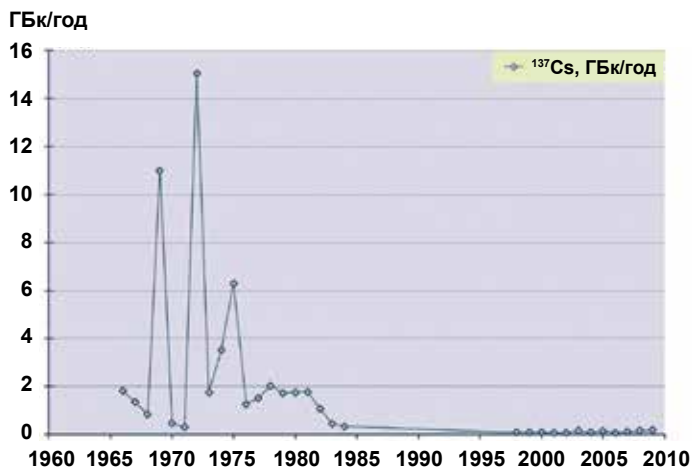


Рис. 2.126. Динамика годовых выбросов ¹³¹I в атмосферу, НВАЭС

Рис. 2.127. Динамика годовых выбросов ^{60}Co в атмосферу, НВАЭСРис. 2.128. Динамика годовых выбросов ^{137}Cs в атмосферу, НВАЭСРис. 2.129. Динамика выбросов ^{137}Cs НВАЭС

2.5.4.2. Радиоактивные сбросы в поверхностные водоемы и загрязнение водной среды

Основными объектами водопользования в районе НВАЭС являются р. Дон, пруд-охладитель блока № 5, пруды рыбопроизводного хозяйства «Нововоронежский» (рыбхоз), артезианские водозаборы подземных вод (рис. 2.131).

НВАЭС является потребителем воды для технических нужд из поверхностного водного объекта — Дона. Разрешенный годовой объем водопотребления из Дона — 141 млн м³ для 1-5-го блоков НВАЭС и 64,166 млн м³ для энергоблоков № 1 и 2 НВАЭС-2.

Фактическое потребление для 1-5-го энергоблоков НВАЭС в 2018 году составило 97,689 млн м³ (69 % от разрешенного годового объема водопотребления) и уменьшилось на 24,468 млн м³ по сравнению с 2017 годом.

На НВАЭС используются два типа систем охлаждения конденсаторов турбин: прямоточная с забором воды из Дона и обратная с использованием башен-градирен и пруда-охладителя.

Для НВАЭС приемником возвратных сточных вод является река Дон. Забираемая НВАЭС для охлаждения теплообменного оборудования энергоблоков Нововоронежской АЭС и Нововоронежской АЭС-2 вода Дона возвращается обратно по четырем выпускам [8]:

- выпуск № 1 — концевой водосброс энергоблоков № 1 и 2 НВАЭС;
- выпуск № 2 — продувка циркуляционной системы энергоблоков № 3 и 4 НВАЭС;
- выпуск № 3 — кратковременная продувка пруда-охладителя энергоблока № 5 НВАЭС; продувка пруда-охладителя производится в паводковый период на реке Дон;



Рис. 2.131. Карта-схема расположения объектов сброса технической воды НВАЭС

- выпуск № 4 — сброс продувочной воды с энергоблоков № 1 и 2 НВАЭС-2. Общий сброс сточных вод в Дон в 2018-2019 годах показан в таблице 2.134 [8].

Таблица 2.134. Сброс сточных вод с площадки НВАЭС в Дон [8]

Наименование выпуска сточных вод	Объем сброса нормативно-чистых сточных вод в 2019 году, тыс. м ³	Объем сброса нормативно-чистых сточных вод в 2018 году, тыс. м ³	Допустимый объем сбрасываемых сточных вод в 2019 году, тыс. м ³
Выпуск № 1	26 587,63	52 208,99	50 962,00
Выпуск № 2	20 676,73	71 15,51	27 735,00
Выпуск № 3	Сброс отсутствовал	Сброс отсутствовал	15 000,0
Выпуск № 4	23 103,08	16 396,36	27 176,35
Итого	70 367,44	75 720,86	120 873,35

Содержание загрязняющих химических веществ в сточных водах НВАЭС в 2019 году не превышало установленных нормативных значений.

Сбросы с содержанием радиоактивных веществ НВАЭС:

- хозяйственные воды промзоны сбрасываются на поля фильтрации (семь карт общей площадью 11 га),
- промливневая канализация промплощадки разгружается в Дон и пруд-охладитель;
- отработанные нормативно-чистые технические воды из реакторных отделений 1-го, 2-го блоков, с установки химводопробоподготовки и чеков рыбхоза, продувочные и дебалансные воды из циркосистемы 3-го и 4-го блоков и пруда-охладителя, инфильтрат из пруда-охладителя, поступающий с разгрузкой подземных вод, загрязненные подземные воды из района хранилища жидких радиоактивных отходов, ХЖО-2 сбрасываются в Дон;
- отработанные нормативно-чистые механические воды из реакторного отделения 5-го блока, цирководы 5-го блока и инфильтрат с полей фильтрации НВАЭС, поступающий с разгрузкой подземных вод, сбрасываются в водоем-охладитель 5-го блока.

Обобщенные данные годовых сбросов радионуклидов НВАЭС за 2000-2018 годы представлены в таблице 2.135 [8, 12-30, 35-45].

Таблица 2.135. Сбросы радионуклидов НВАЭС (2000-2018 годы)

Радионуклид	Активность сброса, Бк/год
³ H	7,1·10 ¹²
⁵⁴ Mn	(2,1±1,2)·10 ⁷
⁶⁰ Co	(3,6±1,5)·10 ¹⁰
⁹⁰ Sr	1,0·10 ¹⁰
¹³⁴ Cs	(6,8±5,2)·10 ⁸
¹³⁷ Cs	(1,2±1,0)·10 ⁹

Мониторинг сбросов отдельных радионуклидов проводился не во все годы, так, например, ^{90}Sr определялся в сбросах в 2000-2007 годах. После этого мониторинг был прекращен до 2017 года. Тем не менее эти обобщенные данные дают представление о величине сбросов радионуклидов на НВАЭС, которые во все годы были значительно ниже ДС.

По многолетним данным радиационного контроля основной вклад в радиоактивность сбросов вносит тритий. Имеет место значительная изменчивость сбросов радионуклидов в различные годы, особенно сильно выраженная для ^3H , ^{54}Mn , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{134}Cs . В результате различия в величине суммарных сбросов для большинства радионуклидов по усредненным данным за первое и второе десятилетие не являются статистически значимыми. Для ^{60}Co наблюдается снижение в 11 раз суммарной активности сбросов в 2011-2018 годах по сравнению с предшествующим десятилетием. Для ^{137}Cs суммарный сброс в различные годы варьирует примерно на одном уровне (таблица 2.136).

Таблица 2.136. Годовые сбросы радионуклидов в открытую гидрографическую сеть на НВАЭС в 2000-2018 годах, Бк [12-20, 35-45]

Приемник сточных вод	Наименование радионуклида	2000-2010 годы	% от ДС	2011-2018 годы	% от ДС
Дон ^{134}Cs ^{90}Sr ^{131}I ^{60}Co ^3H	^{137}Cs	$(6,7\pm 4,9)\cdot 10^8$	2,3	$(3,9\pm 1,5)\cdot 10^8$	5,7
		—	—	$(3,7\pm 0,6)\cdot 10^8^*$	8,1
		$2,0\cdot 10^9^*$	0,3	—	—
		—	—	$(1,8\pm 0,3)\cdot 10^9^*$	0,7
		$(3,6\pm 1,3)\cdot 10^{10}$	8,5	$(2,3\pm 0,8)\cdot 10^9$	2,1
		$(3,3\pm 2,5)\cdot 10^{12}^*$	0,09	$(1,1\pm 0,3)\cdot 10^{12}^*$	0,1
Пруд-охладитель 5-го блока ^{134}Cs ^{90}Sr ^{131}I ^{60}Co ^3H	^{137}Cs	$(8,1\pm 2,8)\cdot 10^8$	14,9	$(3,3\pm 1,2)\cdot 10^8$	16,1
		—	—	$(4,1\pm 0,4)\cdot 10^8^*$	21,6
		$1,7\cdot 10^8^*$	1,0	—	—
		—	—	$(2,1\pm 0,2)\cdot 10^9^*$	0,4
		—	—	$(2,0\pm 0,2)\cdot 10^9^*$	31,1
		—	—	$(1,1\pm 0,3)\cdot 10^{12}^*$	1,4

Окончание табл. 2.136

Приемник сточных вод	Наименование радионуклида	2000-2010 годы	% от ДС	2011-2018 годы	% от ДС	
Поля фильтрации НВАЭС ¹³⁴ Cs ⁹⁰ Sr ¹³¹ I ⁶⁰ Co ³ H ⁵⁴ Mn	¹³⁷ Cs	(3,1±1,6)·10 ⁷	0,1	(2,1±0,8)·10 ⁷	0,04	
		(4,5±3,5)·10 ^{5*}	0,004	(1,2±0,6)·10 ^{7*}	0,1	
		1,1·10 ^{8*}	0,4	—	—	
		—	—	(1,8±0,2)·10 ^{7*}	0,001	
		(3,6±2,3)·10 ^{7*}	1	(1,9±0,3)·10 ⁷	0,2	
		1,9·10 ^{13**}	31,7	(2,1±0,5)·10 ^{13*}	27,3	
		(2,1±1,1)·10 ^{7*}	0,07	(8,3±6,0)·10 ^{6*}	0,02	
Рыбопитомник «Нововоронежский» ¹³⁴ Cs ¹³¹ I ⁶⁰ Co ³ H	¹³⁷ Cs	(1,2±0,5)·10 ⁷	29,6	(6,1±2,1)·10 ⁶	14,1	
		—	—	7,6·10 ^{6*}	19,0	
		—	—	3,8·10 ^{7*}	0,08	
		(1,3±0,8)·10 ⁸	18,1	(3,8±0,9)·10 ⁷	5,5	
		—	—	(1,4±0,3)·10 ^{10*}	0,14	
		—	—	—	—	
Водовыпуск системы продувки, Дон (2017-2018 годы)	¹³⁷ Cs	—	—	1,9·10 ⁸	0,8	
		¹³⁴ Cs	—	—	1,8·10 ⁸	1,2
		¹³¹ I	—	—	2,0·10 ⁸	0,03
		⁶⁰ Co	—	—	2,0·10 ⁸	0,8
		³ H	—	—	6,7·10 ¹²	0,7

* Измерения проводили в отдельные годы наблюдений.

** Единичные измерения за период наблюдения (измерения проводили 1 или 2 раза за период наблюдения).

Примечания: 1. Данные о сбросах ¹³⁴Cs, ¹³¹I, ⁶⁰Co, ³H в пруд-охладитель 5-го блока — с 2015 года, ⁹⁰Sr — 2000-2003 годы. 2. Прочерк означает, что нет данных или значение объемной активности ниже предела обнаружения.

Данные по сбросу радионуклидов со сточными водами НВАЭС с учетом разгрузки подземных вод в 2018 году представлены в таблице 2.137 [30].

Таблица 2.137. Сброс радионуклидов в природные воды на НВАЭС в 2018 году, Бк [30]

Приемник сточных вод	Радионуклид	Допустимый сброс, Бк	Фактический сброс, Бк
Река Дон	^3H	$1,0 \cdot 10^{15}$	$8,4 \cdot 10^{11}$
	^{60}Co	$1,1 \cdot 10^{11}$	$1,8 \cdot 10^9$
	^{131}I	$2,5 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^9$
	^{134}Cs	$4,6 \cdot 10^9$	$2,9 \cdot 10^8$
	^{137}Cs	$7,6 \cdot 10^9$	$2,9 \cdot 10^8$
Пруд-охладитель 5-го блока	^3H	$8,2 \cdot 10^{13}$	$9,2 \cdot 10^{11}$
	^{60}Co	$6,6 \cdot 10^9$	$2,2 \cdot 10^9$
	^{131}I	$5,3 \cdot 10^{11}$	$2,2 \cdot 10^9$
	^{134}Cs	$1,9 \cdot 10^9$	$4,5 \cdot 10^8$
	^{137}Cs	$2,1 \cdot 10^9$	$4,5 \cdot 10^8$
ХФК, поля фильтрации НВАЭС	^3H	$7,5 \cdot 10^{13}$	$1,5 \cdot 10^{13}$
	^{60}Co	$9,6 \cdot 10^9$	$2,3 \cdot 10^7$
	^{134}Cs	$1,3 \cdot 10^{12}$	$1,6 \cdot 10^7$
	^{137}Cs	$9,6 \cdot 10^9$	$1,6 \cdot 10^7$
		$7,5 \cdot 10^{10}$	$3,1 \cdot 10^7$
Водовыпуск системы продувки, Дон	^3H	$1,0 \cdot 10^{15}$	$4,8 \cdot 10^{12}$
	^{60}Co	$2,4 \cdot 10^{10}$	$1,1 \cdot 10^8$
	^{131}I	$6,3 \cdot 10^{11}$	$7,2 \cdot 10^7$
	^{134}Cs	$1,5 \cdot 10^{10}$	$7,5 \cdot 10^7$
	^{137}Cs	$2,4 \cdot 10^{10}$	$8,5 \cdot 10^7$
Рыбопитомник «Нововоронежский»	^3H	$1,0 \cdot 10^{13}$	$1,6 \cdot 10^{10}$
	^{60}Co	$7,0 \cdot 10^8$	$5,7 \cdot 10^7$
	^{131}I	$5,0 \cdot 10^{10}$	$3,8 \cdot 10^7$
	^{134}Cs	$4,6 \cdot 10^7$	$7,6 \cdot 10^6$
	^{137}Cs	$4,2 \cdot 10^7$	$7,9 \cdot 10^6$

С 2017 года был заметно расширен список контролируемых радионуклидов, сбрасываемых в окружающую среду. Так, в сбросных водах НВАЭС-2 контролировалось 17 нуклидов (таблица 2.138). Для сравнения отметим, что в 2011 году на НВАЭС-1 контролировался сброс только 3 радионуклидов: ^3H , ^{60}Co и ^{137}Cs .

Таблица 2.138. Сброс радионуклидов в Дон с НВАЭС-2 в 2018 и 2019 годах, Бк [8, 1]

№ п/п	Нуклид	Активность, ГБк/год		Допустимый сброс (ДС), ГБк/год	Индекс сброса, % от ДС	
		2018	2019		2018	2019
1	H-3	4800	2720	1140000	0,48	0,002
2	Cr-51	0,68	н/н	н/н	0,04	н/н
3	Mn-54	0,1	н/н	н/н	0,16	н/н

Окончание табл. 2.138

№ п/п	Нуклид	Активность, ГБк/год		Допустимый сброс (ДС), ГБк/год	Индекс сброса, % от ДС	
		2018	2019		2018	2019
4	Co-58	0,08	н/н	н/н	0,12	н/н
5	Fe-59	0,14	н/н	н/н	0,47	н/н
6	Co-60	0,11	0,14	2,17	0,46	0,065
7	Zn-65	0,17	н/н	н/н	0,11	н/н
8	Sr-89	3,4	н/н	н/н	0,08	н/н
9	Sr-90	3,4	н/н	н/н	0,89	н/н
10	Zr-95	0,13	н/н	н/н	0,28	н/н
11	Ru-103	0,07	н/н	н/н	0,06	н/н
12	Ru-106	0,24	н/н	н/н	0,10	н/н
13	I-131	0,07	н/н	н/н	0,01	н/н
14	Cs-134	0,075	0,085	0,895	0,50	0,095
15	Cs-137	0,084	0,086	1,39	0,35	0,062
16	Ce-141	0,11	н/н	н/н	0,01	н/н
17	Ce-144	0,5	н/н	н/н	0,03	н/н

Примечание: н/н — данный радионуклид не нормируется согласно выданному разрешению на сбросы в водные объекты.

Фактические сбросы радионуклидов в открытую гидросеть (общий сброс в Дон) в динамике за период с 1998 по 2019 годы показаны на рис. 2.132 — 2.135.

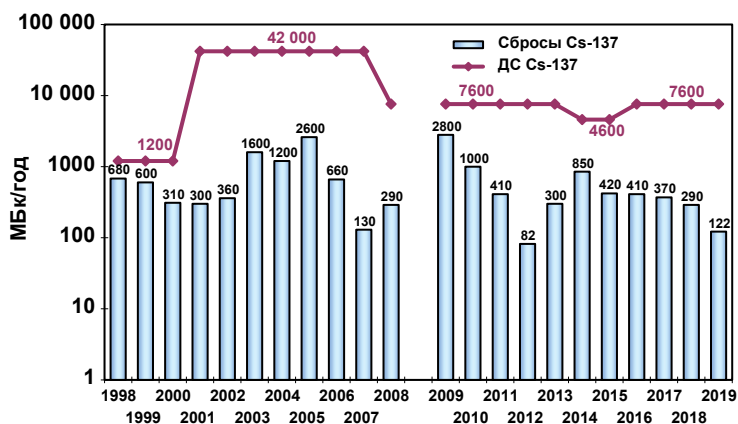


Рис. 2.132. Динамика годовых сбросов радионуклидов ¹³⁷Cs со сточными водами в бассейн Дона

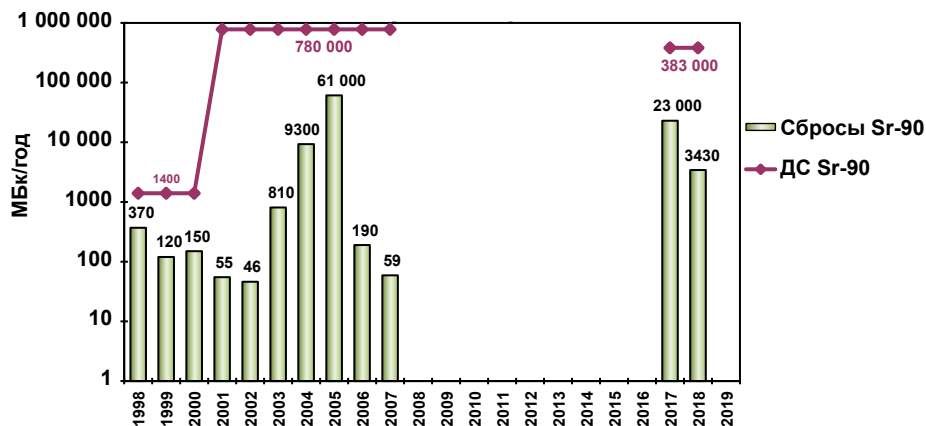


Рис. 2.133. Динамика годовых сбросов радионуклидов ^{90}Sr со сточными водами в бассейн Дона (за 2017 и 2018 годы даны сбросы только с НВАЭС-2)

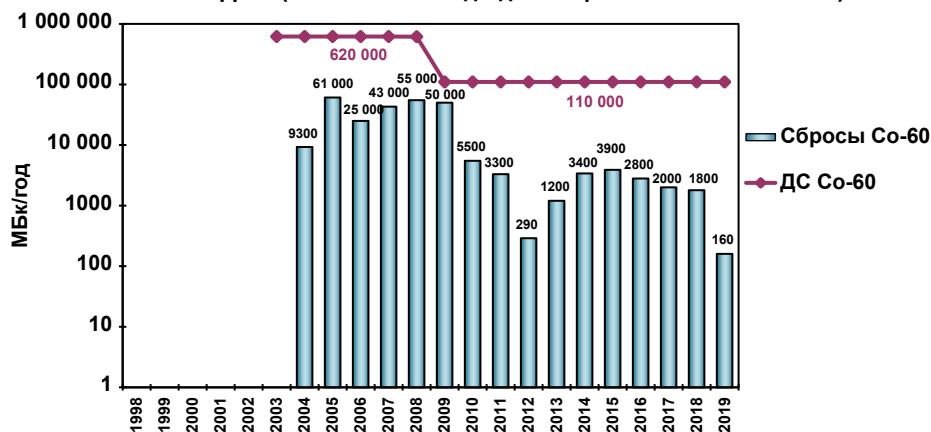


Рис. 2.134. Динамика годовых сбросов радионуклидов ^{60}Co со сточными водами в бассейн Дон

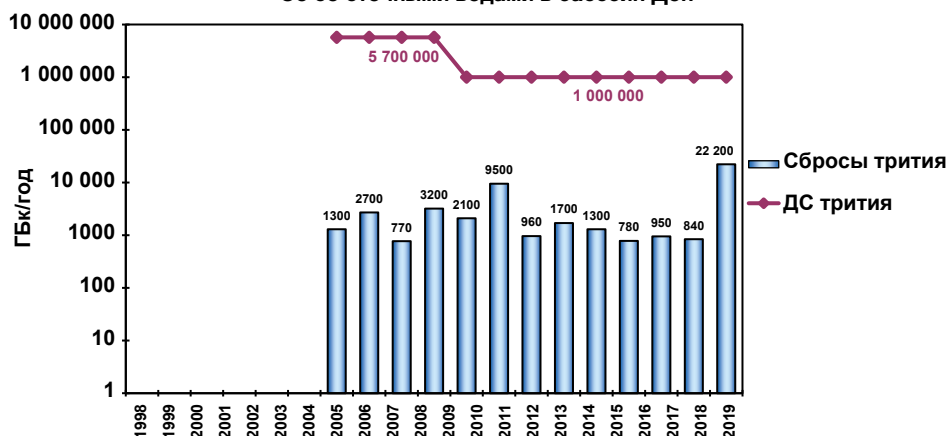


Рис. 2.135. Динамика годовых сбросов ^3H со сточными водами в бассейн Дона

2.5.5. Анализ данных радиационного мониторинга окружающей среды

Строительство энергетических реакторов в густонаселенных районах страны способствовало развитию мониторинговой сети вокруг этих объектов с целью оценки возможного влияния на радиоактивность окружающей среды и формирование дозовых нагрузок на население от радиоактивных сбросов и выбросов. Под методическим руководством специалистов ИБФ МЗ СССР на НВАЭС создается служба внешней дозиметрии и радиационного контроля (руководитель З. Е. Ляпина), закладываются методические основы регулярного и публичного контроля за состоянием окружающей среды вокруг объектов ядерной энергетики.

На НВАЭС многое делалось впервые в стране. Понимая, что для объективной оценки влияния АЭС на здоровье населения необходимо получить параметры радиационной обстановки до существования радиационно опасного объекта, специалисты ИБФ совместно с работниками АЭС разработали специальную программу. Среди специалистов эта работа получила название «снятие нулевого фона». Основой для этого послужили: опыт мониторинга вокруг первых объектов атомной отрасли, разработанные и апробированные в ИБФ МЗ СССР рекомендации, которые были утверждены руководителями Министерства среднего машиностроения и Минздрава СССР в 1979 году [46]. В последующем на всех АЭС до 1989 года выполнялась эта программа, замененная затем «Оценкой воздействия на окружающую среду» (ОВОС).

Как уже отмечалось, радиационный мониторинг окружающей среды вокруг НВАЭС в радиусе до 50 км проводится ЛВРК НВАЭС, а в радиусе до 100 км — УГМС ЦЧО.

ЛВРК НВАЭС контролируются следующие параметры радиоактивности окружающей среды:

- объемная активность радионуклидов в приземном слое воздуха — на 7 стационарных постах, один из которых расположен на промплощадке, два — в СЗЗ, три — в ЗН и один — в контрольном пункте (г. Лиски в 50 км в юго-восточном направлении от АЭС); производится непрерывный отбор проб с помощью стационарных аспирационных установок типа ФВА-49;
- радиоактивность атмосферных выпадений — на 20 стационарных постах, расположенных на промплощадке, в СЗЗ и в контрольном пункте (г. Лиски), с помощью кювет с площадью 0,25 м² и высотой бортиков 10 см, в качестве сорбирующей поверхности используется фильтровальная беззольная бумага, время экспозиции 7-10 дней;
- содержание техногенных радионуклидов в воде открытых водоемов, донных отложениях, рыбе открытых водоемов, в подземных водах на территории промплощадки и СЗЗ, а также в питьевой артезианской воде;
- содержание радионуклидов в почве, в сельскохозяйственной продукции местного производства (молоке, мясе, рыбе, зерне, картофеле);
- МАЭД с помощью системы АСКРО НВАЭС, состоящей из 22 постов, и во время маршрутных обследований;
- годовая поглощенная доза γ -излучения на местности на 33 стационарных дозиметрических постах.

В пробах объектов окружающей среды ЛВРК определялись $\Sigma\beta$, содержание и изотопный состав γ -излучающих радионуклидов. Анализ проб проводился

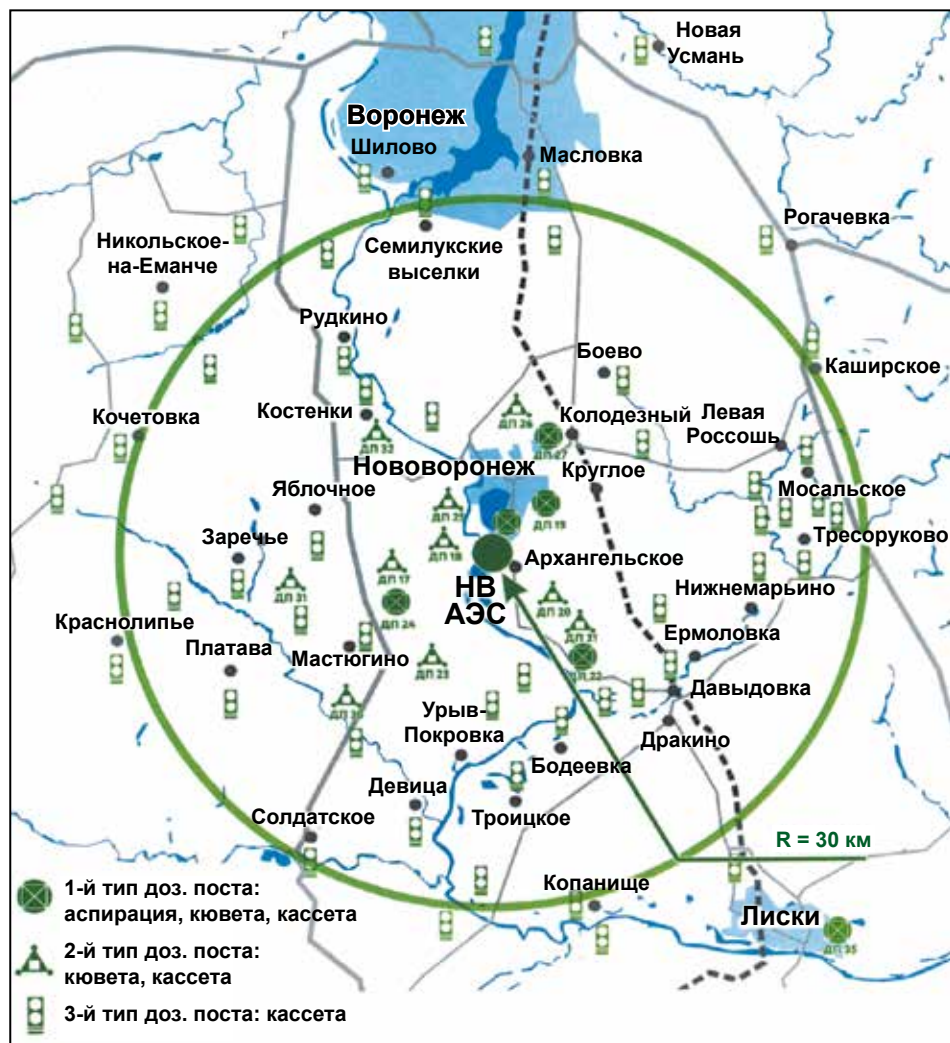


Рис. 2.136. Схема размещения стационарных постов контроля радиационной обстановки в СЗЗ и ЗН НВАЭС

γ -спектрометрическим методом. Измерение $\Sigma\beta$ проб проводилось на радиометрах типа РУБ-01П. Для измерения МАЭД использовались переносные дозиметры ДРГ-01Т, для измерения поглощенной дозы на местности — ТЛД-500.

Схема размещения стационарных постов контроля радиационной обстановки в СЗЗ и ЗН НВАЭС приведена на рис. 2.136 [8].

Региональный мониторинг

УГМС ЦЧО проводит наблюдения в 100-километровой зоне вокруг НВАЭС [30] за изменениями следующих показателей:

- объемной активности радионуклидов в воздухе Нововоронежа путем отбора проб с помощью ВФУ «Тайфун-3А» на ткань ФПП-15-1,5 с экспозицией 5 дней;

- радиоактивности атмосферных выпадений в 5 пунктах с помощью горизонтальных планшетов с суточной экспозицией;
- МАЭД на 13 стационарных постах каждые три часа.

Радионуклидный состав и активность проб, собираемых УГМС ЦЧО, определяются на γ -спектрометре фирмы «ОРТЕС» с полупроводниковым детектором типа GEM-20180-P. Суммарная β -активность измеряется на радиометрах типа РУБ-01П. Объемная активность ^{90}Sr определяется в ФГБУ «НПО «Тайфун» радиохимическим методом. МАЭД измеряется с помощью дозиметров ДРГ01Т1.

2.5.5.1. Радиоактивность приземного воздуха и атмосферных выпадений

Радиоактивность приземного воздуха

Результаты объектового мониторинга приземного воздуха в 2000-2019 годах в СЗЗ и ЗН НВАЭС представлены в таблице 2.139 [8, 12-30, 35-41].

Таблица 2.139. Средняя объемная активность радионуклидов в приземном слое атмосферы в СЗЗ, ЗН и КП НВАЭС в различные периоды, $\times 10^{-7}$ Бк/м³ (данные ЛВРК НВАЭС)

Период	Наименование радионуклида	СЗЗ	ЗН	КП г. Лиски (50 км от НВАЭС)
2000-2010 годы	^{54}Mn	22±9	8±4*	—
	^{58}Co	15±10*	2,6*	—
	^{60}Co	42±9	10±3	5,8*
	^{90}Sr	20±5*	21±3*	25±4*
	^{137}Cs	34±7	27±5	31±8
2011 год	^{54}Mn	6	2	—
	^{58}Co	7	3	—
	^{60}Co	28	5	1
	^{137}Cs	234	172	82
2012—2019 год	^{54}Mn	8±5	2,4	—
	^{58}Co	22	3,3±2,1*	—
	^{60}Co	22±9	4,7±2,6	0,9±0,2*
	^{137}Cs	37±14	36±17	28±14

* Измерения проводили в отдельные годы наблюдений.

Примечание: прочерк означает, что нет данных или значение объемной активности ниже предела обнаружения.

В 2000-2010 годах, по данным радиационного контроля НВАЭС, не отмечается различий в объемной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в СЗЗ, ЗН и контрольном посту. В 2011 году для ^{137}Cs наблюдались повышенные значения объемной активности в приземном воздухе СЗЗ и ЗН, что связано с радиоактивным загрязнением атмосферы вследствие аварии на японской АЭС «Фукусима-1» (рис. 2.137 [8, 12-30, 35-41]). Также не наблюдается значимых различий объемной активности ^{137}Cs в 2012-2019 годах в приземном воздухе в регионе НВАЭС по сравнению с предшествующим десяти-

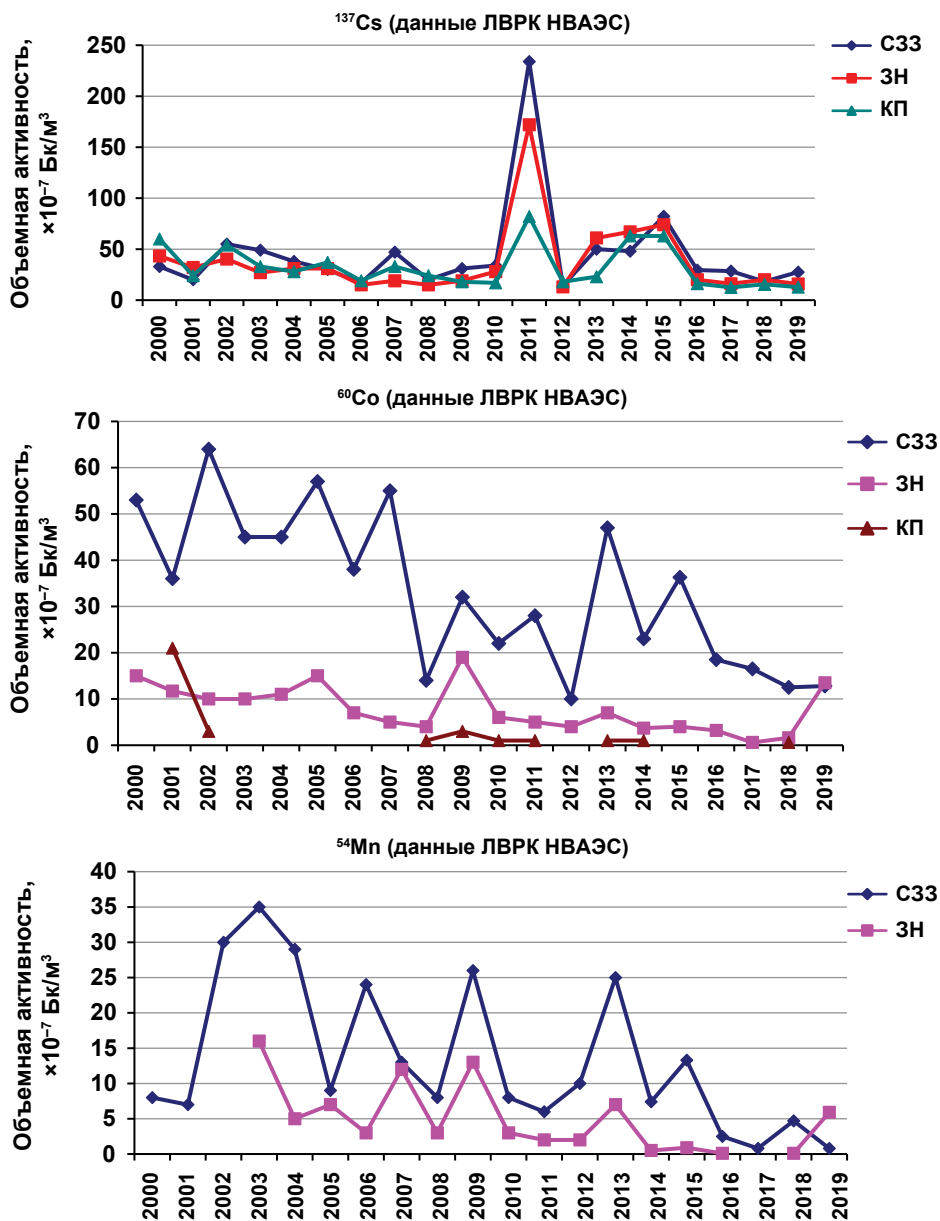


Рис. 2.137. Динамика объемной активности ряда радионуклидов в приземном воздухе в районе НВАЭС

летием, что свидетельствует о стабильности радиационной обстановки по этому важному параметру. Объемная активность ^{60}Co , ^{58}Co и ^{54}Mn в приземном воздухе СЗЗ в 3-7 раз выше по сравнению с данными, фиксированными в ЖН. В отдельные годы наблюдается перенос следовых количеств этих техногенных радионуклидов в приземный воздух КП. Прослеживается тенденция к снижению объемной актив-

ности ^{60}Co и ^{54}Mn со временем за исключением ЗН в 2019 году (рис. 2.137). Все наблюдаемые значения объемной активности значительно ниже (в 10^6 - 10^7 раз) ДОА_{нас}.

Обобщенные результаты многолетнего мониторинга радиоактивности приземного воздуха в ЗН НВАЭС (г. Нововоронеж), проводимого УГМС ЦЧО, представлены в таблице 2.140 [12-30]. По сравнению с данными объектового мониторинга (таблица 2.139) по данным УГМС ЦЧО в ЗН НВАЭС наблюдается более широкий состав техногенных радионуклидов. Дополнительно к ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{58}Co , ^{54}Mn и ^{90}Sr , объемные активности которых представлены в таблице 2.139, по данным УГМС ЦЧО в приземном воздухе ЗН (г. Нововоронеж) зарегистрировано присутствие следовых количеств ^{134}Cs , ^{131}I , ^{59}Fe , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{65}Zn , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{106}Ru , ^{51}Cr , ^{140}Ba (таблица 2.140). Для большинства техногенных радионуклидов (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{58}Co , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{90}Sr и др.) по данным УГМС ЦЧО наблюдается снижение объемной активности от 2 до 18 раз в 2012-2019 годах по сравнению с предшествующим десятилетием. Оценки объемной активности ^{60}Co , ^{58}Co , ^{54}Mn в приземном воздухе ЗН по данным ЛВРК НВАЭС практически совпадают с оценками УГМС ЦЧО в пределах погрешности измерений. Однако объемные активности ^{90}Sr (2000-2010 годы) и ^{137}Cs (2012-2019 годы) по данным ЛВРК НВАЭС соответственно в 9 и 4 раза выше по сравнению с данными наблюдений УГМС ЦЧО. Это свидетельствует о необходимости унификации методик государственного и ведомственного мониторинга содержания этих важных радионуклидов в приземном воздухе.

Таблица 2.140. Объемная активность радионуклидов в приземном слое атмосферы в Нововоронеже (данные УГМС ЦЧО)

Радионуклид	ЗН (г. Нововоронеж)			ДОА, Бк/м ³
	2000-2010 годы	2011 год	2012-2019 годы	
Техногенные радионуклиды, $\times 10^{-7}$ Бк/м ³				
^{137}Cs	23±10	106	8±2	27
^{134}Cs	1,2±0,5*	97	0,5**	19
^{60}Co	11±5	5,4	2,0±1,0	11
^{58}Co	14	3,8	1,1	68
^{54}Mn	16	3,2	0,9	72
^{59}Fe	2,6±1,8*	0,7	0,9*	30
^{90}Sr	2,4±1,8	—	1,0**	2,7
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	1,3±0,5*	0,7	0,1**	15
^{65}Zn	—	—	0,4**	72
^{95}Zr	—	—	0,2**	
^{95}Nb	—	—	1,1**	72
^{106}Ru	—	—	5**	4,4
^{131}I	—	—	1,1**	7,3
^{51}Cr	12**	—	—	2500
^{140}Ba	2,0±1,1*	—	—	22

Окончание табл. 2.140

Радионуклид	ЗН (г. Нововоронеж)			ДОО, Бк/м ³
	2000-2010 годы	2011 год	2012-2019 годы	
Природные радионуклиды, $\times 10^{-7}$ Бк/м ³				
⁷ Ве	31000±5300	27100	25267±4157	2000
²² Na	3,6±0,7	3,9	2,9±0,8	72
⁴⁰ К	170±70	100	111±32	31
²¹⁰ Pb	—	3300	2800±766	0,11
²²⁸ Ac	8,0±5,4	—	—	—
²²⁶ Ra	—	—	3±1,2*	0,03
²³² Th	—	—	6,3±1,0*	0,0049
$\times 10^{-5}$ Бк/м ³				
$\Sigma\beta$	21±6	23	17±4	—

* Измерения проводили в отдельные годы наблюдений.

** Единичные измерения за период наблюдения.

Примечание: прочерк означает, что нет данных или значение объемной активности ниже предела обнаружения.

Отметим, что наряду с мониторингом техногенных радионуклидов УГМС ЦЧО осуществляет также наблюдения за содержанием природных радионуклидов в приземном воздухе. Объемные активности некоторых природных радионуклидов значительно превышают техногенную активность приземного воздуха: для ⁷Ве — в 10^3 - 10^4 раз, ⁴⁰К — 10^1 - 10^2 раз, ²¹⁰Pb — в 10^2 - 10^3 раз. Все регистрируемые УГМС ЦЧО объемные активности как техногенных, так и природных радионуклидов значительно ниже допустимой объемной активности для населения по НРБ-99/2010.

Многолетняя динамика объемной активности радионуклидов цезия и кобальта по данным наблюдений УГМС ЦЧО в 2000-2019 годах [8, 12-30, 35-1] приведена на рис. 2.138.

По данным многолетних наблюдений УГМС ЦЧО, прослеживается тенденция в снижении объемной активности ⁶⁰Со и ⁵⁸Со в приземном воздухе Нововоронежа со временем. Для ¹³⁷Cs и ¹³⁴Cs отчетливо проявляется максимум в 2011 году, обусловленный глобальным загрязнением атмосферы в результате аварии на АЭС «Фукусима-1» в Японии.

Радиоактивность атмосферных выпадений

Обобщенные результаты объектового мониторинга плотности радиоактивных выпадений техногенных радионуклидов в 2000-2019 годах в СЗЗ, ЗН НВАЭС и контрольном пункте представлены в таблице 2.141 [8, 12-30, 35-1].

По данным радиационного контроля, содержание ¹³⁷Cs и ⁶⁰Со в атмосферных выпадениях в СЗЗ, ЗН и КП значимо не различается. Наблюдается снижение плотности выпадений этих радионуклидов в СЗЗ НВАЭС в 2011-2019 годах по сравнению с предшествующим десятилетием. В ЗН НВАЭС и контрольном

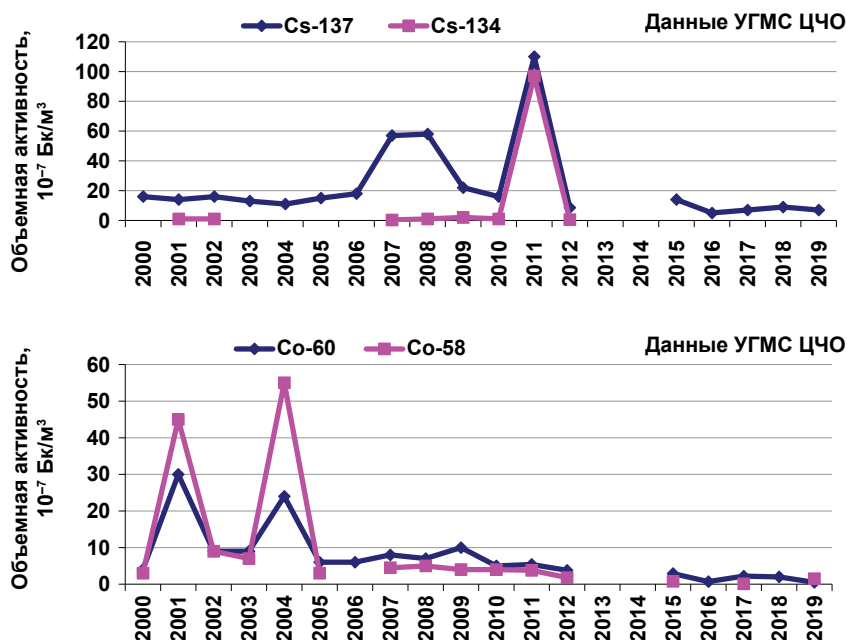


Рис. 2.138. Многолетняя динамика объемной активности радиоизотопов Cs и Co в приземном воздухе Новovoroneжа по данным УГМС ЦЧО

Таблица 2.141. Атмосферные выпадения радионуклидов в СЗЗ, ЗН НВАЭС и контрольном пункте, Бк/м²год (данные ЛВРК НВАЭС)

Период	Радионуклид	СЗЗ	ЗН	КП г. Лиски (50 км от НВАЭС)
2000-2010 годы	⁵⁴ Mn	0,5±0,1	0,1**	—
	⁵⁸ Co	0,7**	0,1**	1,1**
	⁶⁰ Co	1,4±0,2	1,3±0,4*	1,7±0,6
	⁹⁰ Sr	1,4±0,3	1,2±0,4*	5,5±0,9
	¹³⁴ Cs	—	—	—
	¹³⁷ Cs	4,5±1,0	3,6±0,8*	4,7±1,2
2011-2019 годы	⁵⁴ Mn	0,5*	—	0,4*
	⁵⁸ Co	—	—	—
	⁶⁰ Co	0,9±0,3	—	1,0±0,4
	⁹⁰ Sr	—	—	—
	¹³⁴ Cs	0,7**	—	0,7**
	¹³⁷ Cs	2,2±0,5	—	3,3±1,2

* Измерения проводили в отдельные годы наблюдений.

** Единичные измерения за период наблюдения.

Примечание: прочерк означает, что нет данных или значение объемной активности ниже предела обнаружения.

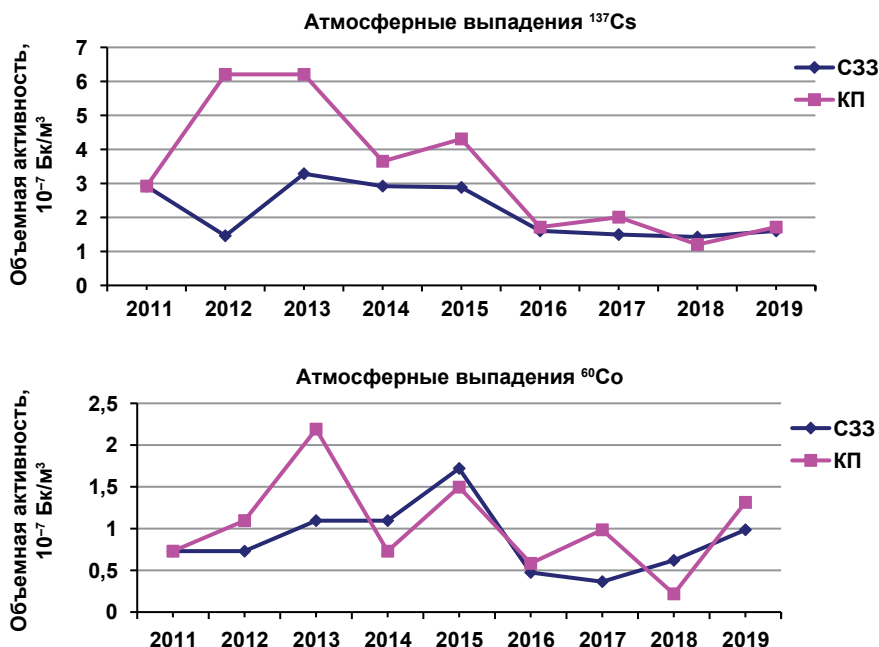


Рис. 2.139. Динамика плотности атмосферных выпадений ^{60}Co и ^{137}Cs в СЗЗ и КП НВАЭС

пункте также регистрируются следовые количества ^{58}Co и ^{134}Cs . Плотность выпадений ^{90}Sr в КП выше по сравнению с СЗЗ и ЗН, что является, вероятно, следствием особенностей формирования регионального техногенного фона по этому радионуклиду, и свидетельствует об отсутствии влияния НВАЭС на содержание ^{90}Sr в регионе НВАЭС.

Прослеживается тенденция к снижению плотности ^{60}Co в атмосферных выпадениях в СЗЗ и КП в 2011–2019 годах (рис. 2.139).

Также прослеживается тенденция к снижению плотности выпадений ^{137}Cs в СЗЗ и КП, однако в отличие от ситуации с ^{60}Co , отсутствующем в составе регионального техногенного фона, наличие в атмосферных выпадениях ^{137}Cs в контрольном пункте в количестве, сопоставимом или даже превышающем значения его выпадений в СЗЗ, скорее свидетельствует об отсутствии влияния НВАЭС на содержание ^{137}Cs в атмосферных выпадениях в регионе АЭС. Поскольку ^{137}Cs является компонентом техногенного фона, связанного с ядерными испытаниями в атмосфере, радиационными авариями, прошлой деятельностью объектов использования атомной энергии, с точки зрения выявления влияния АЭС более доказательно обнаружение в окружающей среде радионуклидов, специфичных для выбросов АЭС, в частности ^{60}Co [47].

Обобщенные результаты многолетнего мониторинга радиоактивности атмосферных выпадений в ЗН НВАЭС (г. Нововоронеж), проводимого УГМС ЦЧО, представлены в таблице 2.142 [8, 12–30, 35–1].

Плотности выпадений ^{137}Cs и ^{60}Co по данным УГМС ЦЧО в ЗН НВАЭС (таблица 2.142) существенно не отличаются от данных объектового мониторинга (таблица

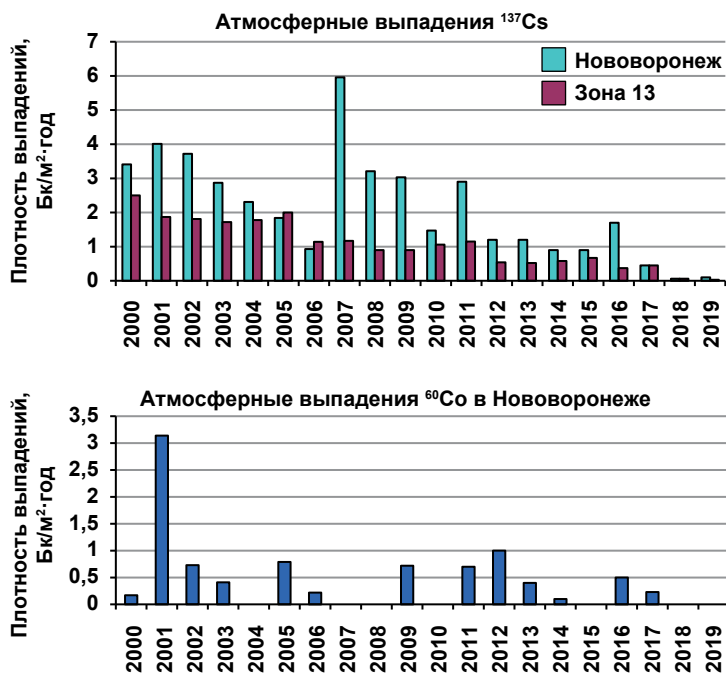


Рис. 2.140. Динамика атмосферных выпадений ¹³⁷Cs и ⁶⁰Co по данным УГМС ЦЧО в ЗН НВАЭС

Таблица 2.142. Атмосферные выпадения радионуклидов в ЗН НВАЭС, Бк/м²·год (данные УГМС ЦЧО)

Радионуклид	г. Новovoroneж	
	2000-2010 годы	2011-2019 годы
¹³⁷ Cs	3,0±0,8	1,0±0,6
⁶⁰ Co	0,9*	0,5±0,3*
⁵⁴ Mn	0,7**	0,13±0,07*
⁷ Be	980**	850**
Σβ	345±11	246±26
Зона 13		
¹³⁷ Cs	1,5±0,3	0,5±0,2
⁶⁰ Co	0,1**	—
⁷ Be	692**	508±56
Σβ	354±16	241±32

* Измерения проводили в отдельные годы наблюдений.

** Единичные измерения за период наблюдения.

Примечания: 1. Прочерк означает, что нет данных или значение объемной активности ниже предела обнаружения. 2. Зона 13 — объединенные пробы метеостанций Воронеж, Анна, Лиски, Нижнедевицк, расположенных в 100-километровой зоне влияния НВАЭС.

2.141). Прослеживается тенденция к снижению содержания этих радионуклидов в атмосферных выпадениях в ЗН НВАЭС (рис. 2.140 [12-31]).

Отметим, что плотность выпадений природного радионуклида ${}^7\text{Be}$ (таблица 2.140), фоновое содержание которого может рассматриваться в качестве одного из экологических критериев оценки радиационной обстановки, в сотни раз выше по сравнению с плотностью выпадений техногенных радионуклидов. Таким образом, НВАЭС с большим запасом удовлетворяет этому экологическому критерию состояния радиационной обстановки.

2.5.5.2. Радиоактивность наземных объектов

Радиоактивность почвы

Радиоактивность почвы является основным фактором, определяющим степень радиационного воздействия на население и наземную биоту. Обобщенные данные о содержании ${}^{137}\text{Cs}$ в почве СЗЗ, ЗН НВАЭС и КП представлены в таблице 2.143. Вариабельность представленных значений связана как с мозаичностью пробоотбора, так и с тем, что район расположения НВАЭС попал в зону радиоактивного следа, образовавшего в 1986 году в результате аварии на Чернобыльской АЭС [48]. Согласно [49] по состоянию на август 1995 года радиоактивным изотопом ${}^{137}\text{Cs}$ было загрязнено 1660 км² территории области (с плотностью загрязнения 1-5 Ки/км², или 37-185 кБк/м²). При этом выпадения от аварии на Чернобыльской АЭС носили пятнистый характер, связанный с неравномерностью дождевых осадков в период прохождения радиоактивного шлейфа над территорией области.

Таблица 2.143. Содержание ${}^{137}\text{Cs}$ в почве в регионе НВАЭС, кБк/м²

Пункт наблюдения	2000-2010 годы	2011-2019 годы
СЗЗ	9,1±2,2	2,7±0,8
ЗН	7,3±1,7	3,2±1,0
КП	5,2±1,4	5,9±2,0

По данным мониторинга НВАЭС, отмечается снижение содержания ${}^{137}\text{Cs}$ в почве СЗЗ и ЗН в 2011-2019 годах по сравнению с данными за предшествующее десятилетие соответственно в 3,4 и 2,3 раза (рис. 2.141 [12-31]).

Техногенный радиационный фон на рассматриваемой территории сформировался вследствие выпадений, обусловленных испытаниями ядерного оружия (глобальные выпадения ${}^{137}\text{Cs}$ и ${}^{90}\text{Sr}$), аварии на Чернобыльской АЭС (основная часть ${}^{137}\text{Cs}$), в незначительной степени вследствие аварии на АЭС «Фукусима-1». Сравнительная характеристика по уровням загрязнения земной поверхности на примере ${}^{137}\text{Cs}$ от вышеперечисленных факторов приведена в таблице 2.144. Согласно представленным оценкам, вклад выбросов НВАЭС в плотность загрязнения местности ${}^{137}\text{Cs}$ значительно ниже (на два-три порядка) техногенного радиационного фона, сформировавшегося в результате глобальных выпадений и аварии на Чернобыльской АЭС.

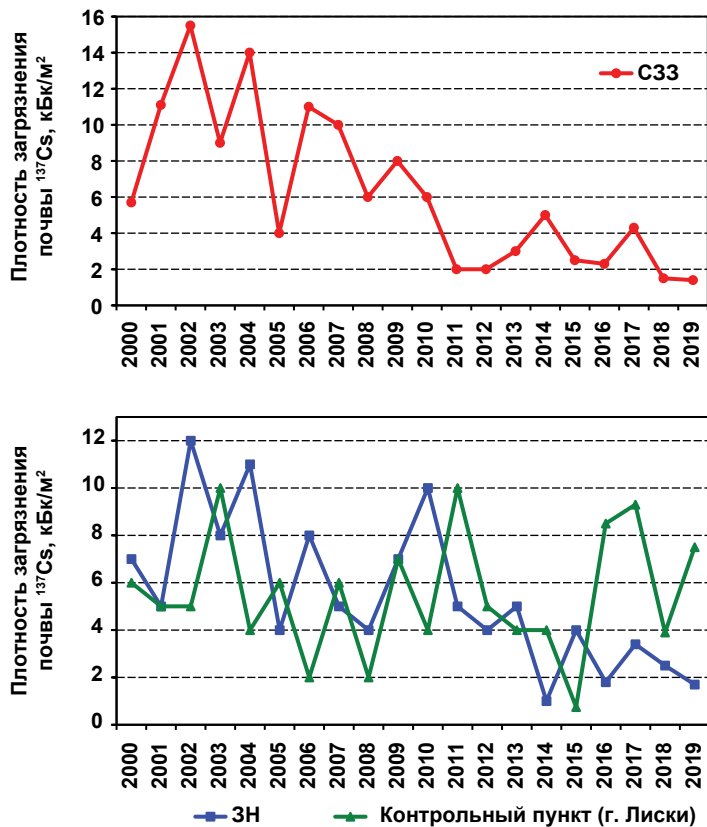


Рис. 2.141. Динамика изменений содержания ^{137}Cs в почве в регионе НВАЭС

Таблица 2.144. Уровни выпадений ^{137}Cs в СЗЗ НВАЭС, обусловленные различными причинами (оценки авторов)

Причина загрязнения	Период наблюдения	Средняя плотность загрязнения за период наблюдений, Бк/м ²
Авария на ЧАЭС	1986	≈ 16000
Глобальные выпадения	1964	≈ 2000
Авария на АЭС «Фукусима-1»	2011	≈ 4
Выбросы НВАЭС	2000-2011	≈ 10
Выбросы НВАЭС	2011-2019	≈ 3

Сельскохозяйственные продукты

Уровни содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции контролируются подразделениями ФМБА. Со времен испытаний ядерного оружия санитарные органы ввели для обязательного контроля содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в ряде наиболее важных продуктов питания. Эта практика продолжается до сих пор. По-

сколькo инструментальная база в ЛВРК лучше, чем у СЭС, измерения активности в продуктах питания проводятся в двух лабораториях. Содержание практически всех техногенных радионуклидов настолько мало, что для оценки содержания радионуклидов в продукции зачастую используются расчетные коэффициенты, значения которых определяются согласно различным методическим документам. Для АЭС в 2016 году вышла специальная методика [50]. Отметим, что активность ^{60}Co после 2000 года в местных сельхозпродуктах ниже предела обнаружения (таблица 2.145) [8, 12-30, 35-1].

Таблица 2.145. Удельная активность радионуклидов в сельскохозяйственной продукции в районе НВАЭС, Бк/кг сырой массы

Наименование продукта	2000-2010			2011-2019
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{60}Co	^{137}Cs
Молоко	0,17	0,1 ¹⁾	<0,03 ¹⁾	0,06±0,02
Мясо	0,46±0,15	—	—	0,16±0,05
Пшеница ³⁾	0,19±0,08	0,17±0,03 ²⁾	—	0,07±0,01
Картофель ³⁾	0,19±0,05	0,1 ²⁾	<0,4 ¹⁾	0,11±0,07
Морковь	0,4 ¹⁾	—	<0,1 ¹⁾	—
Свекла	0,4 ¹⁾	—	<0,1 ¹⁾	—
Капуста	0,4 ¹⁾	—	<0,1 ¹⁾	—
Яблоки	<3 ¹⁾	—	<3 ¹⁾	—

¹⁾ Единичные измерения за период наблюдения.

²⁾ Измерения проводили в отдельные годы наблюдений.

³⁾ В 2000-2003 годах данные удельной активности радионуклидов в расчете на сухую массу продукта.

Примечание: прочерк означает, что нет данных или значение удельной активности ниже предела обнаружения.

По данным радиационного контроля содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственных продуктах значительно ниже допустимых значений (в 10^2 раз). Отмечается снижение в 2-3 раза удельной активности ^{137}Cs в сельскохозяйственных продуктах в районе НВАЭС в 2011-2019 годах по сравнению с предшествующим десятилетием, что в очередной раз доказывает, что почва загрязнена в основном в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

2.5.5.3. Радиоактивность водных объектов

Поверхностные воды

Обобщенные результаты объектового мониторинга содержания техногенных радионуклидов в поверхностных водах объектов водопользования НВАЭС представлены в таблице 2.146 [12-30, 51]. Содержание ^{137}Cs в поверхностных водах реки Дон, пруда-охладителя и прудов рыбхоза «Нововоронежский» находится примерно на одном уровне и в 600-1000 раз ниже УВ по НРБ-2009/2010. В многолетней динамике объемной активности ^{137}Cs в реке Дон и пруде-охладителе прослеживается тенденция к снижению (рис. 2.142, таблица 2.146). Объемная активность ^{137}Cs

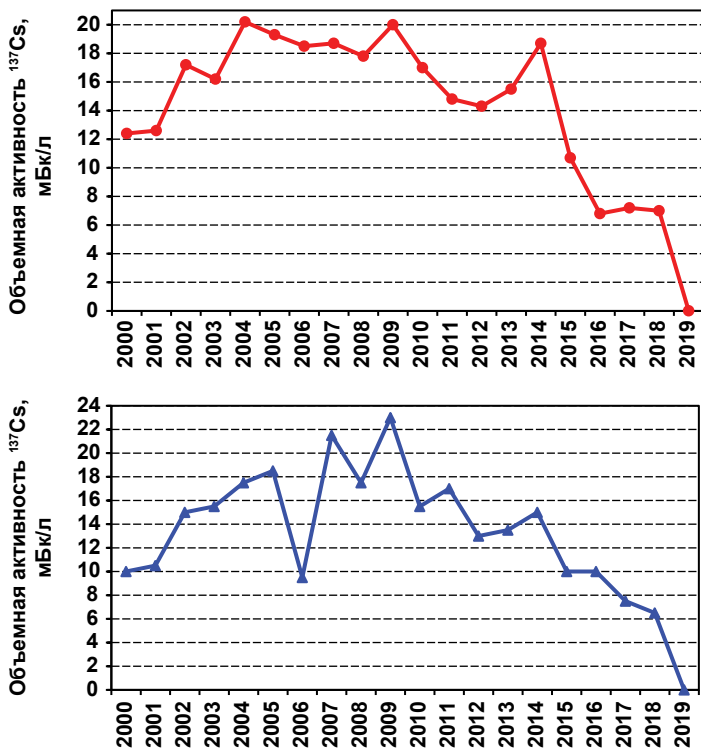


Рис. 2.142. Динамика объемной активности ^{137}Cs в Доне и пруде-охладителе НВАЭС

в прудах рыбхоза «Нововоронежский» характеризуется колебаниями относительно постоянного среднего значения.

Таблица 2.146. Объемная активность техногенных радионуклидов в поверхностных водах объектов водопользования НВАЭС, мБк/л

Нуклид	Период наблюдений	Река Дон	Пруд-охладитель	Пруды рыбхоза «Нововоронежский»	УВ, мБк/л
^{137}Cs	2000-2010 годы	17,3±1,6	15,8±2,8	12,6±2,4	11000
	2011-2019 годы	11,9±3,4	11,6±2,7	11,3±3,3	
^{90}Sr	2000-2002 годы	8,6±1,2	10,2±2,4	8,0±2,8	4900
^{60}Co	2000-2010 годы	107±54/20400	—	350/1000	41000
	2011-2015 годы	21±15/2300	—	100*	
	2016-2019 годы	< МДА	—	< МДА	

* Единичные наблюдения.

Примечание: для ^{60}Co в знаменателе указаны максимальные значения; прочерк означает, что данные отсутствуют.

По имеющимся данным наблюдений, объемная активность ^{90}Sr в поверхностных водах в районе НВАЭС примерно в 500 раз ниже УВ. В отдельные годы зарегистрированы более высокие объемные активности ^{60}Co в воде реки Дон и прудов рыбхоза «Нововоронежский», значительно превышающие значения объемной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr , однако ниже УВ. В последние годы содержание ^{60}Co в поверхностных водах снизилось до значений, меньших минимальной детектируемой активности (МДА).

Донные отложения

Состояние донных отложений наряду с состоянием почвенных покровов является наиболее ярким индикатором для оценки техногенного воздействия на окружающую среду.

Содержание ^{137}Cs в донных отложениях Дона, пруда-охладителя и прудов рыбхоза «Нововоронежский» в 2011-2019 годах в 2-4 раза ниже по сравнению с предшествующим десятилетием (таблица 2.147) [12-30, 51]. В многолетней динамике удельной активности ^{137}Cs в донных отложениях Дона и пруда-охладителя прослеживается тенденция к снижению (рис. 2.143), в прудах рыбхоза «Нововоронежский» после резкого снижения в 2001-2002 годах содержание ^{137}Cs в донных отложениях находится примерно на одном уровне. Максимальные значения содержания ^{137}Cs в донных отложениях в 2-10 раз выше средних значений. По имеющимся данным наблюдений, содержание ^{90}Sr в донных отложениях объектов водопользования НВАЭС в 3-14 раз ниже по сравнению с ^{137}Cs .

Таблица 2.147. Удельная активность радионуклидов в донных отложениях объектов водопользования НВАЭС, Бк/(кг в.-с.)

Радионуклид	Период наблюдений	Дон	Пруд-охладитель	Пруды рыбхоза «Нововоронежский»
^{137}Cs	2000-2010 годы	25±11/239	4±1/9	11±10/64
	2011-2019 годы	9±3/44	1,8±1,0/7	3,0±2,4/12
^{90}Sr	2000-2002 годы	2±1	1,4±0,8	0,8 ±0,5
^{60}Co	2000-2010 годы	23±9/63000	1,5±0,6	5,4±1,8/10
	2011-2019 годы	5,4±1,3/29	—	1,7±1,1/5

Примечание: в знаменателе указаны максимальные значения; прочерк означает, что данные отсутствуют.

Содержание ^{60}Co в донных отложениях Дона и прудов рыбхоза «Нововоронежский» в 2011-2019 годах в среднем в 3-4 раза ниже по сравнению с предшествующим десятилетием. В отдельные годы зафиксированы более высокие удельные активности ^{60}Co в донных отложениях по сравнению со средними значениями. Так, в 2002 году наблюдались повышенные значения содержания ^{60}Co в донных отложениях Дона, превышающие все нормативы: удельную активность техногенных радионуклидов, при которой допускается неограниченное использование твердых материалов [52], предельное значение удельной активности радионуклидов в отходах для отнесения их к радиоактивным отходам [52], уровни изъятия для больших количеств твердого материала без дальнейшего рассмотрения и уровни освобождения от контроля для твердого материала без дальнейшего рас-

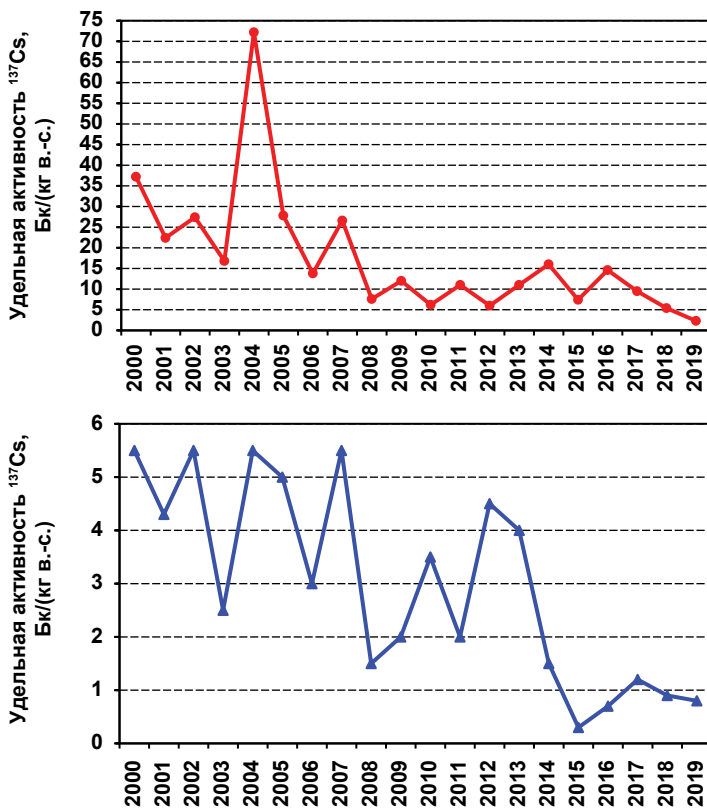


Рис. 2.143. Динамика удельной активности ^{137}Cs в донных отложениях Дона (красная кривая) и пруда-охладителя НВАЭС (синяя кривая)

смотрения: по концентрации активности радионуклидов искусственного происхождения [53], а также контрольные уровни содержания радионуклидов в донных отложениях пресноводных водных объектов [54] по природоохранному критерию (рис.2.144). Причиной этого является повышенное поступление ^{60}Co в Дон и пруды рыбхоза «Нововоронежский» вследствие разгрузки подземных вод из зоны локализации низкоактивных промышленных отходов ХЖО-2 в устье сбросного канала 1-го и 2-го блоков [14].

Загрязнение подземных вод ^{60}Co , ^{137}Cs и другими техногенными радионуклидами в районе ХЖО-2 произошло в марте 1985 года в результате нештатной утечки ЖРО (около 480 м^3) из емкостей хранилища в подстилающий грунт с последующей инфильтрацией в первый непитьевой водоносный горизонт [29]. За пределы ХЖО-2 поступило: ^{60}Co — 76 ТБк и ^{137}Cs — 15 ТБк. Радиоизотопы ^{134}Cs и ^{137}Cs были задержаны песком в первых полутора метрах от ХЖО-2. ^{60}Co в песке практически не задержался и опустился до водоупорного глиняного слоя, глубина которого в этом месте составляет примерно 18 м. Загрязненный песок с суммарной активностью ^{134}Cs и ^{137}Cs около 1,1 ТБк был захоронен в могильники, расположенные между ХЖО-1 и ХЖО-2. В октябре 1985 года отношение активностей $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в грунте составляло $\sim 0,071$. Для локализации загрязненных вод с 1986 года до фев-

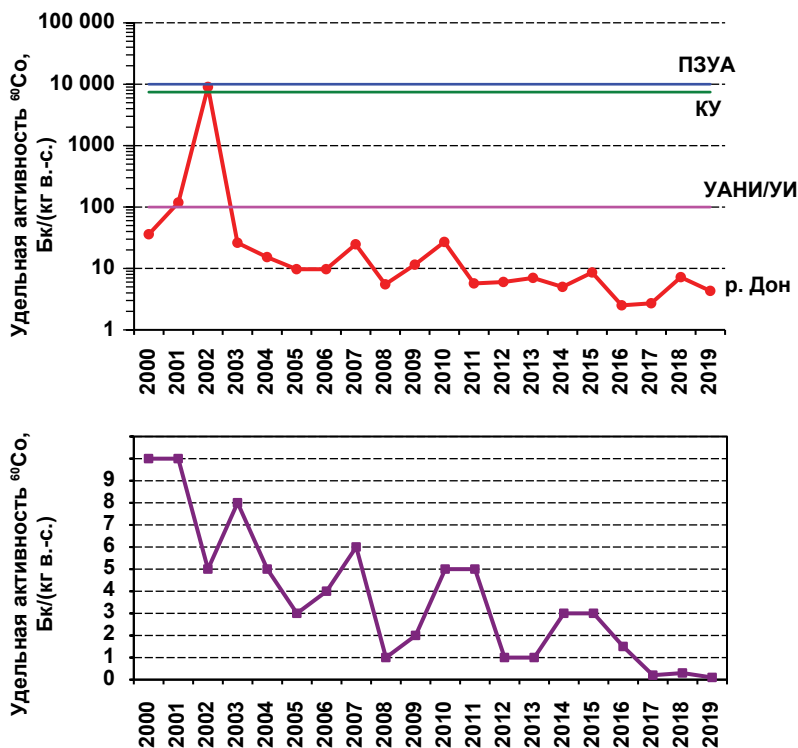


Рис. 2.144. Динамика удельной активности ^{60}Co в донных отложениях Дона (красная кривая) и прудов рыбхоза «Нововоронежский» (синяя кривая) (2000-2019 годы), Бк/кг в.-с.

раля 1991 года проводилась откачка грунтовых вод из трех скважин. Всего было откачено $40\,000\text{ м}^3$ подземных вод, с которыми извлечено $\approx 8,9\text{ ТБк }^{60}\text{Co}$. Однако это не смогло препятствовать формированию ореола загрязнения подземных вод с объемными активностями от 37 кБк/л (на расстоянии 50 м от ХЖО-2) до $0,37\text{ кБк/л}$ (на расстоянии 150 м от ХЖО-2 в сторону Дона), причем отмечалось снижение удельной активности ^{60}Co в воде в 10 раз каждые 50 м . Загрязненные подземные воды разгружаются в СЗЗ на участке русла Дона.

К настоящему времени содержание ^{60}Co в донных отложениях объектов водопользования НВАЭС значительно уменьшилось по сравнению с периодом повышенных значений после утечки ЖРО (рис. 2.144).

Грунтовые воды

На участке радиоактивного загрязнения в районе ХЖО-2 проводится регулярный мониторинг содержания техногенных радионуклидов в грунтовых водах. В 2019 году в воде 12 из 17 контрольных скважин был обнаружен ^{60}Co , среднегодовая объемная активность которого изменялась от $0,2$ до $9,0\text{ Бк/л}$, что ниже уровня вмешательства по НРБ-99/2009 (40 Бк/л). Активность других контролируемых радионуклидов (^{137}Cs и ^3H) как в зоне загрязнения, так и вне ее была значительно ниже УВ [30].

Рыба

По данным радиационного контроля содержание ^{137}Cs в рыбе из объектов водопользования НВАЭС не превышает 1,2 Бк/кг, что на два порядка ниже допустимой удельной активности этого радионуклида по СанПиН 2.3.2.1078-01 (таблица 2.148) [12-30, 51].

Таблица 2.148. Удельная активность радионуклидов в рыбе объектов водопользования в районе НВАЭС, Бк/кг сырой массы

Период	Радионуклид	Рыбхоз «Нововоронежский»	Дон	Местные источники водопользования
2000-2003 годы	^{137}Cs	<1,2	—	—
	^{60}Co	1,0	—	—
2004-2006 годы	^{137}Cs	<0,22	<0,33	—
	^{60}Co	0,25	<0,24	—
2007-2019 годы	^{137}Cs	—	—	0,13±0,05
	^{60}Co	—	—	—

Примечание: прочерк означает, что нет данных.

Содержание ^{60}Co в рыбе составляет 0,25-1,0 Бк/кг, т. е. находится на уровне удельной активности в рыбе ^{137}Cs и не представляет реальной опасности.

2.5.5.4. Мониторинг МАЭД

Непрерывный оперативный контроль МАЭД на территории НВАЭС, в СЗЗ и в населенных пунктах ЗН проводится с использованием АСКРО. По данным АСКРО НВАЭС, среднегодовые значения МАЭД составляют 0,09-0,11 мкЗв/ч. Максимальное значение МАЭД как в СЗЗ, так и в ЗН в 2019 году достигало 0,19 мкЗв/ч. По данным наблюдений УГМС ЦЧО, в 100-километровой зоне вокруг НВАЭС в 2019 году среднемесячные значения МАЭД изменялись от 0,08 до 0,15 мкЗв/ч. Максимальное измеренное значение МАЭД наблюдалось в п. Нижнедевицк (0,18 мкЗв/ч). Эти значения практически не отличаются от предшествующих данных многолетнего мониторинга МАЭД [12-30], что свидетельствует об отсутствии значимого влияния НВАЭС на такой важный параметр радиационной обстановки, как значения МАЭД. Годовая накопленная доза внешнего облучения, по данным ЛВРК НВАЭС, в ЗН в 2019 году варьировала в диапазоне 0,49-1,03 мЗв, в СЗЗ — 0,42-0,94 мЗв, что также не отличается от данных многолетнего контроля [12-30, 55]. В подтверждение этого факта приведем исторические данные по мощности дозы внешнего облучения, измеренного с помощью твердотельных дозиметров. С сентября 1970 года по конец 1989 года в 35 точках 18 населенных пунктов непрерывно фиксировалась годовая мощность экспозиционной дозы внешнего облучения (рис. 2.145) [56].

Небольшое превышение мощности экспозиционной дозы над средним значением в период с октября 1971 года по октябрь 1972 года детально не изучалось. В то же время в удаленных на 50 км от АЭС крупных населенных пунктах Георгиу-Деж (современное название Лиски) и Воронеж в этот же период мощность экспозиционной дозы составляла 1350 мкГр/год. В период 1986-1988 годов некоторое уве-

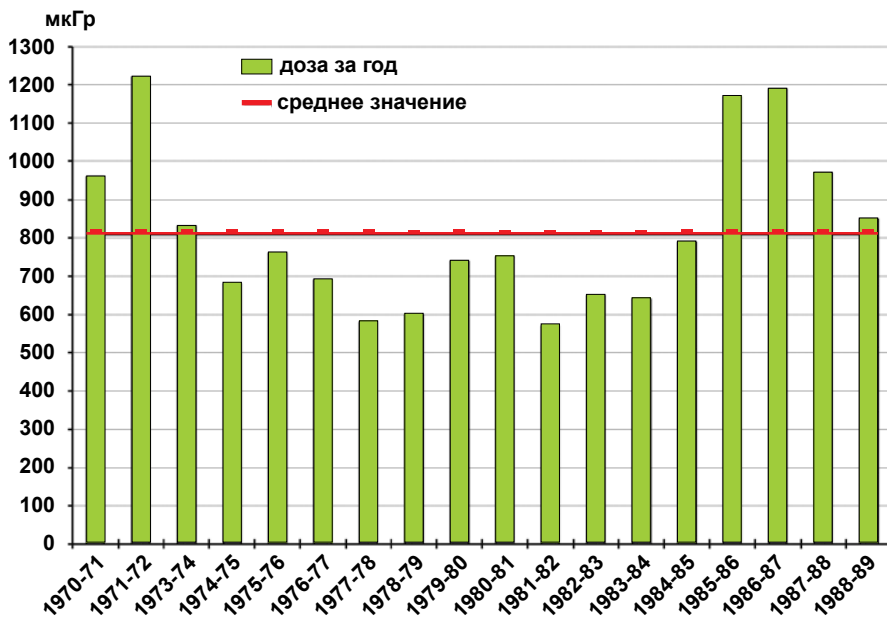


Рис. 2.145. Динамика мощности экспозиционной дозы в зоне наблюдения НВАЭС в период эксплуатации 1-го и 2-го блоков

личение мощности дозы было связано с выпадениями от аварии на ЧАЭС. Таким образом, за весь период эксплуатации НВАЭС (55 лет) годовая мощность внешнего облучения вне СЗЗ была на уровне естественного фона.

2.5.6. Оценка доз техногенного облучения населения и биоты

Поскольку инструментальными методами выделить техногенную составляющую доз облучения и населения, и биоты пока не представляется возможным из-за низких наблюдаемых величин, их оценки выполнялись с помощью расчетов.

2.5.6.1. Оценка доз техногенного облучения населения

Оценка годовой дозы облучения населения выполнялась по методике [50] по данным о современных выбросах радионуклидов НВАЭС. Результаты расчетов представлены в таблице 2.149. Представленные оценки являются консервативными, поскольку выполнены для критической группы населения, проживающего в местах ожидаемой максимальной объемной активности радионуклидов в приземном слое воздуха и атмосферных выпадениях в соответствии с методикой [50].

Согласно расчетным оценкам, дозы облучения критической группы населения от выбросов НВАЭС составляют 0,58 мкЗв/год, что в 17 раз ниже уровня дозы, соответствующей пренебрежимому радиационному риску. Вследствие существенного разбавления радиоактивных выбросов в атмосфере фактические дозы облучения населения, связанные с влиянием НВАЭС, в большинстве населенных пунктов района будут еще более низкими.

Таблица 2.149. Оценка дозы облучения критической группы населения от выбросов НВАЭС в 2019 году

Нуклид	ОА в воздухе, Бк/м ³	Выпадения, Бк/м ² ·год	Доза внешняя от облака, Зв/год	Доза внешняя от почвы, Зв/год	Доза от вдыхания нуклидов, Зв/год	Доза от продуктов питания, Зв/год	Доза суммарная, Зв/год
¹³⁷ Cs	$3,05 \cdot 10^{-8}$	$8,23 \cdot 10^{-3}$	$2,47 \cdot 10^{-14}$	$1,51 \cdot 10^{-9}$	$1,14 \cdot 10^{-12}$	$1,07 \cdot 10^{-9}$	$2,58 \cdot 10^{-9}$
¹³⁴ Cs	$4,16 \cdot 10^{-9}$	$1,12 \cdot 10^{-3}$	$8,79 \cdot 10^{-15}$	$8,75 \cdot 10^{-11}$	$2,22 \cdot 10^{-13}$	$1,58 \cdot 10^{-10}$	$2,46 \cdot 10^{-10}$
⁶⁰ Co	$9,48 \cdot 10^{-8}$	$2,56 \cdot 10^{-2}$	$3,38 \cdot 10^{-13}$	$6,80 \cdot 10^{-9}$	$7,68 \cdot 10^{-12}$	$6,90 \cdot 10^{-10}$	$7,50 \cdot 10^{-9}$
¹³¹ I	$1,65 \cdot 10^{-6}$	1,15	$8,33 \cdot 10^{-13}$	$2,64 \cdot 10^{-10}$	$9,87 \cdot 10^{-11}$	$3,26 \cdot 10^{-9}$	$3,63 \cdot 10^{-9}$
ИРГ сумма*	$2,51 \cdot 10^{-1}$	—	$4,43 \cdot 10^{-8}$	—	—	—	$4,43 \cdot 10^{-8}$
³ H**	$1,21 \cdot 10^{-2}$	—	—	—	—	—	$5,37 \cdot 10^{-8}$
¹⁴ C**	$1,50 \cdot 10^{-3}$	—	—	—	—	—	$4,66 \cdot 10^{-7}$
⁵⁴ Mn	$1,32 \cdot 10^{-8}$	$3,55 \cdot 10^{-3}$	$1,61 \cdot 10^{-14}$	$6,55 \cdot 10^{-11}$	$1,60 \cdot 10^{-13}$	$1,06 \cdot 10^{-11}$	$7,63 \cdot 10^{-11}$
⁵⁸ Co	$1,08 \cdot 10^{-8}$	$2,92 \cdot 10^{-3}$	$1,44 \cdot 10^{-14}$	$1,49 \cdot 10^{-11}$	$1,41 \cdot 10^{-13}$	$2,53 \cdot 10^{-12}$	$1,76 \cdot 10^{-11}$
⁶⁵ Zn	$2,54 \cdot 10^{-9}$	$6,83 \cdot 10^{-4}$	$2,06 \cdot 10^{-15}$	$6,81 \cdot 10^{-12}$	$3,29 \cdot 10^{-14}$	$8,70 \cdot 10^{-12}$	$1,55 \cdot 10^{-11}$
^{110m} Ag	$2,39 \cdot 10^{-8}$	$6,44 \cdot 10^{-3}$	$9,09 \cdot 10^{-14}$	$3,14 \cdot 10^{-10}$	$1,47 \cdot 10^{-12}$	$1,35 \cdot 10^{-10}$	$4,50 \cdot 10^{-10}$
¹²⁴ Sb	$3,31 \cdot 10^{-9}$	$8,91 \cdot 10^{-4}$	$8,53 \cdot 10^{-15}$	$7,07 \cdot 10^{-12}$	$1,71 \cdot 10^{-13}$	$1,63 \cdot 10^{-12}$	$8,88 \cdot 10^{-12}$
Сумма	—	—	$4,43 \cdot 10^{-8}$	$9,07 \cdot 10^{-9}$	$1,10 \cdot 10^{-10}$	$5,34 \cdot 10^{-9}$	$5,79 \cdot 10^{-7}$

* Консервативная оценка в предположении, что 100 % ИРГ составляет ⁸⁸Kr; хотя на самом деле основная активность в ИРГ принадлежит ¹³³Xe.

** Вклады в дозу ³H и ¹⁴C считаются по специальным формулам, учитывающим все пути облучения [50].

Основной вклад в дозу вносят ¹⁴C — 80,5 %, ³H — 9,3 %, ИРГ — 7,7 %, аэрозоли (без ¹³¹I) — 1,8 %. Вклад остальных радионуклидов не превышает 1 % (рис. 2.146).

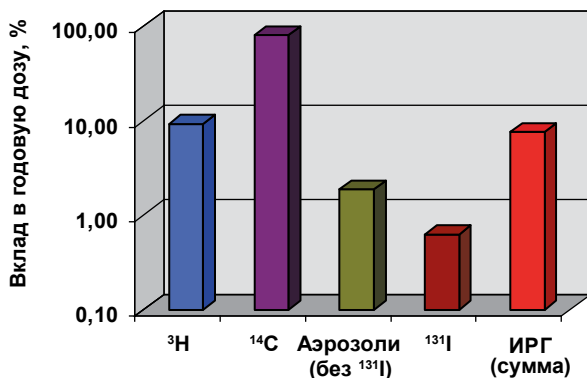


Рис. 2.146. Вклады различных радионуклидов в дозу облучения критической группы населения от выбросов НВАЭС

Как уже отмечалось, представленная оценка дозы облучения населения консервативна. В частности, завышена роль ИРГ, поскольку $^{88}\text{Kг}$ в выбросах составляет несколько процентов, а дозовый коэффициент для этого радионуклида в 70 раз больше, чем для ^{133}Xe . С большой вероятностью можно утверждать, что реальные годовые дозы облучения населения за счет воздействия НВАЭС будут по меньшей мере на порядок ниже.

2.5.6.2. Оценка дозы облучения биоты

Оценка мощности дозы облучения референтных организмов биоты в регионе НВАЭС производилась в соответствии с [57-59]. В качестве исходных использовались данные многолетнего мониторинга, представленные в разделе 1.2 [12-30]. Согласно расчетным оценкам дозы техногенного облучения водных организмов в реке Дон, прудах рыбхоза «Нововоронежский» и пруде-охладителе в 2011-2019 годах находятся примерно на одном уровне и в 6000-100 000 раз ниже БУОБ (таблица 2.150, рис. 2.147).

Таблица 2.150. Мощности дозы облучения организмов водной биоты в районе НВАЭС (2000-2019 годы), мкГр/ч

Мощность дозы облучения, мкГр/ч	Донная рыба	Моллюски	Водные растения	Донная рыба	Моллюски	Водные растения
Дон	(2000-2010 годы)			(2011-2019 годы)		
^{137}Cs	$3,7 \cdot 10^{-3}$	$3,9 \cdot 10^{-3}$	$4,8 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$
^{90}Sr	$6,5 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$
^{60}Co	$1,9 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-2}$	$3,9 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$4,7 \cdot 10^{-3}$
Сумма	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$	$7,0 \cdot 10^{-3}$	$8,1 \cdot 10^{-3}$
Рыбхоз «Нововоронежский»	(2000-2010 годы)			(2011-2019 годы)		
^{137}Cs	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$7,2 \cdot 10^{-4}$
^{90}Sr	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$
^{69}Co	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$4,9 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$5,1 \cdot 10^{-3}$
Сумма	$6,8 \cdot 10^{-3}$	$8,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$3,5 \cdot 10^{-3}$	$6,9 \cdot 10^{-3}$
Пруд-охладитель	(2000-2010 годы)			(2011-2019 годы)		
^{137}Cs	$7,5 \cdot 10^{-4}$	$6,8 \cdot 10^{-4}$	$8,9 \cdot 10^{-4}$	$4,6 \cdot 10^{-4}$	$3,7 \cdot 10^{-4}$	$4,6 \cdot 10^{-4}$
^{90}Sr	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$
^{60}Co	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$4,8 \cdot 10^{-3}$	$3,9 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$4,7 \cdot 10^{-3}$
Сумма	$2,7 \cdot 10^{-3}$	$3,7 \cdot 10^{-3}$	$7,1 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$
БУОБ	40	400	400	40	400	400

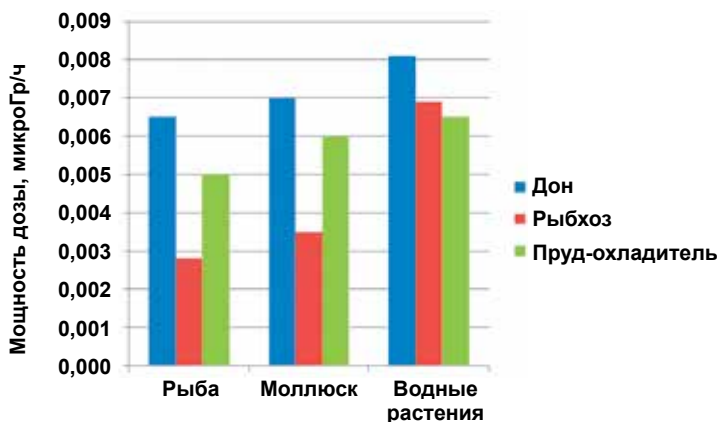


Рис. 2.147. Дозовые нагрузки на референтные водные организмы в районе Нововоронежской АЭС от техногенных радионуклидов (2011-2019 годы)

Отмечается снижение мощности дозы облучения гидробионтов в Доне и прудах рыбхоза «Нововоронежский» в 2011-2019 годах в 2-4 раза по сравнению с предшествующим десятилетием. Основной вклад в дозу техногенного облучения водных организмов в районе НВАЭС дает ^{60}Co (рис. 2.148).

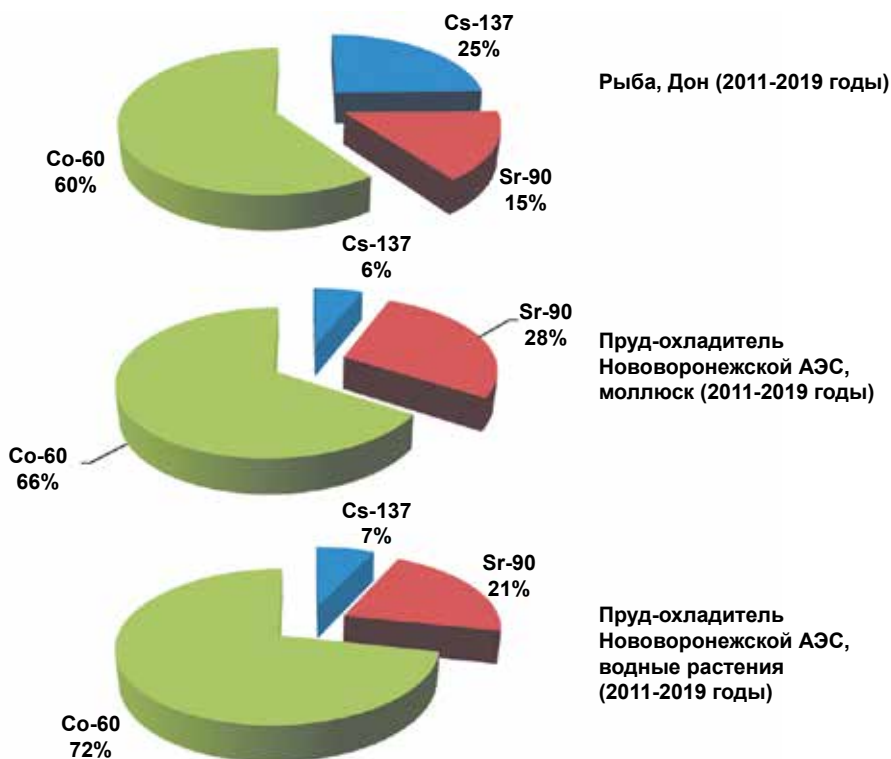


Рис. 2.148. Вклады техногенных радионуклидов в облучение водных организмов в районе НВАЭС

Дозы техногенного облучения организмов наземной биоты в СЗЗ, ЗН НВАЭС и контрольном пункте близки по порядку величины и в 800-100 000 раз ниже БУОБ (таблица 2.151). В СЗЗ и ЗН НВАЭС отмечается снижение мощности дозы техногенного облучения организмов наземной биоты в 2011-2019 годах в 2-3 раза по сравнению с предшествующим десятилетием.

Таблица 2.151. Уровни техногенного облучения организмов наземной биоты в районе НВАЭС в 2000-2019 годах

Местонахождение и период		Мощность дозы облучения биоты, мкГр/ч			
		Сосна	Трава	Дождевой червь	Мышь
СЗЗ НВАЭС	2000-2010 годы	$9,2 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$
	2011-2019 годы	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$4,1 \cdot 10^{-3}$	$6,3 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$
ЗН НВАЭС	2000-2010 годы	$7,4 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$	$4,0 \cdot 10^{-2}$
	2011-2019 годы	$3,4 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$7,5 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$
КП НВАЭС	2000-2010 годы	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$7,7 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$2,8 \cdot 10^{-2}$
	2011-2019 годы	$5,8 \cdot 10^{-3}$	$8,4 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$

Примечание: БУОБ для позвоночных животных и сосны — 40 мкГр/ч, для травы и беспозвоночных животных — 400 мкГр/ч.

2.5.7. Некоторые штрихи к экологическому портрету

Своим появлением в Центральном Черноземье НВАЭС дала возможность развиваться экономике целого региона. В Воронежской области АЭС занимает особое место: она является флагманом энергетики Черноземья, входит в тройку крупнейших налогоплательщиков области, ее доля в энергобалансе региона составляет более 90 %.

В современных условиях процесс загрязнения компонентов окружающей среды характерен практически для всех техногенных систем, имеет повсеместное распространение, протекает в течение всего времени освоения и использования урбанизированной территории.

В целом анализ радиоэкологической обстановки по данным многолетнего мониторинга в районе расположения НВАЭС позволяет сделать вывод об отсутствии превышения радиационно-гигиенических и экологических критериев за все время существования АЭС, обеспечивающих радиационную безопасность населения и природной среды.

Администрация НВАЭС, заботясь о сохранении природной среды и обеспечении высокого качества жизни населения, ежегодно выделяет на природоохранные мероприятия значительные суммы. Динамика выделения этих средств за последние годы представлена на рис. 2.149 [8, 35-45] [8, 35-45].

Для обеспечения контроля за состоянием окружающей среды в районе размещения АЭС и предупреждения негативного воздействия на окружающую среду на НВАЭС организован производственный экологический контроль и производственный экологический мониторинг, которые осуществляются в соответствии с Про-

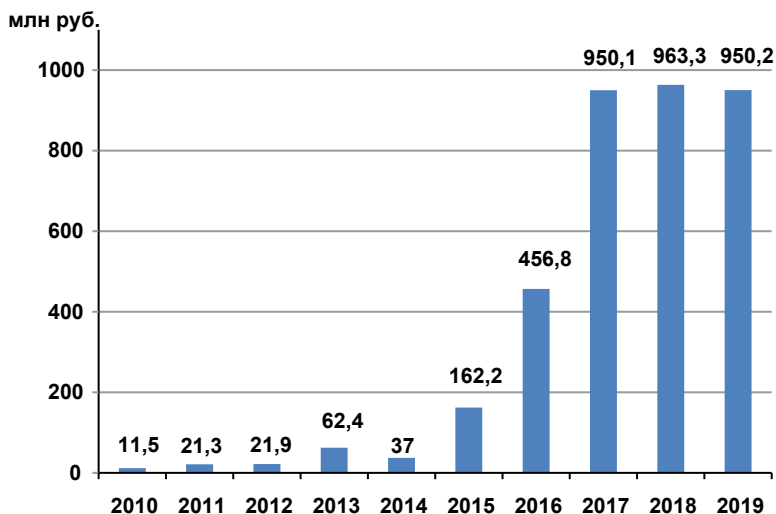


Рис. 2.149. Динамика расходов НВАЭС на природоохранные мероприятия [8, 35-45]

граммами производственного экологического контроля и производственного экологического мониторинга, утвержденными руководством НВАЭС [45].

В конкурсе «Экологически образцовая организация атомной отрасли» НВАЭС в 2018 году заняла 1-е место среди 48 экологически значимых организаций атомной отрасли Госкорпорации «Росатом».

НВАЭС как градообразующее предприятие является гарантом социального благополучия, экономической стабильности Нововоронежа и энергетической составляющей промышленного потенциала Воронежской области. История атомной станции и атомграда переплетены настолько тесно и органично, что их невозможно рассматривать отдельно друг от друга. В таком же единстве представляется не только их прошлое и настоящее, но и будущее [1].

Список использованных источников к подразделу 2.5

1. Электронная библиотека. История Росатома. URL: http://elib.biblioatom.ru/text/yadernaya-industriya-rossii_1999/go,529.
2. Электронный ресурс. URL: <http://strana-rosatom.ru/2019/10/15>.
3. Электронный ресурс. URL: <https://infovoronezh.ru/News/V-Novovoroneje-prezentovali-knigu-ob-istorii-vozvedeniya-NV-AES-54611.html>.
4. Электронный ресурс. URL: <http://moovk.ru/archives/32084>.
5. Блог Дениса Жабкина. URL: <https://djhooligantk.livejournal.com/990688.html>.
6. 50 лет НВАЭС. Надежность, проверенная временем. Росэнергоатом. Специальный выпуск к 50-летию пуска первого энергоблока НВАЭС. 2014.
7. Голубев Л. И. Краткая биография / Голубева Г. Л., Сакал Н. В. МАУК «Культурно-досуговый центр» Нововоронежская городская библиотека.
8. НВАЭС, 2020. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2019 год. АО «Концерн Росэнергоатом», 2020. — 57 с.
9. Оценка воздействия на окружающую среду эксплуатации энергоблоков № 1 и № 2 Нововоронежской АЭС-2. Пояснительная записка. М.: ОАО «Атомэнергoproject», 2012. — 524 с.
10. ОВОС. Проект вывода из эксплуатации блоков № 1, 2 Нововоронежской АЭС. М.: ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2003. — 88 с.
11. Методические рекомендации «Организация производственного экологического мониторинга на атомных станциях», МР 1.3.2.09.1159-2016. — М., 2016. — 33 с.
12. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. — 251 с.
13. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2002. — 225 с.
14. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2003. — 248 с.
15. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2004. — 274 с.
16. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2005. — 288 с.
17. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2006. — 273 с.
18. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году. Н. Новгород: Вектор-Тис, 2007. — 280 с.
19. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2008. — 285 с.
20. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. Обнинск, 2009. — 297 с.
21. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году. Обнинск, 2010. — 316 с.
22. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. Обнинск, 2011. — 281 с.
23. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. — Обнинск, 2012. — 297 с.
24. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. — Обнинск, 2013. — 344 с.
25. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. — Обнинск, 2014. — 357 с.

26. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. — Обнинск, 2015. — 321 с.
27. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году. — Обнинск, 2016. — 346 с.
28. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2016 году. — Обнинск, 2017. — 398 с.
29. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2017 году. — Обнинск, 2018. — 360 с.
30. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 г. Обнинск, 2019. — 324 с.
31. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2019 г. Обнинск, 2020. — 343 с.
32. *Magnusson A., Stenström K., Adliene D., Adlys G., Dias K., Rääf C., Skog G., Zakaria M., Mattsson S.* Carbon-14 levels in the vicinity of the Lithuanian nuclear power plant Ignalina // Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B. — 2007. — Vol. 259. — P. 530-535.
33. *Povinec P., Chudy M., Šivo A., Šimon J., Holy K., Richtarikova M.* Forty years of atmospheric radiocarbon monitoring around Bohunice nuclear power plant, Slovakia // Journal of Environmental Radioactivity. — 2009. — Vol. 100. — P. 125-130.
34. UNSCEAR. 2016 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Scientific Annex B. Exposures of the public and workers from various sources of radiation. United Nations. New York, 2017. — P. 135-240.
35. НВАЭС, 2009. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2008 год. ОАО «Концерн Энергоатом» Филиал «Нововоронежская АЭС». Подготовлено к печати общественным советом госкорпорации «Росатом» — 27 с.
36. НВАЭС, 2010. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2009 год. ОАО «Концерн Энергоатом» Филиал «Нововоронежская АЭС». — 29 с.
37. НВАЭС, 2011. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2010 год. АНО «Центр содействия социально-экологическим инициативам атомной отрасли» 2011. — 36 с.
38. НВАЭС, 2012. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2011 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2012. — 28 с.
39. НВАЭС, 2013. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2012 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2013. — 18 с.
40. НВАЭС, 2014. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2013 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2014. — 42 с.
41. НВАЭС, 2015. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2014 год. Нововоронеж, 2015. — 40 с.
42. НВАЭС, 2016. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2015 год. АО «Концерн Росэнергоатом», 2016. — 47 с.
43. НВАЭС, 2017. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2016 год. АО «Концерн Росэнергоатом», 2017. — 48 с.
44. НВАЭС, 2018. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2017 год. АО «Концерн Росэнергоатом», 2018. — 52 с.
45. НВАЭС, 2019. Отчет по экологической безопасности Нововоронежской атомной станции за 2018 год. АО «Концерн Росэнергоатом», 2019. — 52 с. Рекомендации по изучению радиационной обстановки вокруг атомных станций в предпусковой период (снятие нулевого фона) № 643/9-79 утверждены: начальником ВПО «Союзатомэнерго» В. П. Невским 20.09.1979; председателем Госатомнадзора Б. В. Куловым 04.12.1979; замминистра Минздрава СССР Е. И. Воробьевым 12.12.1979.
46. *Крышев И. И., Булгаков В. Г., Крышев А. И., Каткова М. Н., Сазыкина Т. Г., Павлова Н. Н., Косых И. В., Гниломедов В. Д., Бурякова А. А., Газиев И. Я.* Мониторинг ради-

- оактивности приземного слоя воздуха и атмосферных выпадений в районах расположения АЭС // *Атомная энергия*. 2019. Т. 126, № 4. — С. 228-234.
47. Российский национальный доклад. 30 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России 1986-2016 / Под ред. В. А. Пучкова и Л. А. Большова. — М., 2016. — 202 с.
 48. *Шершаков В. М., Булгаков В. Г., Каткова М. Н., Яхрюшин В. Н., Бородин Р. В., Уваров А. Д.* Радиоактивное загрязнение территории населенных пунктов Российской Федерации цезием-137, стронцием-90 и плутонием-(239+240) в результате чернобыльской аварии. — М.: ООО «Информполиграф», 2012. — 312 с.
 49. Методика МТ 1.2.1.15.1176-2016. Разработка и установление нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ атомных станций в атмосферный воздух. М.: АО «Концерн Росэнергоатом», 2016. — 76 с.
 50. Отчеты о радиационной обстановке в районе размещения Нововоронежской АЭС в 2012-2019 годы. Нововоронеж: НВАЭС, 2013-2020.
 51. ОСПОРБ 99/2010. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности. Санитарные правила и нормативы СП 2.6.1.2612-10. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. — 83 с.
 52. IAEA Safety Standards Series No. GSR. Part 3. No GSR-3. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Vienna, 2014. — 458 p.
 53. Рекомендации Росгидромета Р 52.18.876-2019. Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в донных отложениях пресноводных водных объектов. Обнинск, 2019.
 54. Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Росатома / Панченко С. В., Линге И. И., Крышев И. И. и др.; под общей редакцией И. И. Линге и И. И. Крышева. М.: «САМ полиграфист», 2015. — 296 с.
 55. Отчет о научно-исследовательской работе «Оценка радиационной обстановки в районе размещения 7-го блока Нововоронежской АЭС» (Отчет по договору № 2-1/90). Инв. № Б-5332. М., 1990.
 56. ICRP Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2008. — 251 p.
 57. ICRP, 2009. International Commission on Radiological Protection. Publication 114. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. — 111 p.
 58. Рекомендации Р 52.18.820-2015. Министерство природных ресурсов и экологии РФ, Росгидромет. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Обнинск, 2015. — 50 с.

2.6. Сосновоборские предприятия атомной отрасли

2.6.1. История освоения местности

В том месте, где некогда располагалась старинная деревня Устья, 10 декабря 1958 года решением Леноблисполкома в Ломоносовском районе был зарегистрирован новый населенный пункт и отнесен к категории рабочих поселков с присвоением наименования Сосновый Бор.

Муниципальное образование «Город Сосновый Бор» расположено на побережье Копорской губы Финского залива — территории Ленинградской области, которая в качестве административно-территориальной единицы ведет отчет с начала XVIII века, когда указом Петра I от 18 декабря 1708 года в России было введено новое административное деление. В соответствии с этим указом высшей местной административно-территориальной единицей стала губерния.

Многочисленные административно-территориальные преобразования слабо влияли на сложившиеся отношения между человеком и природой этого края. Можно сказать, что до 1958 года несколько сот лет в этих отношениях просматривались определенная стабильность и стагнация. Майское постановление Совета Министров РСФСР, между прочим, секретное, изменило и жизнь местного населения, и взаимоотношения между человеком и природой на этой небольшой территории.

После пуска 26 июня 1954 года первой в мире атомной электростанции в городе Обнинске в октябре 1954 года Совет Министров СССР одобрил масштабную программу строительства АЭС в период с 1956 по 1960 годы, в том числе и на территории Ленинградской области. В дальнейшем намечалось строительство четырех АЭС и опытных энергетических реакторов, включая две АЭС с реакторами ВВЭР электрической мощностью по 200 тыс. кВт и водяной кипящий реактор ВК-50 электрической мощностью 50 тыс. кВт. 23 мая 1956 года в газете «Известия» была опубликована беседа с начальником Главного управления по использованию атомной энергии при Совете Министров СССР Е. П. Славским. В беседе Ефим Павлович рассказал, что под руководством академиков И. В. Курчатова и А. П. Александрова производятся работы по реакторам с обычной водой, которые представляют интерес для будущего атомной энергетики, так как они открывают возможности построения реакторов, простых по конструкции, небольших по размерам и экономичных по использованию урана [1].

В связи с необходимостью промышленного развития региона в 1956 году Совет Министров СССР принимает решение построить в районе железнодорожной станции Калище тепловую электростанцию — ЛенГРЭС-16.

В 1956 году приезжает первая изыскательская партия под руководством Георгия Семенова. Контора партии располагается в деревне Устье в доме местного жителя. Техники имеется мало, а работы предстоит много, к ней активно привлекают местных жителей.

Изыскатели вели буровые и геодезические работы, исследовали воду в реках, брали образцы грунта — керн. Многие работы производились вручную из-за отсутствия техники. Уроженка деревни Долгово Алла Лапчук (Якконен), работавшая в партии, сохранила историческую фотографию работников изыскательской партии, сделанную в 1956 году в деревне Устье (рис. 2.150 и 2.151) [2].



Рис. 2.150. Алла Лапчук (в центре верхнего ряда) и Анна Мейке (перед ней) вместе пилили деревья, рыли шурфы и выполняли другие работы. На фото, сделанном у моста в Керново, группа, которая занималась поиском воды [2]

Она прекрасно помнит времена, когда на месте нынешнего города Сосновый Бор стоял настоящий сосновый бор. «Здесь, на месте города, были песчаные холмы с соснами. И топографам было дано указание: при съемке обязательно отмечать каждую большую сосну, чтобы сохранить их потом при стройке».

Изыскательские работы продолжались в течение 3 лет, после чего началось промышленное освоение этой территории, о котором речь пойдет ниже.

14 апреля 1973 года указом Верховного Совета РСФСР поселок Сосновый Бор преобразован в город областного подчинения Сосновый Бор. В связи с этим в 1974 году упраздняется Устьинский сельский совет.

В соответствии с решением Исполкома Ленинградского областного Совета депутатов трудящихся «О некоторых изменениях административно-территориального деления Ломоносовского района и города Сосновый Бор» от 12.11.1974 № 430 сельские поселения упраздненного Устьинского сельского совета Керново, Ракопежи, Устье, Ручьи, пос. Смольненский вошли в черту города Сосновый Бор как фактически слившиеся с ним, а деревни Мустово и Систа-Палкино административно были подчинены Сосновоборскому городскому Совету депутатов трудящихся. При этом административных границ территории города Сосновый Бор и территорий административно подчиненных городу поселений установлено не было.

Территориальные пределы ведения администрации города Сосновый Бор — городская черта — впервые за всю историю города были установлены в 1992 году.

Современные границы муниципального образования «Город Сосновый Бор» Ленинградской области установлены в 2005 году [3]. Город занимает площадь 7122 га.



Рис. 2.151. Общее фото изыскательской партии № 3 ЛОТЭП, сделано в 1958 году [2]

Ныне Сосновый Бор не только самый молодой город Северо-Запада России, но и, возможно, самый красивый. Своеобразие Соснового Бора в том, что архитекторы и строители стремились органично ввести жилые кварталы в неповторимый природный ландшафт. Сосновый Бор воистину оправдывает свое название — это живописный и уютный город, в котором сохранена гармония между природой и жилой средой, результат большой творческой работы коллектива архитекторов и строителей, по заслугам оцененный уже в первые годы его строительства Государственной премией РСФСР³⁴.

Начиная проектировать город, авторы стремились расположить будущие жилые районы в наиболее здоровой и комфортной для проживания, богатой зеленью, живописной природной среде, одновременно это накладывало и огромную ответственность из-за необходимости безусловного бережного сохранения уникального природного ландшафта при застройке города.

Город в лесу внутри микрорайонов превращается в город-парк, и в этом большая заслуга строителей и проектировщиков группы авторского надзора. Практически всю документацию они перерабатывали на месте, учитывая существующую зелень и ландшафт, творчески осмысливая каждый уголок территории. Многочисленные делегации специалистов приезжали в Сосновый Бор для ознакомления с экспериментальным характером работы, внедряя приобретенный опыт при строительстве других городов страны. Богатым ассортиментом зеленых насаждений, особенно первых микрорайонов, жители обязаны инженеру-дендрологу Л. Ф. Кошешковой (Прозоровой) [4].

³⁴ В 1970 г. Государственной премией РСФСР был награжден авторский коллектив в составе архитекторов Б. Г. Машина, Б. Н. Локтева, Е. Ю. Паскаренко, Ю. Т. Савченко, инженеров В. Н. Латия, Г. Б. Шурыгина.



Рис. 2.152. Андерсенград в г. Сосновый Бор (фото С. В. Панченко)

Имя городу дала сама природа. Он расположен среди сосен и дюн на берегу Финского залива в 80 километрах от северной столицы (рис. 2.154).

Численность населения в этой местности выросла более чем в 100 раз за промежуток времени в 2 поколения. По состоянию на январь 2019 года в Сосновом Бору проживало около 68 тыс. человек. Динамика численности населения с 1959 года представлена на рис. 2.153.

Сегодня пока еще трудно сказать, каковы были первоначальные замыслы власти и новых первопроходцев, поскольку они пересекались со стратегическими пла-

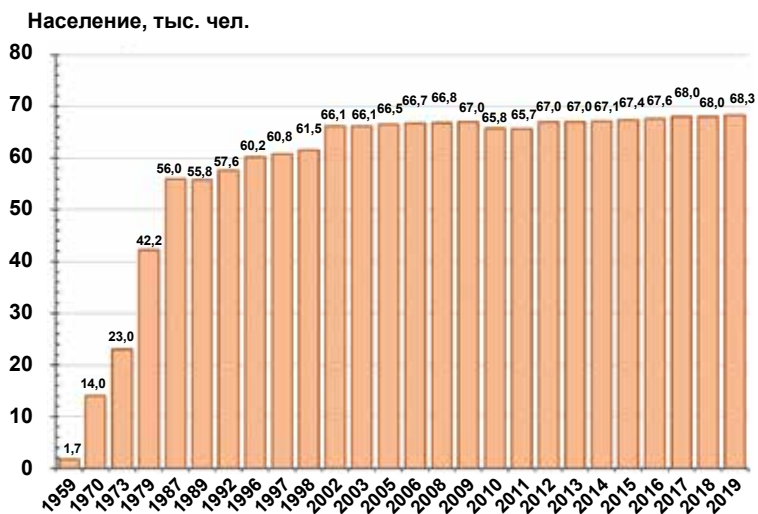


Рис. 2.153. Динамика численности населения г. Сосновый Бор



Рис. 2.154. Расположение г. Сосновый Бор Ломоносовского района Ленинградской области

нами по укреплению военной мощи страны, но жизнь, несомненно, вносила свои коррективы в эти задумки руководителей страны.

2.6.2. Промышленное освоение территории

Строительство нового города, безусловно, предполагало развитие промышленности. Как мы сегодня знаем, эта промышленность была тесно связана с атомной отраслью и наращиванием военного потенциала страны. Не случайно значительная территория вокруг города была закрытой, и в 80-е годы, чтобы проехать по автомобильной трассе от Ленинграда до Соснового Бора, надо было миновать блок-пост, расположенный в лесу у НП Большая Ижора, где для всех въезжающих обязательной была проверка документов. Документы проверяли и в электричке, следовавшей до станции «Калище». Из закрытых постановлений Правительства СССР 1960-х годов становится ясно, что развитие этой территории встало на инновационный путь [5], при этом в планах было не просто разработать и создать новые технологии, но и продемонстрировать их преимущества наиболее действенным способом — через демонстрацию улучшения жизни населения. Планы обустройства города были грандиозными и долговременными, и далеко не случайно одним из первых предприятий города стал Опытный завод.

2.6.2.1. Ленинградское отделение филиала «Северо-Западный территориальный округ» ФГУП «Радон»

В числе первых было создано Предприятие № 808, переименованное затем в Опытный завод НПО «Радиевый институт им. В. Г. Хлопина» (Сосновоборский



Рис. 2.155. Ленинградское отделение ФГУП «ФЭО» (фото с сайта [6])

филиал), сегодня это Ленинградское отделение филиала «Северо-Западный территориальный округ» ФГУП «ФЭО»³⁵ (рис. 2.155). Решение о создании Предприятия № 808 было принято в соответствии с постановлением Совета Министров РСФСР от 25.05.1958 № 539/64с. Целью создания предприятия являлось обеспечение безопасного обращения с радиоактивными веществами и радиоактивными отходами, образующимися на предприятиях, в войсковых частях, учреждениях и организациях различных ведомств региона. Затем в июле 1958 года последовало решение Ленгороблисполкома, давшее путевку в жизнь закрытому предприятию п/я 26, которое потом долгое время называлось Ленинградский специализированный комбинат «Радон» (ЛСК «Радон»). В 1960 году первым директором ЛСК был назначен П. И. Кузнецов, а главным инженером — И. М. Багард. Комбинат был принят в эксплуатацию в декабре 1961 года.

В настоящее время Ленинградское отделение ФГУП «ФЭО» располагается в промзоне города Сосновый Бор Ленинградской области и занимает площадь 41,32 га. Постановлением главы администрации Сосновоборского городского округа от 31.10.2017 № 2524 установлена СЗЗ в размере 800 м радиусом от трубы печи сжигания отходов. Площадь СЗЗ составляет примерно 201 га. Специальной ЗН нет. Согласно решению Межрегионального управления № 122 ФМБА России по г. Сосновый Бор Ленинградской области от 13.09.2011 Ленинградскому отделению ФГУП «РосРАО» установлена II категория потенциальной опасности (объекты, при аварии на которых радиационное воздействие ограничивается территорией СЗЗ). На этой территории в настоящее время сосредоточено более 50 потенциальных источников

³⁵ В апреле 2020 г. ФГУП «РосРАО» переименовано в ФГУП «ФЭО» (Федеральное государственное унитарное предприятие «Федеральный экологический оператор»).

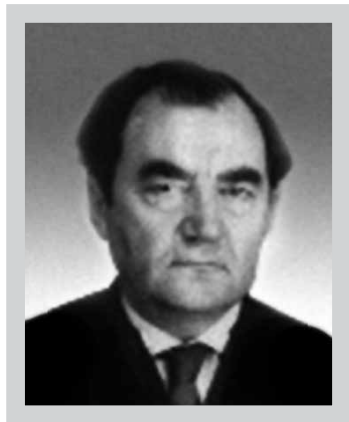
радиоактивных выбросов. Трубы низкие (не выше 26 м над поверхностью земли), и при характерной для района средней скорости ветра основное выпадение радиоактивной примеси должно происходить преимущественно в пределах СЗЗ [7].

Предприятие в течение всех лет эксплуатации осуществляет природоохранную деятельность, организуя сбор, транспортирование, переработку, кондиционирование и контролируемое долговременное хранение всех видов РАО, образующихся в организациях обслуживаемого региона.

2.6.2.2. ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова»

Затем в рассматриваемом районе появилось предприятие, которое должно было сыграть важную роль в становлении отечественного атомного флота [8, 9]. В начале лета 1961 года возглавляемая академиком А. П. Александровым правительственная комиссия прибыла в Ленинградскую область с целью выбора места строительства Государственной испытательной станции (ГИС) по созданию наземных стендов-прототипов для испытания новых перспективных образцов судовых ядерных энергетических установок (ЯЭУ)³⁶. Рассматривали три площадки, но выбор академика остановился на территории рядом с Предприятием № 808. Эта площадка получила название «Почтовый ящик № 25».

Постановлением ЦК КПСС и СМ СССР № 665-273 от 02.07.1962 было предложено Государственному комитету Совета Министров СССР по использованию атомной энергии (ГКАЭ), Министерству среднего машиностроения, Министерству судостроительной промышленности, другим министерствам и ведомствам создать современную базу по отработке и испытаниям новых корабельных ЯЭУ с более высокими показателями надежности, безопасности и срока службы. Приказом ГКАЭ № 148 от 17.07.1962 предписывалось создать недалеко от поселка Сосновый Бор на правах филиала Института атомной энергии (ИАЭ) им. И. В. Курчатова Государственную испытательную станцию корабельных ЯЭУ (ГИС). Дата 17.07.1962 считается днем основания НИТИ [8].



**Олег Николаевич
Соколов**

Первым директором ГИС в апреле 1964 года был назначен О. Н. Соколов, прибывший из Северодвинска, где он работал заместителем главного инженера СМП³⁷.

В 1966 году ГИС была преобразована в НИТИ с непосредственным подчинением ИАЭ.

Началось сооружение трех наземных полномасштабных стендов — прототипов корабельных ядерных энергетических установок для атомных подводных лодок (АПЛ). Первый наземный стенд

³⁶ Историческая справка и фотография НИТИ взяты из [10].

³⁷ Акционерное общество «Производственное объединение Северное машиностроительное предприятие» (исторические названия ОАО ПО «Севмаш», ПО «Севмашпредприятие», СМП) — российское машиностроительное предприятие оборонного комплекса, расположенное в городе Северодвинск.



Рис. 2.156. НИТИ им. А. П. Александрова [12]

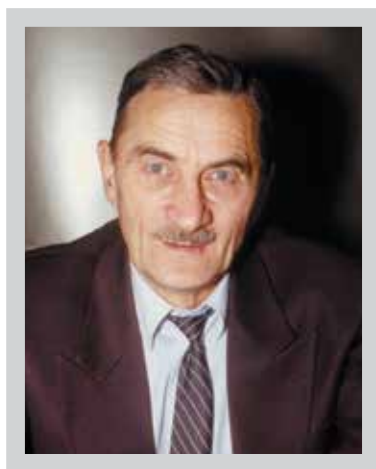
с ЯЭУ был введен в действие в 1971 году, директором НИТИ в это время был А. Н. Проценко³⁸. Два других стенда были введены в строй 1975-1976 годах [8, 11].

В 1979 году НИТИ получил статус самостоятельного предприятия (рис. 2.156 [12]), а в 1996 году ему было присвоено имя академика А. П. Александрова.

Основной деятельностью Института является выполнение научно-исследовательских, опытно-конструкторских и технологических работ по комплексной отработке и испытаниям судовых ЯЭУ, новых проектных, конструкторских и технологических решений атомных станций (АС), их частей, систем и оборудования.

В настоящее время в рамках лицензируемого вида деятельности ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» осуществляет эксплуатацию комплекса, включающего в себя большой перечень зданий, помещений и оборудования, используемых подразделениями Института при обращении с радиоактивными веществами для проведения научно-исследовательских и вспомогательных работ по обеспечению эксплуатации натуральных наземных стендов-прототипов с экспериментальными транспортными ядерными реакторами.

На основании постановления № 1442 от 17.10.2008, утвержденного главой администрации Сосновоборского городского округа, новый размер СЗЗ ФГУП



**Александр Николаевич
Проценко
(1930-2003)**

³⁸ Александр Николаевич Проценко (09.05.1930-04.03.2003) — российский ученый в области ядерной энергетики, доктор технических наук, участник и руководитель программ по разработке ядерных реакторов. В 1986-1990 годах — председатель Государственного комитета СССР по атомной энергии. С 1989 года до своей скоростной смерти — начальник Отдела анализа рисков в ИБРАЭ РАН.



Рис. 2.157. Промплощадка НИТИ, видна высокая труба здания 104, а за ней две градирни ЛАЭС-2

«НИТИ им. А. П. Александрова» совпадает с границей промплощадки института (рис. 2.157).

За радиус зоны наблюдения НИТИ принимается расстояние в 17 км, отсчитываемое от геометрического центра вентиляционной трубы здания 104.

С работой НИТИ тесно связано возникновение экологических наблюдений в этом районе. К первоначальному объекту мониторинга относится площадь водосборного бассейна, включающая морской водоем-охладитель ЛАЭС, и прилегающая к нему территория суши с впадающими в Копорскую губу реками (рис. 2.158). Само формирование размеров такого объекта исследования представляет несомненный научный и практический интерес.

В марте 1973 года заместителем директора ИАЭ им. И. В. Курчатова по научной работе и директором НИТИ был назначен Е. П. Рязанцев, который по согласованию с А. П. Александровым предложил руководству Минсредмаша создать в НИТИ лабораторию экологических исследований и обеспечить постоянный мониторинг окружающей среды в радиусе 30 км вокруг площадок НИТИ и ЛАЭС. Пожалуй, тут вполне уместно обратиться к воспоминаниям самого Евгения Петровича, опубликованным в книге об А. П. Александрове [13]:

«В конце 1973 г. в узком кругу А. П. Александров обсуждал научные проблемы и программы выполненных и предстоящих исследований. Мы рассказали ему о выполненных исследованиях исходного состояния флоры и фауны в радиусе 50 км от ЛАЭС до ее пуска, чем он по-настоящему заинтересовался. Я предложил ему создать в НИТИ лабораторию экологических исследований для постоянного изучения и контроля влияния атомной станции и реакторных установок Института на окружающую среду. Он с удовлетворением поддержал это начинание, поручил развивать эти работы, но как мудрый человек высказал сомнение, что начальство Минсредмаша даст согласие на создание такой лаборатории, и добавил, если мне удастся это сделать, то он поставит мне бутылку водки. Так оно и получилось. Начальник главка А. Г. Мешков и первый заместитель министра Н. А. Семенов (очень уважаемые и порядочные люди) были категорически против. Само слово “экология” было для них неприемлемо. Встречаясь с ними на ЛАЭС практически каждую неделю по вопросам подготовки станции к пуску, мне постепенно удалось убедить их в полезности нашей затеи для обоснования большей экологической безопасности атомной энергетики по сравнению с энергетикой на органическом топливе. Они сменили гнев на милость и дали разрешение на создание такой лаборатории с единственным условием: в ее названии не должно быть слово “экология”. Я тут же придумал другое название — Лаборатория внешней дозиметрии, и Н. А. Семенов подписал все необходимые документы. Так



Рис. 2.158. Схема ряда постов экологического мониторинга в районе размещения НИТИ и ЛАЭС [31]

была создана в НИТИ экологическая лаборатория. А в очередной приезд к нам АП у нас дома была распита та самая обещанная бутылка за успехи экологических исследований».

В этом лирическом воспоминании Е. П. Рязанцева обращает на себя внимание тот факт, что у первых исследователей этой во многом девственной тогда территории уже сложились представления о примерном масштабе зоны наблюдения — радиус 50 км, т. е. площадь порядка 8 тыс. км². Это очень большая площадь. Для сравнения: средняя площадь более сотни заповедников России составляет менее 2,7 тыс. км², и это при том, что такие крупные заповедники, как Арктический и заповедник на острове Врангеля, имеют площади в 40 и 22 тыс. км² соответственно, т. е. большинство российских заповедников имеют значительно меньшие площади территории. Конечно, в отличие от заповедников в зоне наблюдения не планировалось сохранять типичность и устойчивость местных экосистем. Но так же, как и там, характер наблюдений был во многом исследовательским (что отражалось даже в названиях лаборатории, употреблявшимися самими участниками этих исследований) с целью выяснения, как сложная совокупность факторов влияет на природные образования, их устойчивость и изменчивость и какова при этом роль отдельно взятых факторов (в данном случае речь идет и о радиационном факторе воздействия). При организации лаборатории радиус зоны наблюдений был уменьшен до 30 км, что примерно совпадало с границами водосборного бассейна (см. рис. 2.158 [31]) и отвечало представлениям о ландшафтном районировании с его естественными границами, имеющими более или менее четкий характер.

К вопросам организации наблюдений за уровнями загрязнения объектов окружающей среды и ее общим состоянием мы еще обратимся, а пока вернемся к хронологии промышленного атомного развития рассматриваемого района. Как уже отмечалось, выбор места строительства Ленинградской атомной станции во многом был предreshен уже формирующейся инфраструктурой, строительными мощностями, наличием крупного водоема-охладителя. Но первоначально предполагали построить ГРЭС-16, которая давала бы электроэнергию и для возрастающих нужд Ленинграда, а только затем атомную станцию, но более скромной мощности, чем ЛАЭС. Для проектирования ГРЭС по заданию Ленинградского отделения института «Теплоэнергопроект» в 1956-1958 годах был даже выполнен комплекс изыскательских работ. Однако многое менялось по ходу жизни.

2.6.2.3. Ленинградская АЭС

Идея строительства Ленинградской АЭС типа РБМК (реактор большой мощности канальный) возникла в середине 1960-х годов в период эйфории после пуска первых АЭС и разрабатывалась быстро в характерной обстановке секретности и келейности [14]. Производство корпусов и парогенераторов для реакторов типа ВВЭР не могло быть быстро обеспечено тяжелой промышленностью СССР. В этой связи в ИАЭ им. И. В. Курчатова разрабатывалась под руководством А. П. Александрова концепция технологически доступного одноконтурного канального УГР типа РБМК без уникальных корпусов и парогенераторов. В задумках А. П. Александрова, обсуждавшихся с главным конструктором реактора Н. А. Доллежалем, предполагалось строительство опытно-экспериментальной станции как прообраза серии АЭС для Европейской части страны. Но затем дерзновенно решили строить АЭС с реактором в 1000 мегаватт. Официальной даты начала строительства ЛАЭС нет.

30 марта 1966 года приказом министра среднего машиностроения Е. П. Славского на дирекцию НИТИ — филиала Института атомной энергии им. И. В. Курчатова — были временно возложены функции дирекции строящейся ЛАЭС. Вызвано это было тем, что проектирование и строительство будущей АЭС не могло вестись



А. П. Александров и В. П. Муравьев

без дирекции, которой к тому времени еще не было. НИТИ поручалось организовать проектно-изыскательские работы и совместно с ГСПИ (ныне ВНИПИЭТ) представить в министерство титульный список с определением объема финансирования и сроков выполнения проектно-изыскательских работ.

15 апреля 1966 года министр среднего машиностроения Е. П. Славский подписал задание на проектирование ЛАЭС в 70 км по прямой к западу от Ле-

нинграда и в 5 км от поселка Сосновый Бор. А в июне этого же года его утвердили в министерстве одновременно с проектом самого реактора РБМК-1000. Первый исходный вариант этого реактора (а их было всего 7) был реализован в проекте 1968 года.

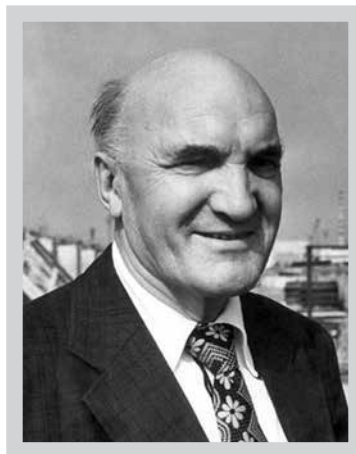
В начале сентября 1966 года проектное задание было готово, а 29 сентября ЦК КПСС и Совет Министров СССР приняли совместное закрытое постановление № 800-252 «О строительстве в Ленинграде атомной электростанции». Обстановка секретности не позволяла назвать место будущей станции. Однако позже, в другом секретном документе, принятом 17 января 1967 года, Исполкомом Ленинградского областного Совета было определено место — Ломоносовский район Ленинградской области [15].

11 октября 1966 года приказом министра среднего машиностроения было образовано Северное управление строительства, задачей которого было определено строительство ЛАЭС. Начальником СУС был назначен В. Н. Латий.

Месяцем позже приказом по Министерству среднего машиностроения были назначены исполнители, персонально ответственные за разработку проекта первой очереди станции и реактора РБМК: научный руководитель А. П. Александров (ИАЭ им. И. В. Курчатова), генеральный проектировщик А. И. Гутов (ВНИПИЭТ), главный конструктор реакторной установки Н. А. Доллежалъ (НИКИЭТ), главный конструктор турбоустановки Ю. Ф. Косяк (Харьковский турбинный завод) и др. Проектирование станции поручили ВНИПИЭТ.

Валентин Павлович Муравьев (1908-1988) — первый директор ЛАЭС — был назначен 6 декабря 1966 года приказом Е. П. Славского, министра среднего машиностроения СССР.

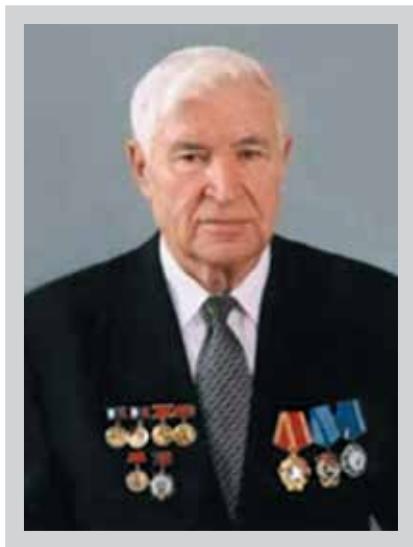
В день своего приезда в поселок Сосновый Бор В. П. Муравьев вместе с начальником стройки В. Н. Латием осмотрел поселок и площадку строительства. Место, где предстояло возводить главное здание будущей станции, было заболоченное, поросшее кустарником и редколесьем. До войны здесь находились кирпичный завод и небольшое старинное рыбацкое село Долгово. Немцы до основания разрушили его во время бомбежек и артиллерийских обстрелов. Учитывая предшествующие изыскательские работы, проектанты из ВНИПИЭТ чуть раньше остановили свой выбор именно на этой площадке, поскольку наряду с экономичной схемой водоснабжения территория позволяла наиболее рационально организовать и вести строительные работы. К тому же рядом была железная дорога



**Валерий Павлович
Муравьев
1908-1988**



**Николай Леонидович
Федосеев**



**Анатолий Павлович
Еперин
(1930-2015)**

и сравнительно близко расположены основные промышленные центры страны, которые могли изготовить и поставить сложное крупногабаритное оборудование.

В январе 1967 года исполнительным комитетом Ленинградского областного совета под строительство атомной станции выделяется 157 гектаров земли в Ломоносовском районе, южнее п. Сосновый Бор. И с этого момента начинается работа в очень плотном, напряженном ритме. В феврале 1967 года СУС получил от института проект подготовки территории для организации строительства, в марте — проект подъездных железнодорожных путей. В апреле строители получают чертежи котлована, в мае уже начинаются первые земляные работы и разработка котлована главного здания, в июне прокладывают постоянную автодорогу из сборных железобетонных плит, а 12

сентября уложены первые кубометры бетона в основание главного здания и начато бетонирование основания реакторного блока.

Первый ковш земли из котлована под фундамент главного здания будущей ЛАЭС экскаватор поднял 6 июля 1967 года. Карл Рендель — автор книги «Рожденный на заре» [15], вспоминая легенду о традиции волхов осуществлять закладку новых городов с первыми лучами солнца, пишет, что «экскаваторщик поднял свой первый ковш втайне от властей, едва над Финским заливом появились первые лучи солнца».

Федосеев Николай Леонидович. Именно ему, старшему инженеру управления реактором, выпало на долю или на его смену, говоря более приземленно, осуществлять оба пуска первого энергоблока ЛАЭС: физический и энергетический. Первое событие, т. е. физпуск первого самого мощного на тот момент реактора в мире, произошло 14 ноября 1973 года в 2 часа 8 минут, а 22 декабря 1973 года (в день энергетика, который отмечается и в России) состоялся энергетический пуск.

Нельзя не отметить, что на ЛАЭС образовалось очень удачное «трио» руководителей — директор В. П. Муравьев, главный инженер А. П. Еперин и его зам. по науке Владимир Иванович Рябов. Все они прошли замечательную и весьма поучительную уральско-сибирскую атомную школу. И все трое были лауреатами Ленинской премии, что само по себе говорило об их выдающихся способностях.

23 декабря 1973 года Государственная приемная комиссия приняла первый энергоблок в эксплуатацию. ЛАЭС стала первой в стране станцией с реакторами РБМК-1000 (рис. 2.159 [16]). В составе ЛАЭС эксплуатируются каналные реакторы кипящего типа с графитовым замедлителем и водяным теплоносителем.

В настоящее время станция находится на уникальном этапе жизнедеятельности. Одновременно на атомной станции функционируют энергоблоки с реактором типа РБМК, а также ведется работа по их подготовке к выводу из эксплуатации в связи с завершением срока службы, эксплуатируются и строятся замещающие современ-



Рис. 2.159. Первая очередь ЛАЭС [16]

ные энергоблоки с реакторами ВВЭР. В состав ЛАЭС входят четыре блока с РБМК-1000, один блок с ВВЭР-1200 и один строящийся — ВВЭР-1200.

Общая площадь, занимаемая ЛАЭС, составляет 5,0 км². Современная санитарно-защитная зона ЛАЭС представляет собой две накладывающиеся друг на друга окружности радиусом 1,5 км вокруг вентиляционных труб I и II очередей ЛАЭС с реакторами РБМК-1000 и территорию промплощадки энергоблоков ВВЭР-1200. Радиус зоны наблюдения — 17 км с центром, находящимся в середине отрезка, соединяющего вентиляционные трубы I и II очередей ЛАЭС с реакторами РБМК-1000. В ЗН проживает более 70 тыс. человек [17].

Четыре первых энергоблока ЛАЭС объединены попарно в так называемые первую и вторую очередь (рис. 2.160). Первая очередь АЭС (наиболее близкий к городу объект) расположена примерно в 4 км в юго-западном направлении от ближайших жилых домов. Каждая очередь — пара энергоблоков — имеет свой заборный и сбросной каналы морской воды для охлаждения конденсаторов турбин. Все реакторы ЛАЭС находятся в отдельных зданиях. Четыре турбины с турбогенераторами, которые работают вместе с реакторами первой очереди станции, расположены в одном здании на берегу Финского залива.

Вторая очередь ЛАЭС, имеющая некоторые улучшенные технические характеристики по сравнению с первой очередью станции, также состоит из двух реакторов РБМК-1000 и четырех турбин. Вторая очередь станции расположена в 1,6 км к юго-западу от первой очереди.

В связи с выводом из эксплуатации 1-го, а в последующем и 2-го блока ЛАЭС, а также и 2 блоков Кольской АЭС для сохранения энергетического потенциала на северо-западе России был запланирован ввод замещающих мощностей: ЛАЭС-2 и Балтийской АЭС.



Рис. 2.160. Первая и вторая очереди ЛАЭС-1 (фото С. В. Панченко)

Проект будущей АЭС в феврале 2007 года получил положительное заключение Главгосэкспертизы РФ. 30 августа 2007 года в городе Сосновый Бор в ходе рабочей поездки председателя Госдумы Бориса Грызлова, губернатора Ленобласти Валерия Сердюкова и руководителя «Росатома» Сергея Кириенко было объявлено о начале строительства замещающих мощностей ЛАЭС на площадке Научно-исследовательского технологического института им. академика Александрова. В этот же день состоялась торжественная закладка капсулы на месте будущей ЛАЭС-2.

В июне 2008 года и июле 2009 года Ростехнадзор выдал лицензии на сооружение энергоблоков ЛАЭС-2 — головной атомной электростанции по проекту «АЭС-2006».

Площадка ЛАЭС-2 расположена в промышленной зоне г. Сосновый Бор в 2 км от побережья Копорской губы Финского залива и в 6 км к юго-западу от г. Сосновый Бор.

25 октября 2008 года был залит первый бетон в фундаментную плиту здания реактора энергоблока № 1, что знаменовало начало основного этапа строительных работ. 15 апреля 2010 года был залит первый бетон в фундаментную плиту здания реактора энергоблока № 2.

Первоначально ввод энергоблоков ЛАЭС-2 был запланирован на 2013, 2015, 2017 и 2019 годы [18] с той целью, чтобы энергоблоки ЛАЭС и ЛАЭС-2 поработали параллельно и не допустили увеличения энергодефицита на северо-западе России. Однако не всем планам суждено было сбыться. Только в августе 2017 года специалисты приступили к пуско-наладочным работам на энергоблоке № 1 сооружаемой станции ЛАЭС-2 (рис. 2.161), и в марте 2018 года энергоблок с реактором типа ВВЭР-1200 с установленной мощностью 1200 МВт был запущен. Энергетический пуск второго энергоблока того же типа (блок № 2 ЛАЭС-2) осуществлен 22 октября 2020 года; 22 марта 2021 блок введен в промышленную эксплуатацию. 21 декабря 2018 года окончательно остановлен энергоблок № 1 Ленинградской АЭС, а 11 октября 2020 года навсегда остановлен 2-й энергоблок ЛАЭС..

Общий вид промышленной зоны показан на рис. 2.162.



Рис. 2.161. Вид на ЛАЭС-2 в 2017 году [19]

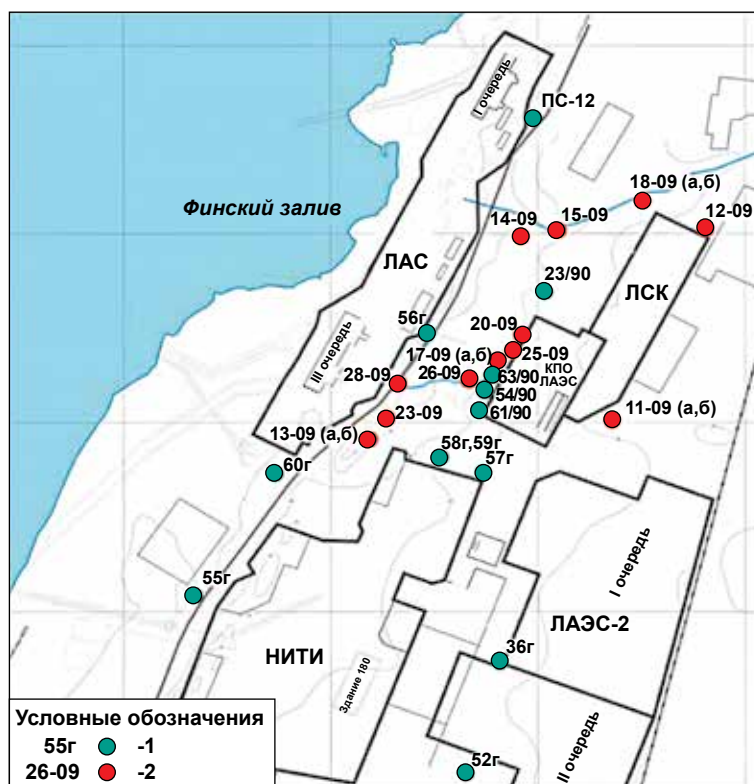


Рис. 2.162. Схема промышленной зоны рядом с г. Сосновый Бор, а также сети мониторинговых скважин между площадками предприятий [20]

На территории промплощадки ЛАЭС расположено хранилище отработавшего ядерного топлива (ХОЯТ). Здесь проводятся работы по разделке отработавших тепловыделяющих сборок для их последующего «сухого хранения» в железобетонных контейнерах на промплощадке и подготовка к вывозу на переработку и окончательное захоронение. С 2015 года сначала в рамках ФЦП-1, а затем и ФЦП-2 начался вывоз ОЯТ на переработку и захоронение. На конец 2018 года заполненность ХОЯТ снизилась до 67 %.

Основными объектами водопользования ЛАЭС являются Копорская губа и р. Систа. Копорская губа Финского залива используется в качестве водоема-охладителя АЭС. Забор морской воды осуществляется с 5-метровых глубин двумя открытыми каналами с ограждающими дамбами (в их морской части) и двумя водозаборными сооружениями (с насосными станциями) совмещенного типа. Производительность действующих водозаборов — по 120 м³/с на каждую очередь. Вода р. Систы используется в качестве централизованного источника системы хозяйственно-питьевого водоснабжения г. Сосновый Бор, промзоны и ЛАЭС. Сбросы очищенных на ЛАЭС дебалансных вод производятся в Копорскую губу Финского залива.

Газоаэрозольные радиоактивные выбросы в атмосферу на ЛАЭС осуществляются через четыре вентиляционные трубы (первой, второй очереди, комплекса переработки отходов и вентиляционной трубы энергоблока №1 ВВЭР-1200).

2.6.2.4. АО «ЭКОМЕТ-С»

Идеологом создания комплекса по переработке металлических радиоактивных отходов (МРО) стал профессор В. П. Шамов. Вместе с несколькими молодыми учеными и специалистами он создал компанию АО «ЭКОМЕТ-С», которая начала осуществлять свою деятельность с 1994 года (рис. 2.163). Работа комплекса была направлена на оказание услуг по переработке и утилизации металлических отходов, загрязненных радиоактивными веществами (МОЗРВ), в целях уменьшения объема ТРО, направляемых затем на долговременное хранение (захоронение), и возврата металла в промышленность для дальнейшего использования. Предприятие создано в целях внедрения природоохранных, ресурсосберегающих и экологических технологий в области обращения с МОЗРВ, образующимися на объектах атомной энергетики и промышленности.

Целевая программа «Переработка и утилизация металлических радиоактивных отходов» была одобрена распоряжением Правительства Российской Федерации от 01.10.1995 № 1197-р и принята к исполнению приказом министра по атомной энергии № 371 от 02.10.1995. Согласно распоряжению Правительства АО «ЭКОМЕТ-С» было назначено главным исполнителем программы.

Частная компания АО «ЭКОМЕТ-С» построила цех на территории хранилища жидких радиоактивных отходов ЛАЭС. Определенную роль в выборе сыграла также расположенная поблизости ЛАЭС. Предстоящий вывод из эксплуатации энергоблоков ЛАЭС грозил перевести проблему хранения МРО ЛАЭС в разряд нерешаемых: каждый такой энергоблок — еще около 50 тыс. т металлоотходов. С учетом этого было принято решение о создании в Сосновом Бору, непосредственно на площадке ЛАЭС, специализированного промышленного комплекса по переработке радиоактивного металла производительностью не менее 8,5 тыс. т в год.



Рис. 2.163. Основной корпус предприятия «ЭКОМЕТ-С» (фото с сайта [21])

АО «ЭКОМЕТ-С» имеет сертификат соответствия системы экологического менеджмента предприятия требованиям стандарта ISO 14001:2007 и сертификат соответствия системы менеджмента качества требованиям стандарта ISO 9001:2008. Наличие производственных мощностей, имеющийся большой опыт и научно-технический потенциал позволяют «ЭКОМЕТ-С» быть лидером в стране по проблеме обращения с МОЗРВ. Предприятием разработаны концепция обращения, технология переработки и принципы нормирования остаточной загрязненности металлов, обеспечивающие возврат очищенного металла в промышленность. Комплексная технология переработки и утилизации позволяет вернуть большую часть загрязненного металла после его очистки в промышленность для повторного использования, а образующиеся вторичные радиоактивные отходы, количество которых не превышает 5-10 % от исходного объема МОЗРВ, перевести в экологически безопасную форму, удобную и безопасную для транспортировки и захоронения.

Факт промышленного получения чистого металла из металлического лома, загрязненного радиоактивными веществами, означает, что в России сделан кардинальный шаг в решении проблемы утилизации металлических радиоактивных отходов.

Применяемые на различных подобных предприятиях технологии переплавки используются в основном для минимизации объемов МРО. Это приводит к тому, что на большинстве зарубежных предприятий в результате переработки образуется металл, пригодный главным образом для использования в атомной промышленности при изготовлении контейнеров для радиоактивных отходов, защитных экранов и т. п. Разработанная на предприятии «ЭКОМЕТ-С» комплексная технология переработки и утилизации МРО позволяет значительно сократить (в 20-80 раз) объем ТРО, направляемых на захоронение, вернуть большую часть металла в промыш-

ленность для неограниченного использования и существенно уменьшить суммарные затраты на переработку и захоронение. Технология основана на использовании на заключительной стадии обращения с МРО способа переплавки и полностью соответствует действующим нормативно-правовым документам федерального уровня ОСПОРБ-99/2010 [22].

2.6.2.5. Другие предприятия

В Сосновом Бору создан мощный строительно-монтажный комплекс. Он представлен 13 крупными и средними подрядными организациями, 60 предприятиями малого бизнеса. Ведущие строительно-монтажные организации — Холдинг «КОНЦЕРН ТИТАН-2», ОАО «Северное управление строительства».

Весной 1968 года на базе двух участков московских монтажно-строительных управлений на площадке строительства ЛАЭС были созданы самостоятельные управления МСУ-90 (трест «Спецэнергомонтаж») и МСУ-32 (трест «Промэлектро-монтаж»).

Холдинг «КОНЦЕРН ТИТАН-2» создан в 1995 году на базе двух бывших предприятий Минсредмаша: ОАО «Монтажно-строительное управление № 90» и ОАО «Сосновоборэлектромонтаж» с целью координации вопросов при выполнении механомонтажных и электромонтажных работ на объектах северо-запада России и особенно таких, как Ленинградская АЭС, Калининская АЭС, ПО «КИНЕФ» (г. Кириши), НИТИ им. А. П. Александрова (г. Сосновый Бор), ПИЯФ (г. Гатчина), ОАО «Акрон» (г. Великий Новгород), Северо-Западная ТЭЦ (Санкт-Петербург), ОАО «Фосфориты» (г. Кингисепп) и многих других предприятий.

Численность персонала двух этих предприятий на момент объединения составляла около 1500 рабочих и инженерно-технических работников.

В связи с изменением структуры строительных работ в последние годы в России и с целью замыкания технологической цепочки, позволяющей выполнять контракты на строительство «под ключ» объектов как промышленного, так и социально-бытового назначения, состав холдинга существенно расширился. В 2016 году компания вошла в топ-50 быстрорастущих компаний России по версии РБК. В настоящее время численность холдинга «КОНЦЕРН ТИТАН-2» составляет около 5,5 тысяч рабочих и инженерно-технических работников.

ОАО «Северное Управление строительства». При рассмотрении перспектив развития топливно-энергетического баланса страны Центральный Комитет КПСС и Совет Министров СССР приняли постановление № 800-252 от 21 сентября 1966 года «О строительстве Ленинградской атомной электростанции». На основании этого постановления приказом по Министерству среднего машиностроения № 0286 с 11 октября 1966 года для решения задач по строительству ЛАЭС было образовано Северное управление строительства.

Научно-исследовательский институт комплексных испытаний оптико-электронных приборов и систем (НИИКИ ОЭП) — государственное унитарное предприятие федерального подчинения. Создан в 1969 году как научно-испытательная база (оптический полигон) военно-оптической отрасли страны. НИИКИ ОЭП является единственным в России предприятием, обладающим уникальными технологиями в области комплексных испытаний и системной отработки оптико-электронных и лазерных систем авиационного, космического, наземного и морского назначения.

2.6.3. Природные характеристики региона

Климатические условия

Климат территории умеренно-континентальный, смягченный близостью Финского залива. Средняя многолетняя величина атмосферных осадков составляет 748 мм/год, из которых 62 % приходится на апрель-октябрь. Средняя годовая скорость ветра для района равна 2,3 м/с.

Зима мягкая, умеренно-холодная, преобладает пасмурная погода. Среднемесячная температура января колеблется в районе $-5...-8$ °С (абсолютный минимум -40 °С). Высота снежного покрова — в среднем 30-40 см. Грунты промерзают до глубины 40-90 см, возможная максимальная глубина промерзания до 1,5 м. Лето умеренно-теплое, в основном пасмурное и дождливое. Среднемесячная температура июля составляет $+17...18$ °С (абсолютный максимум $+33$ °С). Возможны летние похолодания с понижением температуры до $5-10$ °С. С запада, со стороны Атлантики, поступает влажный морской воздух, который вызывает похолодания летом и оттепели зимой, приносит осадки в виде дождя и снега. Воздушные потоки с континента несут потепление летом и резкое похолодание зимой. Поступление арктических воздушных масс с севера и северо-запада приводит к неустойчивому характеру погоды.

Наибольшие вероятности для района имеют классы устойчивости атмосферы по Пасквиллу Д (нейтральный) и Е (слегка устойчивый).

Природные условия

«Геологические процессы образования современного рельефа местности относятся к четвертичному периоду. Они были сильно изменены деятельностью ледника. Примерно 10 тысяч лет назад территория Ленинградской области была покрыта ледником, который, растаяв, образовал Иольдиево море, занимавшее всю территорию современной области. Около 3,5 тысяч лет назад море отступило, произошло поднятие суши (которое продолжается и сейчас — не более 3 см в столетие), и образовались современные формы рельефа. Они сформировались в основном под влиянием внешних сил: ледника, моря, изменений температурного режима и влажности, состава подстилающей поверхности и деятельности человека. Для моренно-ледникового рельефа местности характерны: камы — отдельные округлые холмы, образовавшиеся из мелкого песка; озы — гряды из грубого песка и гравия высотой 10-15 м, вытянутые на несколько десятков метров, заросшие лесом; различных размеров валуны. Вся западная часть г. Сосновый Бор отделена от Копорской губы непрерывной грядой дюн. Наиболее древние по образованию дюнные гряды находятся на расстоянии нескольких сотен метров, а то и километров от береговой линии и лежат в основе прибрежных террас. Особенно близко они подходят к современной береговой черте в районе д. Керново» [24].

ЛАЭС располагается в пределах предглинтовой низменности на первой и второй морских террасах между устьями рек Воронка и Коваши. Поверхность террас относительно ровная с пологим уклоном в сторону залива. Абсолютные отметки первой изменяются от 0 до 9-10 м, второй — от 13-14 до 18 м. Поверхность между речья покрыта заболоченными лесами с верховыми и низинными болотами и множеством небольших ручьев.

С запада на восток через населенные пункты Ропша, Гостилицы, Копорье простирается холмистый уступ, крутизна его северного ската 3-16°, высота 30-80 м. Холмы и увалы, без определенного ориентирования, встречаются повсеместно. Относительная высота их — 5-25 м, вершины выпуклые или плоские, склоны пологие крутизной до 20°. Понижения между ними обычно заняты озерами и болотами.

Наиболее крупные реки Коваши, Систа и Оредеж. Ширина их до 35 м, глубина 0,6-2 м, скорость течения 0,1-0,4 м/с. Грунт дна песчаный с валунами и галькой. Берега рек преимущественно обрывистые, высотой до 11 м. На реке Оредеж встречаются участки низкого пологого берега, местами заболоченного.

Озер мало. Берега их пологие, нередко заболоченные, грунт дна с валунами и галькой. На расстоянии около 30 км от ЛАЭС находится озеро Копанское, на северном берегу которого расположены санаторий-профилакторий ЛАЭС «Озеро Копанское» и база отдыха НИТИ «Голубое». С севера на юг озеро простирается на 7 км, средняя ширина — 1,4 км. Глубина достигает 24 м. С Копорской губой Финского залива озеро соединяется небольшой речкой Пейпия. Берега на большом протяжении песчаные.

Болота моховые с кочковатой по краям и грядово-мочажинной в центре поверхностью: осоковые кочки высотой 0,2-0,6 м, высота гряд — 0,3-0,6 м, длина — до 8 м, между гряд сильно обводненные мочажины и окна открытой воды. В сухое время года большинство болот проходимы для пешеходов, местами — для гусеничного транспорта. Весной и осенью болота непроходимы.

Реки замерзают в середине декабря (озера в конце ноября). Толщина льда к концу февраля достигает 0,4-0,7 м. Весеннее половодье начинается в начале апреля и продолжается около 20 дней. Наивысший уровень воды в реках наблюдается в середине апреля и достигает 2,6 м, на озерах 0,1-1 м (максимум 2 м). Спад воды медленный, межень устанавливается в августе.

Копорская губа Финского залива — водоем-охладитель ЛАЭС относится к типу полузамкнутых водоемов площадью 255 км² и объемом 3,0 км³ с протяженной границей водораздела с основной акваторией. Граница с Финским заливом проходит по линии мыс Колгомпя — мыс Устьянский. Дно водоема в основном песчаное, местами встречаются илы. Максимальные глубины (до 27 м) отмечены на границе с основной акваторией. Особо следует выделить восточную часть Копорской губы площадью 55 км² и объемом 0,3 км³, в которую направлены сброс подогретых вод и основной речной сток, и которая является более мелководной по сравнению с остальной частью водоема. Копорская губа в этой части имеет глубину 5-12 м. В прибрежье много песчаных отмелей, подводных и надводных камней.

Из наблюдений, проведенных до пуска ЛАЭС, следует, что течения в Копорской губе имеют ветровой характер. Скорости ветровых течений изменяются от 3 до 36 см/с в зависимости от силы ветра, а в придонном слое не превышают 11-13 см/с. Разница между наиболее низким и высоким уровнями, вызываемая ветрами, достигает 4,7 м и наблюдается преимущественно в ноябре. Сильные колебания атмосферного давления изменяют уровень воды в море на 20-30 см в течение суток. Штормовые явления (при скорости ветра 15 м/с и более) наблюдаются зимой и осенью 1-2 дня в месяц. Высота отдельных волн в открытом море достигает 1 м. В середине ноября образуется припай, с середины декабря Финский залив покрыт сплошным льдом (толщиной 0,5-0,9 м), вскрывается в середине апреля, полностью лед в море исчезает в начале мая. Температура воды летом 13-18 °С. Навигация

с апреля по декабрь (для судов с обычным корпусом). В районе Кронштадт — Ломоносов построен комплекс защитных сооружений, основу которого составляет защитная дамба, введенная в эксплуатацию в августе 2011 года.

Гидрогеологические условия площадки ЛАЭС характеризуются развитием грунтовых и подземных вод. Подземные воды характеризуются наличием Ломоносовского и Гдовского горизонтов, разделяемых между собой мощной толщей (до 78 м) глин Котлинского горизонта. Практического воздействия на сооружения ЛАЭС подземные воды Гдовского водоносного горизонта не оказывают и встречаются на глубине 95 м (–78 м абс. отм.). Уровень подземных вод Ломоносовского горизонта близок к уровню грунтовых вод, что указывает на их гидравлическую связь, и находится на отметке –1,15–4,1 м абс. отм.

Грунтовые воды на площадке ЛАЭС развиты повсеместно, приурочены в основном к современным морским пескам мелким, реже пылеватым и средним и зафиксированы на глубинах 0–1,2 м.

В результате выполненных строительных работ с устройством дренажа, планировки, прокладки подземных коммуникаций и пр. гидрологическая обстановка на площадке в значительной степени изменилась, произошло техногенное смещение грунтовых и подземных вод, образовалась более тесная гидравлическая связь между ними. Работа системы дренажа и организация поверхностного стока показали уровень подземных и грунтовых вод до 1,0–2,5 м.

Территорию размещения площадки ЛАЭС перерезают ручьи, вытекающие из болотистых участков второй морской террасы. Площадки зданий, размещенные на этой террасе, защищены нагорными канавами. Ручьи, пересекающие промплощадку, канализованы с устройством сбросных оголовков на берегу залива.

Территория Ленинградской области расположена в основном в зоне тайги, в ее средней и южной подзонах. Леса покрывают около 70 % площади территории, прилегающей к ЛАЭС. Преобладают смешанные леса (ель, сосна, береза, ольха, осина). Высота деревьев 14–26 м, толщина стволов 0,18–0,29 м, расстояние между стволами 3–5 м. Подлесок (сосна, ель, рябина, ива) высотой 1–3 м. Просеки шириной 2–6 м имеются во всех лесных массивах; проходимы только для пешеходов.

Территории, примыкающие к Санкт-Петербургу, заняты под сельское хозяйство — там располагаются пашни, луга и кустарники.

В лесах встречаются следующие растения и ягоды — ландыш майский, толокнянка, черника, брусника, клюква, малина, багульник, можжевельник, бессмертник песчаный, лапчатка прямостоячая.

В регионе преобладают лесные животные. Основными из них являются белка, хорь, куница, крот, заяц-беляк, заяц-русак, грызуны. Также встречаются волк, кабан, косуля, лисица, лось, медведь, рысь, ласка, выдра, олень пятнистый, ондатра, нерпа, бобр, тюлень, норка, снотовидная собака.

По всей протяженности Финского залива встречаются участки водно-болотной растительности (марши) — они состоят преимущественно из камыша озерного и тростника обыкновенного. В маршах также произрастает большое количество водных растений — кувшинка чистобелая, кубышка желтая, уруть колосистая и мутовчатая, осока острая, двуклосточник тростниковый, валериана приморская, клубнекамыш морской и др. Водная флора Финского залива представлена на мелководье такими растениями, как наяда морская, руппия коротконожковая, штуркуния зостеровидная и др.

2.6.3.1. Видовой состав водных экосистем и его количественные характеристики

Балтийское море сравнительно молодо в геологической истории нашей планеты. На месте современной Балтики были, сменяя друг друга, и полносоленое море, и огромное пресное озеро, образовавшееся в результате таяния ледников. Море было в разное время связано то с Атлантическим, то с Северным Ледовитым океанами.

Для Балтийского моря в изучаемый период среди природных факторов, определяющих уровень промысловых запасов рыбы, ведущее значение имеет гидравлическая связь его с Атлантическим океаном [25]. Наблюдаются климатически обусловленные многолетние циклы опреснения и осолонения воды. Поступление более соленых и холодных североморских вод определяет экологическое состояние глубинных участков Балтики, что, в свою очередь, оказывает влияние на эффективность воспроизводства балтийской трески и состояние кормовой базы салаки. В результате долгопериодные (около 60 лет) колебания величины уловов этих рыб оказываются сопряжены с климатическими факторами [25, 26]. В течение 80-х годов XX в. Балтийское море вступило в очередную фазу опреснения, что сопровождается пониженной биопродуктивностью его открытых вод. Длительную депрессию запаса балтийской трески и салаки связывают с резким сокращением притока соленых североморских вод в котловины Балтийского моря через проливы [26, 27].

Восточная часть Финского залива, на побережье которого развивается Сосновоборская агломерация, отличается очень низкой соленостью вод, которая определяется большим объемом речного стока (главным образом — Невы). Соленость этих вод меняется при изменении направления ветров, которые могут пригнать более соленую воду из западной части залива. Продуктивность и биоразнообразие экосистем в этой части Финского залива в значительной степени определяются периодическими интрузиями глубинных соленых вод из Северного моря в Балтийское море в годы, когда сток рек был низким. Уменьшение частоты затоков соленых вод в Балтийское море с середины 1970-х до середины 1990-х годов и практически полное их отсутствие в 1983-1993 годах было связано с климатической фазой зональной циркуляции атмосферы, проявляющейся в увеличении циклонической активности и усилении стока рек [28]. Затоки соленых обедненных кислородом вод из Центральной Балтики в засушливые годы создают анаэробные условия у дна и резко увеличивают «внутреннюю» биогенную нагрузку — выделение фосфора из донных отложений. Это стимулирует первичную продукцию и вызывает «цветение» цианобактерий, приводит к исчезновению организмов макрозообентоса и возникновению безжизненных участков дна, что было отмечено, например, летом 2003 года [29]. В последующие годы произошло частичное восстановление донных сообществ. Однако полученные в 2006 году результаты свидетельствуют о повторном ухудшении ситуации в восточной части Финского залива, что, как и в 2003 году, вновь привело к гибели донных животных в глубоководных впадинах и образованию обширных пространств, лишенных макрозообентоса [30].

В целом изменение климата (в частности, суровые или мягкие зимы) накладывает отпечаток на видовой состав и соотношение морских и пресноводных видов в фауне залива.

Исследования последних десятилетий показали, что антропогенное воздействие на Финский залив значительно увеличивается в связи с развивающейся инфраструктурой (строятся новые порты, создаются новые транспортные пути, увеличивается потребление воды, растет количество сброса сточных вод), увеличением населения, которое увеличивает потребность в продуктах питания, и ростом промысла рыбы. Ухудшение качества воды (эвтрофикация) и проникновение в регион чужеродных видов организмов стали основными экологическими проблемами Невского эстуария и всей восточной части Финского залива.

Сточные воды и сброс термальных вод с атомной электростанции ведут к изменению гидрохимического состава воды, что, в свою очередь, является причиной негативного воздействия на рыбную молодь на ранних этапах ее развития. Изменяется кормовая база промысловых рыб.

Восточная часть Финского залива мелководна и регулярно замерзает. Его экосистема, как считают многие исследователи, очень чувствительна к техногенным загрязнениям. Изучение отдельных аспектов экологического состояния Невской губы и восточной части Финского залива в течение ряда десятилетий ведут различные организации, однако они не объединены ни общей задачей, ни общей целью. Каждая решает свои часто узконаправленные задачи [29], что не позволяет воспроизвести целостную картину экологической обстановки и делать реалистичные прогнозы ее изменения.

Нас же будет в первую очередь интересовать экологическая обстановка в Копорской губе. Для экосистемы Копорской губы к основным факторам влияния относят в первую очередь: изменения температуры, эвтрофирование, химическое и радиационное воздействие, механическое повреждение водных организмов на водозаборных сооружениях АЭС.

К наиболее изученным вопросам восточной части Финского залива относятся исследования по ихтиофауне. Ихтиофауна (от греческого ихтион — рыба) Финского залива окончательно сформировалась уже в послеледниковое время. Заселение «жилища» шло долго; жильцы были их разных мест. Поэтому здесь можно встретить и представителей тепловодной пресноводной ихтиофауны (например, многие виды рыб из семейства карповых), и настоящего морского арктического по происхождению четырехрогого бычка — реликтовый вид. Есть в Балтике и эндемики — балтийская треска и балтийская сельдь — салака.

Ихтиофауна Финского залива насчитывает 75 видов из 32 семейств, зарегистрированных в морских водах [26, 31, 32]. В это число входят морские и проходные (анадромные и катадромные) рыбы, а также рыбы пресноводного комплекса, выходящие в слабосоленые воды; небольшую группу составляют разнородные рыбы, размножающиеся и в пресной, и в морской воде. Наиболее многочисленна салака, дающая 66-72 % уловов по Финскому заливу. Далее, в порядке убывания в уловах, следуют килька (шпрот) (около 8,2 %), корюшка (8,1 %), ерш (6,9 %), плотва (0,95 %), судак (0,9 %), лещ (0,8 %), окунь (0,54 %), речная минога (0,24 %), ряпушка (0,2 %), сиг (0,04 %), лосось, кумжа, щука, сырть, налим, угорь, треска, речная камбала. Значительная часть остальных видов — редкие гости в Финском заливе, лишь изредка заходящие из открытых вод Балтики. В прибрежной зоне (в уловах неводом) обычно попадаются уклея, пескарь, окунь, плотва, трехиглая колюшка [33].

Финский залив — один из важнейших промысловых районов Балтийского бассейна. Основными районами добычи рыбы в Финском заливе является его восточ-



Рис. 2.164. Восточная часть Финского залива с зонами промышленного рыболовства [35]

ная часть — от р. Невы до о-ва Гогланд, где до 1980 года вылавливалось 68,2-91,2 % от общего количества рыбы, которая добывалась в водоемах Ленинградской области [34] (рис. 2.164).

Общий вылов рыбы в Финском заливе в 1967-1974 годах составлял 24-43,4 тыс. т, а годовая продукция достигала 40 кг/га [34]. Промысел охватывал 15-20 видов. Самыми массовыми промысловыми видами в Финском заливе раньше были салака (балтийская сельдь), шпрот (балтийская килька), лососевые виды. В Эстонии, Финляндии и России доля салаки в общем улове в разные годы составляла примерно от половины до трех четвертых, 55-74 %. Ежегодный вылов лосося в тридцатые годы XX века во всем Балтийском море был около 110 т, а в пределах СССР — 30-40 т.

За последние десятилетия среднегодовые уловы рыбы всех видов в восточной части Финского залива значительно сократились: в 1981-1985 годах они составляли 21,9 тыс. т, в 1986-1990 годах — 20,9, в 1991-1995 годах — 15 тыс. т [34]. К 2000 году уловы снизились в полтора раза, а за период с 2000 по 2012 годы сократились еще в несколько раз: с 10,5 до 2,8 тыс. т [36, 37].

Для Копорской губы рыбный промысел местного населения естественным образом стал первым объектом таких исследований. В более поздних исследованиях важное место стала занимать оценка устойчивости рассматриваемых экосистем под действием различных факторов, а также ранжирование этих факторов по степени их влияния на экосистемы.

Основой пищевой цепочки (ее исходным звеном) морской экосистемы является фитопланктон. Первые сведения о водорослях Копорской губы принадлежат

Дж. Брандту [38], который в первой половине XIX века нашел 15 видов и внутривидовых таксонов водорослей, принадлежащих отделам *Pyrrophyta* и *Bacillriophyta*. Понятно, что в те далекие времена инструментарий не позволял составить достаточно полную классификацию фитопланктона. Поэтому более важное значение для последующих исследований имела работа И. А. Киселева, выполненная в 30-х годах уже следующего XX столетия [39]. Он обнаружил в фитопланктоне Копорской губы 30 разновидностей и форм водорослей из отделов *Cyanophyta*, *Pyrrophyta*, *Bacillriophyta*, *Xanthophyta* и *Chlorophyta*.

Спустя более 40 лет фитопланктон Копорской губы вновь оказался в поле зрения исследователей. В 1977 году сотрудниками зоологического института (ЗИН АН СССР) проводилось комплексное изучение влияния механического воздействия и температуры на водную экосистему Копорской губы [40]. Исследования велись в водозаборном и водосбросном каналах ЛАЭС. В фитопланктоне найдено 75 видов и внутривидовых таксонов водорослей, относящихся к отделам *Cyanophyta*, *Pyrrophyta*, *Bacillriophyta* и *Chlorophyta*. Существенных различий в видовом составе водорослей в обогреваемой и необогреваемой частях губы в этот период не было отмечено.

В 1978-1979 годах с марта по ноябрь проводилось исследование фитопланктона Копорской губы в зоне действия сбросных вод ЛАЭС [41]. Пробы отбирались еженедельно на двух постоянных станциях 1 и 2, расположенных соответственно в водозаборном и водосбросном каналах. Вне зоны действия ЛАЭС в качестве контрольной была выбрана точка 3, отбор проб в ней проводился нерегулярно [42]. За два сезона было отмечено 180 видов и внутривидовых таксонов водорослей, которые в систематическом отношении распределяются следующим образом: *Cyanophyta* — 42, *Pyrrophyta* — 4, *Bacillriophyta* — 81, *Xanthophyta* — 4, *Chlorophyta* — 48, *Euglophyta* — 3. Наибольшим видовым разнообразием и количественным развитием в фитопланктоне отличаются сине-зеленые (*Cyanophyta*), диатомовые (*Bacillriophyta*) и зеленые (*Chlorophyta*) водоросли, присутствие которых в пробах отмечено на протяжении всего вегетационного периода.

В работе [42] приводятся максимальные значения численности ряда доминантных видов в фитопланктоне Копорской губы (таблица 2.152).

Таблица 2.152. Максимальные значения численности ряда доминантных видов в фитопланктоне Копорской губы в период 1978-1979 годы на 3 станциях пробоотбора [42]

Группа водорослей	Значения максимальной численности, тыс. клеток/л							
	1978	1979						Год
		Весна		Лето		Осень		
		ст. 1	ст. 2	ст. 1	ст. 2	ст. 1	ст. 2	
Сине-зеленые	6 300	638	2 280	7 284	9 944	6 200	3 554	2 384
Диатомовые	16 280	4 780	4 336	1 764	2 796	1 264	624	
Зеленые	765	3 372	684	1 016	456	352	124	

Сопоставляя данные исследований 1978-1979 годов с результатами работы И. А. Киселева, можно видеть, что доминирующий комплекс водорослей претер-

пел незначительные изменения. Рассмотренные в трех исследованиях результаты в целом можно считать некоторой отправной точкой для изучения техногенного влияния на экосистему Копорской губы.

Зоопланктон (сообщество мелких водных животных, свободно плавающих в толще воды) является первичным потребителем фитопланктона, а с другой стороны, представляет собой источник пищи для многих видов рыб. В качестве «фоновых» данных могут быть использованы материалы наблюдений за динамикой численности зоопланктона, собранные в течение 1974-1978 годов на трех стационарных пунктах в Лужской и Копорской губе в условиях малонарушенного естественного режима при средней частоте отбора 2 раза в месяц [43]. Данные наблюдений были обработаны математически с помощью теории временных рядов. Во временной динамике наиболее характерен период в 1 год. Для большинства видов зоопланктона имеют место также изменения с периодом в 6 месяцев, амплитуда этих колебаний заметно меньше годовой. Для коловраток статистически значимы колебания с периодом в 4 месяца. Для естественного состояния наблюдаемых участков Финского залива не выявлено межгодовой изменчивости у большинства видов зоопланктона, что свидетельствует о стабильности процесса их сезонной динамики.

Фауна Копорской губы из-за низкой солености воды весьма гетерогенна. В ней обитают морские, полупроходные, пресноводные и разнovidные виды.

Ихтиологические натурные исследования в Копорской губе ведут свое начало от результатов работы, выполненных Л. С. Бергом в 1940 году [31]. В сводке по рыбам Финского залива было отмечено 72 вида, относящихся к 29 семействам рыб и 1 семейству круглоротых.

В 1979 году в значительной степени рекогносцировочные исследования были нацелены на уточнение видового состава ихтиофауны Копорской губы. В этом исследовании в Копорской губе было обнаружено 44 вида рыб и 1 вид круглоротых [44]. Ихтиофауна включала в себя 10 морских видов, из которых 3 появились в последние годы (малый и песчаный бычок, балтийская песчанка). Авторы полагают, что восточная часть Копорской губы является самой восточной точкой ареала таких видов, как пинагор и балтийский шпрот.

Проходных рыб в Копорской губе и реках ее бассейна 7 видов. В исследовании [44] были зарегистрированы: речная минога, проходной сиг, ряпушка, корюшка и речной угорь, а также в единичных экземплярах благородный лосось и кумжа. Материалы 1934 года показывают, что эти виды были многочисленны, промышленный лов в Нарвской, Лужской и Копорской губах составлял 393,7 ц [31]. В реках Коваш и Воронка, впадающих в восточную часть Копорской губы, среднегодовой улов кумжи в 1949-1954 годах составлял около 10 ц [45], а в 1975-1980 годах промышленный лов лососевых рыб в Копорской губе был уже на уровне 1 ц/год. В уловах исследований 1979-1980 лосось не отмечен [44].

Уже первые наблюдения показали, что в месте сброса теплых вод в залив в весенне-летний период собирается много представителей пресноводных рыб, таких как судак, лещ, плотва, сырть, окунь. В данном районе организован промысловый лов. Больше половины выловленной рыбы в июне представлено судаком — 54,2 %, а из карповых наибольшие уловы плотвы — 19,1 % и леща — 5,9 % [44].

Следует отметить, что тепловой сброс АЭС повлиял на рыбное сообщество восточной части Копорской губы. К традиционным районам нереста рыб добавил-

ся разнообразный по экологическим условиям сбросной канал, в котором благодаря температурному режиму, течению и другим абиотическим факторам создались условия для нереста видов, ранее не нерестившихся в Копорской губе [46]. Число видов рыб, размножающихся в Копорской губе, после пуска АЭС возросло почти вдвое с 7-8 видов в 1976 году до 14-16 видов в 1980 году [46].

Вместе с тем в последующие годы стало сокращаться общее число видов, к 2009 году ихтиофауна Копорской губы Финского залива была представлена 35 видами из 14 семейств [47, 48]. Самое многочисленное семейство — семейство карповых — 15 видов, второе место занимают окуневые — 3 вида. Остальные семейства представлены 1-2 видами. Состав ихтиофауны Копорской губы Финского залива на момент начала строительства ЛАЭС-2 представлен в таблице 2.153 [48].

Таблица 2.153. Состав ихтиофауны Копорской губы Финского залива [48]

Семейство	Вид
Карповые — <i>Ciprinidae</i>	<i>Abramisbrama</i> (L.) — лещ
	<i>Alburnusalburnus</i> (L.) — уклейка
	<i>Leucaspisdelineatus</i> (L.) — верховка
	<i>Blickabjerkna</i> (L.) — густера
	<i>Gobiogobio</i> (L.) — пескарь
	<i>Carassiusauratusgibelio</i> (Bloch.) — серебряный карась
	<i>Cyprinuscarpio</i> (L.) — сазан, карп
	<i>Leuciscusleuciscus</i> (L.) — елец
	<i>Leuciscuscephalus</i> (L.) — голавль
	<i>Leuciscusidus</i> (L.) — язь
	<i>Pelecuscultratus</i> (L.) — чехонь
	<i>Rutilusrutilus</i> (L.) — плотва
	<i>Scardiniuserythrophthalmus</i> (L.) — красноперка
	<i>Vimbavimba</i> (L.) — сырть
<i>Tincatinca</i> (L.) — линь	
Окуневые — <i>Percidae</i>	<i>Gymnocephaluscernua</i> (L.) — ёрш
	<i>Percafluviatilis</i> (L.) — окунь речной
	<i>Stizostedionlucioperca</i> (L.) — судак
Миноговые — <i>Petromyzontidae</i>	<i>Lampetrafluviatilis</i> (L.) — речная минога
Сельдевые — <i>Clupeidae</i>	<i>Clupeaharengusmembras</i> (L.) — салака
	<i>Sprattussprattus</i> (L.) — шпрот
Лососевые — <i>Salmonidae</i>	<i>Salmosalar</i> (L.) — атлантический лосось
	<i>S. truttatrutta</i> (L.) — кумжа
Сиговые — <i>Coregonidae</i>	<i>Coregonuslavaretus</i> (L.) — сиг
	<i>Coregonusalbula</i> (L.) — ряпушка
Щуковые — <i>Esocidae</i>	<i>Esoxluclus</i> (L.) — щука

Окончание табл. 2.153

Семейство	Вид
Балиторовые — <i>Balitoridae</i>	<i>Barbatulabarbatula</i> (L.) — усатый голец
Вьюновые — <i>Cobitidae</i>	<i>Cobitistaenia</i> (L.) — шиповка
	<i>Misgurnusfossilis</i> (L.) — вьюн
Угревые — <i>Anguillidae</i>	<i>Anguillaanguilla</i> (L.) — угорь европейский
Тресковые — <i>Lotidae</i>	<i>Lotalota</i> (L.) — налим
	<i>Gadusmorua</i> (L.) — треска
Колюшковые — <i>Gasterosteidae</i>	<i>Gasterosteusaculeatus</i> (L.) — трехиглая колюшка
Бычковые — <i>Cottidae</i>	<i>Cottusgjbio</i> (L.) — подкаменщик
Камбаловые — <i>Pleuronectidae</i>	<i>Platichthysflesus</i> (L.) — речная камбала

На основании анализа результатов уловов, проведенных в рамках ихтиологического мониторинга 2010-2014 годов, было установлено, что средняя суммарная масса отловленных рыб на контрольных участках площадью 900 м² составляла 4,05 кг. Соответственно общая средняя рыбопродуктивность в изучаемой части акватории Копорской губы в пересчете на 1 га составляет 45 кг/га [48].

Говоря об экосистеме Копорской губы, не следует забывать, что это часть Финского залива и многие черты у этих двух разномасштабных систем общие, в частности, динамика биоресурсов этих водоемов. Поэтому следует рассматривать ихтиофауну Копорской губы во взаимосвязи с Финским заливом.

Сокращение уловов коснулось основных промысловых рыб Финского залива. Динамику видов, составляющих ядро в ихтиофауне Копорской губы, иллюстрирует рис. 2.165 [49].

Рассматриваемый период охватывает весь пока неполный жизненный цикл ЛАЭС. За 50 лет вылов рыбы в Финском заливе сократился более чем на порядок

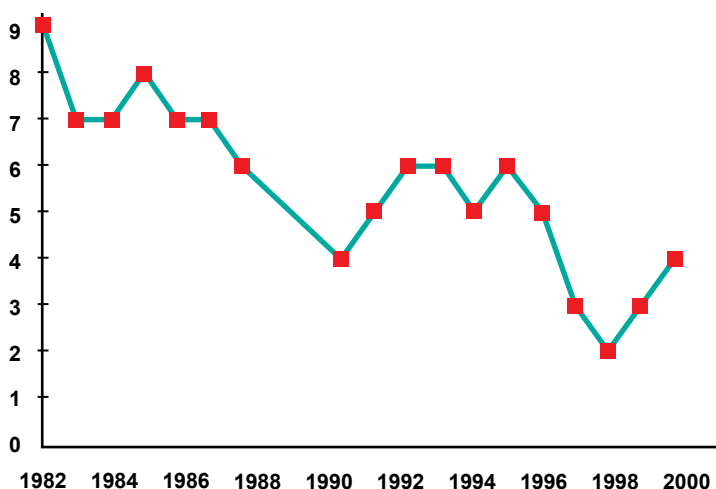


Рис. 2.165. Число основных промысловых видов рыбы в Копорской губе [49]



Рис. 2.166. Динамика вылова салаки в Финском заливе [36, 50]

величины³⁹. Для иллюстрации сложившегося положения с рыбным промыслом на рис. 2.166 показана динамика основного промыслового вида — салаки (балтийская сельдь, *Clupea harengus membras*).

Причины этих изменений требуют глубокого аналитического анализа разносторонних фактических данных как регионального, так и глобального масштабов.

В работе [35] исследуется состояние популяции судака в Финском заливе и влияние природных и антропогенных факторов на него, поскольку для этого вида порог чувствительности к отрицательным воздействиям различных абиотических и биотических факторов среды на ранних этапах развития намного выше, чем у молоди других видов рыб.

Основным кормовым объектом взрослого судака являются мизиды и корюшка. Корюшка, в свою очередь, занимает важное место в ихтиофауне восточной части Финского залива, с одной стороны, как важное звено пищевой цепочки судака, а с другой — как промысловый вид. Динамика этого вида по 5-летним уловам в восточной части Финского залива отражена на рис. 2.167 [35, 51, 52].

В первой половине 1950-х годов улов корюшки увеличивается, что связано с послевоенным восстановлением промысла, достигнув в 1955 году 2766 т. Дальнейшее увеличение шло из-за повышения продукционного потенциала Финского залива, длившегося до 1968 года. Далее уловы корюшки стали снижаться, в 1979 году снизились до 852 т. В последующие годы уловы вновь увеличились, достигнув максимума в 3675-3536 т в 1987 и 1989 годах, после случилось падение, которое длилось до 2008 года, когда среднегодовые уловы не превышали 200 т. Но затем вылов вида начал постепенно возрастать. На состояние запасов корюшки повлияли естественные факторы и антропогенные, которые связаны с уничтожением ее

³⁹ Рассматривается вылов советскими и российскими рыбаками.

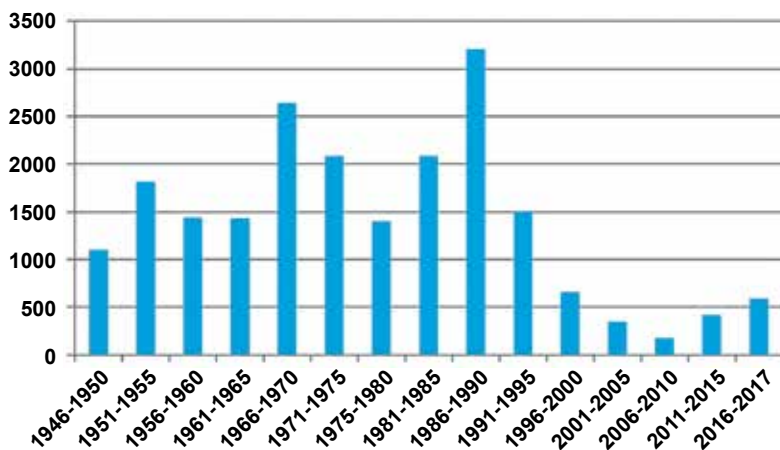


Рис. 2.167. Среднегодовые (по пятилетиям) уловы корюшки в восточной части Финского залива, т [35, 51, 52]

нерестилиц в Невской губе при дноуглубительных работах, браконьерстве и неучтенного лова [51].

В зависимости от количества корюшки в бассейне изменялась и динамика вылова судака, она показана на рис. 2.168 [35, 51, 52] по среднегодовым (пятилетиям) уловам с 1946 года по настоящее время.

Об уловах рыбы в разные периоды наблюдений пишет В. Л. Зимин на сайте «Друзья Балтики» [49], в частности там приводится выдержка из газетных сообщений.

Вот что писала в 1871 году одна петербургская газета об уловах в устье Невы: «...лет 35-40 тому назад в сутки вылавливалось до тысячи штук лосося, за один замет невода попадалось 80-150 штук... самые мелкие весили полпуда, бывали и 35-фунтовые». Как видим, уже тогда стало заметно сокращение запасов этих ценнейших рыб.

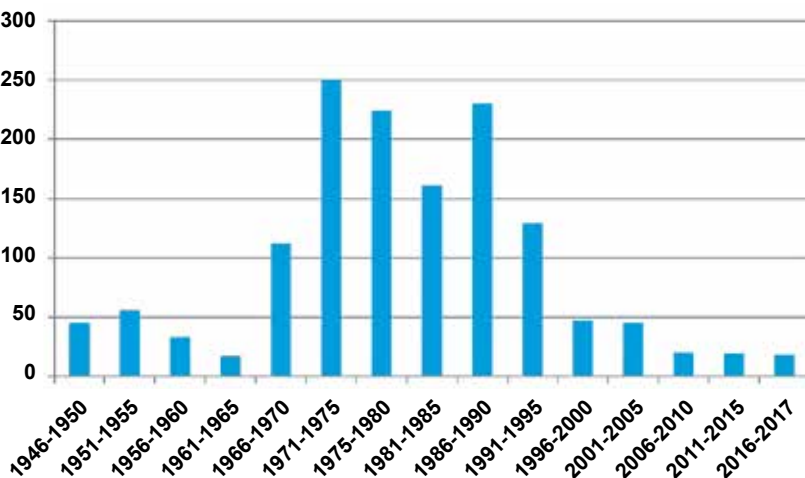


Рис. 2.168. Среднегодовые (по пятилетиям) выловы судака в восточной части Финского залива, т [35, 51, 52]

2.6.4. Систематизация радиоэкологической информации

Предприятия атомной отрасли, несмотря на развитие разноплановой промышленности, остаются ведущими градообразующими в Сосновоборской агломерации. В некоторой степени этим обусловлено и повышенное внимание к их экологическому воздействию на природную среду и той роли, которую они играют в оценке рисков для здоровья населения. Рассматривая все предприятия отрасли в целом, можно отметить, что они имеют сложную структуру, многофункциональную направленность и уже в силу этого прямо или косвенно влияют на все развитие региона, включая такие аспекты экологического воздействия, как изменение ландшафта, образование и накопление отходов, модификация видового состава местных биотопов и др. В этом разделе мы затронем традиционную, но далеко не самую существенную сторону техногенного воздействия предприятий отрасли, а именно ее радиационную составляющую.

Общий вид промышленной зоны показан на рис. 2.162.

2.6.4.1. Радиоактивные выбросы в атмосферу

Контроль за радиоактивными выбросами и сбросами предприятий отрасли, расположенных в рассматриваемом регионе, был заложен с самого начала их эксплуатации. Что касается атомной станции, то к моменту пуска 1-го энергоблока существовала уже отлаженная система организации такого радиационного контроля и более того, именно в регионе ЛАЭС была задумана и частично реализована более глубокая схема экологических наблюдений за состоянием окружающей среды. В этом направлении сотрудники лаборатории экологических исследований НИТИ совместно с учеными из других институтов явились во многом первопроходцами, внедряющими передовые научные идеи и разработки в практическую деятельность.

Выбросы в атмосферу и загрязнение территории

Данные о газоаэрозольных выбросах в атмосферу регламентируемых радионуклидов на ЛАЭС в динамике за период с 1977 по 2019 годы приведены на рис. 2.169-2.172.

Данные по выбросам ИРГ за первые 3 года эксплуатации сохранились в станционных рабочих журналах. Одному из авторов приходилось в 1970-е годы анализировать суточный ход этих выбросов. Однако в официальные справочники эти данные пока не вошли. Следует сказать, что хотя для ЛАЭС (не входила в структуру Минэнерго) до 1985 года действовали «свои» разрешенные выбросы, вызванные последствиями аварии, они, во-первых, не сильно отличались от регламентируемых СП АЭС-79 [53], а во-вторых, и это главное, не входили в противоречие с действующими нормами по дозовым нагрузкам на население

В конце 1975 года на блоке произошел инцидент, в результате которого графит кладки был загрязнен топливными элементами. В результате в следующем 1976 году существенно выросли выбросы ИРГ. Публикаций научного характера на этот счет немного. В этот период по согласованию с Минздравом для ИРГ были установлены временные допустимые выбросы (ВДВ) на уровне примерно $1 \cdot 10^5$ ТБк/год. Как видно из рис. 2.169, фактические выбросы инертных радиоактивных газов были существенно ниже временно допустимых. При этом наблюдается заметное

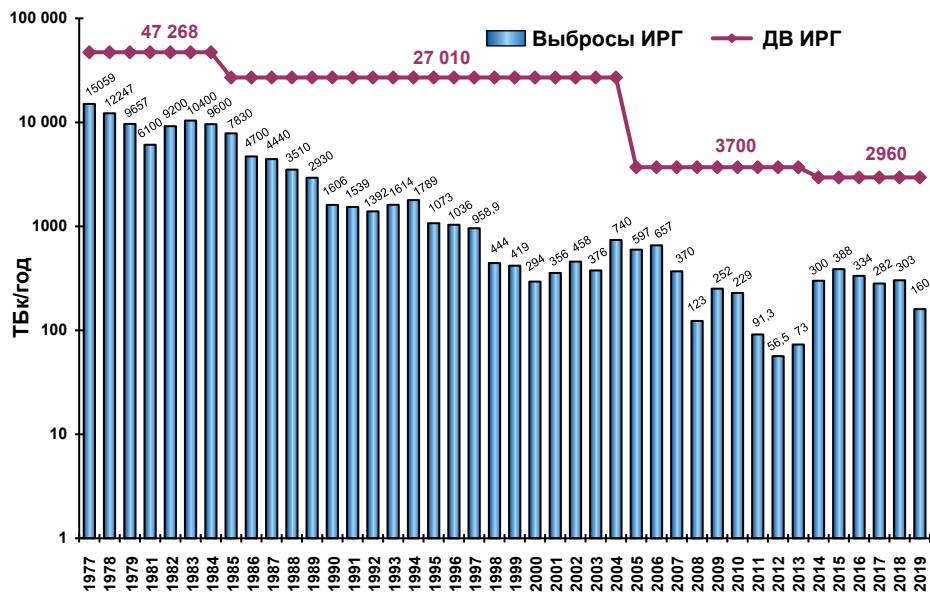


Рис. 2.169. Динамика годовых выбросов ИРГ в атмосферу за период эксплуатации ЛАЭС, ТБк/год

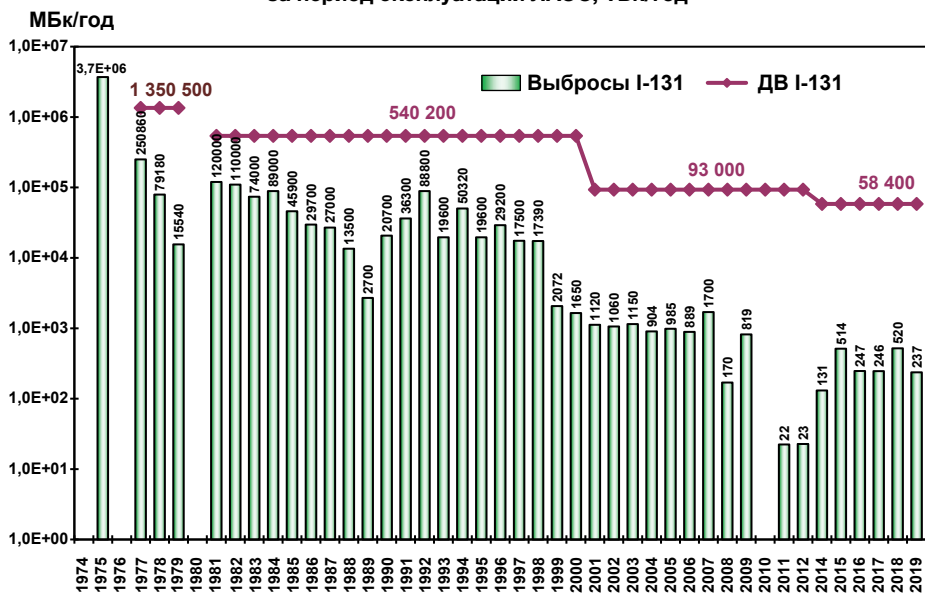


Рис. 2.170. Динамика годовых выбросов ^{131}I в атмосферу за период эксплуатации ЛАЭС

снижение выбросов, которые за 40 лет эксплуатации сократились примерно в 50 раз. Все это говорит в первую очередь о повышении культуры производства.

Следует отметить, что консервативные расчеты дозовых нагрузок на население от выбросов ИРГ в период 1981-1985 годов составляли для 1-й очереди ЛАЭС

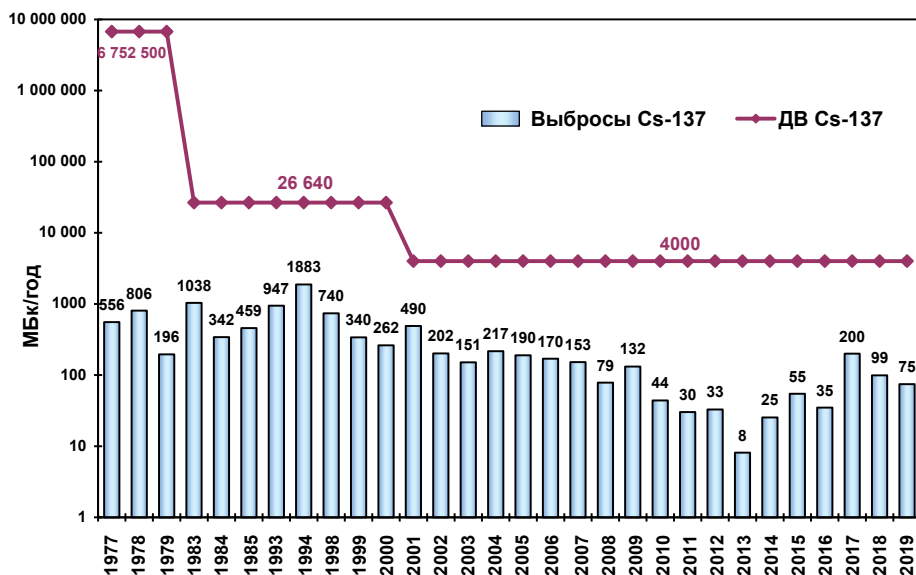


Рис. 2.171. Динамика годовых выбросов ^{137}Cs в атмосферу за период эксплуатации ЛАЭС

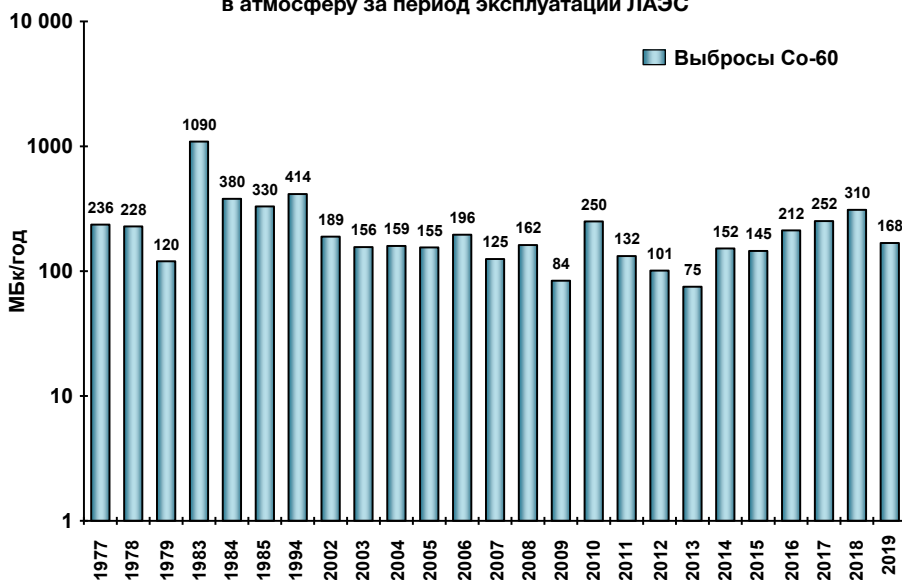


Рис. 2.172. Динамика годовых выбросов ^{60}Co в атмосферу за период эксплуатации ЛАЭС

примерно 20 мкЗв/год, а для 2-й очереди — примерно 10 мкЗв/год [54]. Оценки дозы от выбросов ИРГ даны в диссертации Л. Д. Блиновой [55], в дочерно-быльский период, 24-30 мкЗв/год. Это согласуется с оценками, представленными и в книге [56], 31 мкЗв/год.

Таблица 2.154. Газоаэрозольные выбросы в окружающую среду энергоблоков РБМК-1000 на Ленинградской АЭС в 2019 году

Период		Регламентируемые радионуклиды				
		ИРГ (любая смесь)	¹³¹ I (газовая + аэрозольная форма)	⁶⁰ Co	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
Выбросы за месяц, Бк	1	1,30·10 ¹³	9,03·10 ⁶	5,69·10 ⁶	3,74·10 ⁶	3,82·10 ⁶
	2	8,75·10 ¹²	4,38·10 ⁶	7,07·10 ⁶	2,15·10 ⁶	3,31·10 ⁶
	3	1,05·10 ¹³	4,43·10 ⁶	1,31·10 ⁷	2,04·10 ⁶	2,66·10 ⁶
	4	8,99·10 ¹²	6,40·10 ⁶	2,92·10 ⁷	1,82·10 ⁶	3,31·10 ⁶
	5	9,64·10 ¹²	1,12·10 ⁸	2,05·10 ⁷	2,09·10 ⁶	2,18·10 ⁶
	6	1,25·10 ¹³	5,40·10 ⁶	1,28·10 ⁷	1,79·10 ⁶	4,40·10 ⁶
	7	1,60·10 ¹³	1,17·10 ⁷	9,65·10 ⁶	1,55·10 ⁶	3,06·10 ⁶
	8	1,54·10 ¹³	6,31·10 ⁶	1,12·10 ⁷	1,93·10 ⁶	3,49·10 ⁶
	9	1,69·10 ¹³	9,42·10 ⁶	4,49·10 ⁶	2,46·10 ⁶	2,60·10 ⁶
	10	1,72·10 ¹³	6,75·10 ⁶	1,55·10 ⁷	2,67·10 ⁶	4,33·10 ⁶
	11	8,89·10 ¹²	1,70·10 ⁷	7,19·10 ⁶	2,89·10 ⁶	1,56·10 ⁷
	12	1,24·10 ¹³	6,91·10 ⁶	8,52·10 ⁶	3,05·10 ⁶	4,44·10 ⁶
Суммарный выброс за год, Бк		1,50·10 ¹⁴	2,00·10 ⁸	1,45·10 ⁸	2,82·10 ⁷	5,32·10 ⁷
Допустимый выброс, Бк/год		2,96·10 ¹⁵	5,84·10 ¹⁰	2,50·10 ⁹	1,40·10 ⁹	4,00·10 ⁹
Процент от ДВ за год		5,07	0,34	5,80	2,01	1,33

Выброс ¹³¹I (как и ряда других радионуклидов) в целом за 1975 год связан с инцидентом и основан на весьма приблизительных экспертных оценках кратковременного выброса, связанного с продувкой аварийного реактора.

Небольшой рост выбросов ¹³¹I и ⁶⁰Co в 2017 и 2018 годах мог быть обусловлен ростом производства изотопов на ЛАЭС, таких как ⁴⁰ ⁹⁹Mo, ¹²⁵I и ¹³¹I, ⁶⁰Co. Эти изотопы широко применяются во всем мире в диагностике и лечении онкологических заболеваний. Производство ⁶⁰Co на ЛАЭС, который поставляется, например, в Канаду и широко используется в медицине и промышленности, составило в 2017 году ≈ 400 ПБк, или 30 % мировой потребности. ¹³¹I, необходимый для производства радиофармпрепаратов, применяемых при лечении рака щитовидной железы, атомная станция начала нарабатывать в июле 2017 года и за шесть месяцев поставила его в объеме, эквивалентном примерно 300 тыс. онкологических процедур, что составляет около 30 ПБк. На ЛАЭС планируют начать наработку двух новых изотопов — самария-153 и лютеция-177. Эти изотопы также востребованы в лечении и диагностике онкологических заболеваний.

⁴⁰ По материалам журнала «РОСЭНЕРГОАТОМ».

Таблица 2.155. Газоаэрозольные выбросы в окружающую среду энергоблока № 1 ВВЭР-1200 на Ленинградской АЭС в 2019 году

Период	Регламентируемые радионуклиды							
	ИРГ (любая смесь)	¹³¹ I (газовая + аэрозольная форма)	⁶⁰ Co	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	³ H	¹⁴ C	
Выбросы за месяц, Бк	1	$1,16 \cdot 10^{12}$	$2,24 \cdot 10^6$	$4,47 \cdot 10^5$	$2,24 \cdot 10^5$	$2,24 \cdot 10^5$	$5,59 \cdot 10^7$	$1,12 \cdot 10^7$
	2	$1,45 \cdot 10^{12}$	$2,38 \cdot 10^6$	$4,77 \cdot 10^5$	$2,38 \cdot 10^5$	$2,38 \cdot 10^5$	$6,61 \cdot 10^7$	$1,19 \cdot 10^7$
	3	$1,33 \cdot 10^{12}$	$2,64 \cdot 10^6$	$5,28 \cdot 10^5$	$2,64 \cdot 10^5$	$2,64 \cdot 10^5$	$6,60 \cdot 10^7$	$1,32 \cdot 10^7$
	4	$1,11 \cdot 10^{12}$	$2,14 \cdot 10^6$	$4,28 \cdot 10^5$	$2,14 \cdot 10^5$	$2,14 \cdot 10^5$	$5,34 \cdot 10^7$	$1,07 \cdot 10^7$
	5	$2,45 \cdot 10^{12}$	$4,79 \cdot 10^6$	$9,59 \cdot 10^5$	$4,79 \cdot 10^5$	$4,79 \cdot 10^5$	$1,20 \cdot 10^8$	$2,40 \cdot 10^7$
	6	$1,36 \cdot 10^{12}$	$2,68 \cdot 10^6$	$5,37 \cdot 10^5$	$2,68 \cdot 10^5$	$2,68 \cdot 10^5$	$6,71 \cdot 10^7$	$1,34 \cdot 10^7$
	7	$1,66 \cdot 10^{11}$	$1,27 \cdot 10^6$	$1,27 \cdot 10^6$	$1,27 \cdot 10^6$	$1,27 \cdot 10^6$	$3,17 \cdot 10^7$	$3,17 \cdot 10^6$
	8	$1,65 \cdot 10^{11}$	$1,22 \cdot 10^6$	$1,22 \cdot 10^6$	$1,22 \cdot 10^6$	$1,22 \cdot 10^6$	$4,53 \cdot 10^9$	$1,84 \cdot 10^9$
	9	$2,37 \cdot 10^{11}$	$1,28 \cdot 10^6$	$1,34 \cdot 10^6$	$1,28 \cdot 10^6$	$1,28 \cdot 10^6$	$1,29 \cdot 10^{10}$	$6,59 \cdot 10^9$
	10	$2,04 \cdot 10^{11}$	$2,02 \cdot 10^6$	$2,31 \cdot 10^6$	$2,02 \cdot 10^6$	$2,02 \cdot 10^6$	$2,75 \cdot 10^{10}$	$3,33 \cdot 10^8$
	11	$2,20 \cdot 10^{11}$	$6,64 \cdot 10^6$	$6,64 \cdot 10^6$	$6,64 \cdot 10^6$	$6,64 \cdot 10^6$	$3,72 \cdot 10^{10}$	$8,28 \cdot 10^9$
	12	$1,94 \cdot 10^{11}$	$7,31 \cdot 10^6$	$7,31 \cdot 10^6$	$7,31 \cdot 10^6$	$7,31 \cdot 10^6$	$2,63 \cdot 10^{10}$	$1,44 \cdot 10^{10}$
Суммарный выброс за год, Бк	$1,00 \cdot 10^{13}$	$3,66 \cdot 10^7$	$2,35 \cdot 10^7$	$2,14 \cdot 10^7$	$2,14 \cdot 10^7$	$1,09 \cdot 10^{11}$	$3,15 \cdot 10^{10}$	
Допустимый выброс 1-го блока ВВЭР-1200, Бк/год	$6,90 \cdot 10^{14}$	$1,80 \cdot 10^{10}$	$7,40 \cdot 10^9$	$9,00 \cdot 10^8$	$2,00 \cdot 10^9$	$3,81 \cdot 10^{14}$	$4,96 \cdot 10^{12}$	
Процент от ДВ за год	1,46	0,20	0,32	2,38	1,07	0,029	0,64	

Современные данные о выбросах ЛАЭС в 2019 году представлены в таблицах 2.154 и 2.155 [57].

В целом годовые выбросы ЛАЭС оставались в 2019 году на уровне значительно ниже допустимых. Случаев превышения установленных допустимых и контрольных уровней выбросов радиоактивных веществ в атмосферу с выбросами станции в течение 2019 года зарегистрировано не было [57].

Данные по выбросам ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» приводятся из отчетов по экологической безопасности и из ежегодников по радиационной обстановке на территории РФ [10, 12, 17, 20, 58-78].

Современные выбросы радионуклидов ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» представлены в таблице 2.156.

Динамика суммарных выбросов ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» в атмосферу представлена на рис. 2.173.

Таблица 2.156. Выбросы ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова», Бк/год [59, 79]

Радионуклид	ДВ	Фактический выброс	
		2017	2018
ИРГ	$8,20 \cdot 10^{15}$	$6,68 \cdot 10^{12}$	$3,76 \cdot 10^{11}$
^{137}Cs	$6,29 \cdot 10^9$	$9,80 \cdot 10^3$	$3,35 \cdot 10^5$
^{90}Sr	$1,58 \cdot 10^{10}$	$4,50 \cdot 10^3$	$2,10 \cdot 10^5$

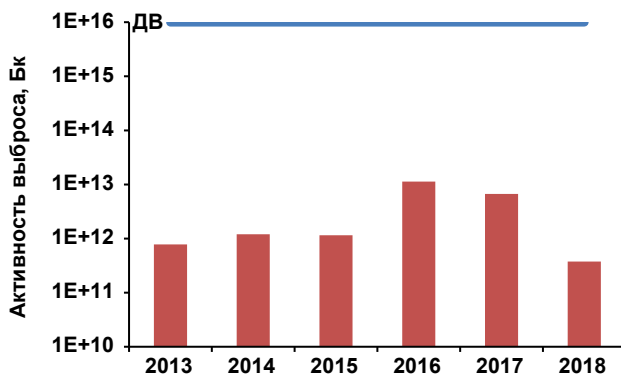


Рис. 2.173. Динамика газоаэрозольных выбросов ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова»

Активность атмосферных выбросов ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» практически полностью определяется ИРГ и не превышает 0,005 % от ДВ (рис. 2.174). Суммарный выброс ИРГ ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» примерно на два-три порядка величины ниже, чем ЛАЭС.

Выбросы ^{137}Cs ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» на три-четыре порядка ниже по сравнению с Ленинградским отделением ФГУП «ФЭО» и ЛАЭС (рис. 2.175) [60-79].

Ленинградское отделение ФГУП «ФЭО» осуществляет выбросы радиоактивных веществ в атмосферу в результате технологической деятельности по переработке РАО. На этом предприятии имеется 55 источников выбросов радиоактивных веществ в атмосферу. Все источники выбросов организованные, что позволяет обеспечить высокую эффективность очистки [7].

Выбросы радионуклидов в атмосферу Ленинградского отделения ФГУП «ФЭО» ниже допустимых. В таблице 2.157 приводятся данные по выбросам за период 2010-2018 годов.

Следует учесть, что выбросы Ленинградского отделения ФГУП «ФЭО», которые в последнее десятилетие выше, чем у ЛАЭС, производятся на значительно меньшую высоту. Из-за низкой высоты вентиляционных труб значительная часть радиоактивных аэрозолей оседает в 17-километровой зоне, включая и ее морскую часть. Так, по нашим оценкам около 80 % выброшенного через вентиляционные трубы ^{137}Cs остается во внешней среде зоны наблюдения ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» и ЛАЭС.

№	Наименование основных загрязняющих веществ	Разрешенный допустимый выброс (ДС), Бк/год	Фактический выброс	
			Бк	% от ДВ
1	Сумма ИРГ, включая:	$8,199 \cdot 10^{15}$	$3,76 \cdot 10^{10}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$
	⁴¹ Ar	$8,85 \cdot 10^{14}$	$3,38 \cdot 10^{10}$	$3,8 \cdot 10^{-3}$
	⁸⁵ Kr	$4,16 \cdot 10^{13}$	$4,20 \cdot 10^7$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
	^{85m} Kr	$1,97 \cdot 10^{14}$	$1,88 \cdot 10^{10}$	$9,5 \cdot 10^{-3}$
	⁸⁷ Kr	$1,97 \cdot 10^{14}$	$4,14 \cdot 10^{10}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$
	⁸⁸ Kr	$6,64 \cdot 10^{14}$	$7,52 \cdot 10^{10}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$
	¹³³ Xe	$4,42 \cdot 10^{15}$	$1,02 \cdot 10^{11}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$
	¹³⁵ Xe	$1,77 \cdot 10^{15}$	$1,05 \cdot 10^{11}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$
2	¹³⁷ Cs	$1,58 \cdot 10^{10}$	$2,49 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^{-3}$
	¹³⁷ Sr	$6,29 \cdot 10^9$	$1,17 \cdot 10^5$	$1,9 \cdot 10^{-3}$
	⁶⁰ Co	$2,83 \cdot 10^9$	$2,84 \cdot 10^4$	$1,0 \cdot 10^{-3}$

Рис. 2.174. Состав и активность газоаerosольных выбросов ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» в 2018 году [79]

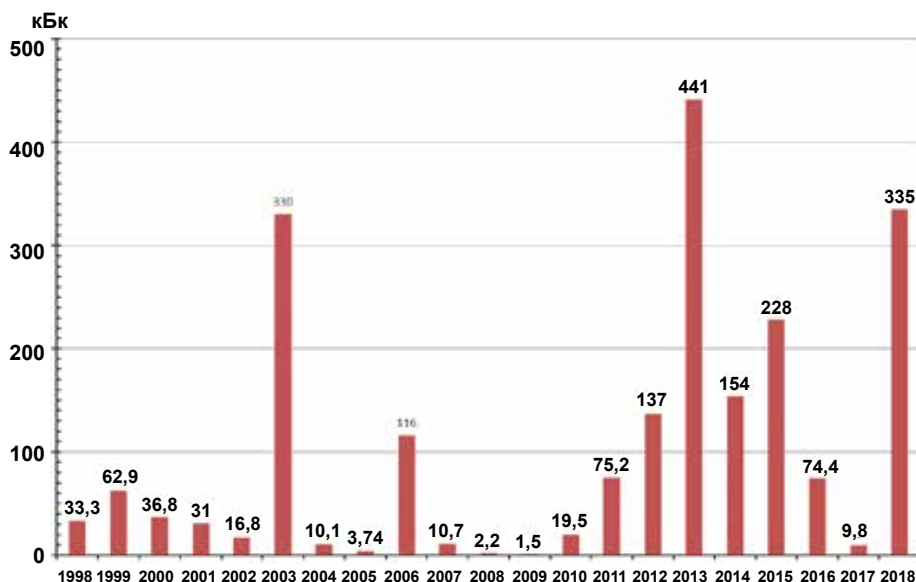


Рис. 2.175. Динамика годовых выбросов ¹³⁷Cs в атмосферу в ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» за 1998-2018 годы

Подводя итоги по радиоактивному загрязнению атмосферного воздуха и окружающей среды за счет выбросов предприятий атомной отрасли Сосновоборской агломерации, полезно хотя бы качественно оценить роль отдельных источников в формировании техногенного загрязнения. В качестве возможного критерия мы предлагаем использовать интегральную оценку содержания такого биологически значимого в радиационной защите изотопа, как ¹³⁷Cs, в районе потенциального воз-

Таблица 2.157. Выбросы радионуклидов в атмосферу Ленинградского отделения ФГУП «РосРАО», Бк/год [7, 17, 69-78]

Год	Нуклид					
	³ H	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³⁹ Pu
2009	1,96·10 ¹²	6,8·10 ⁷	8,5·10 ⁷	1,15·10 ⁷	1,15·10 ⁷	1,7·10 ⁷
2010	—	3,84·10 ⁷	4,8·10 ⁷	9,6·10 ⁶	1,1·10 ⁷	1,1·10 ⁷
2011	—	3,88·10 ⁷	4,85·10 ⁷	9,7·10 ⁶	1,20·10 ⁷	1,2·10 ⁷
2012	4,91·10 ¹²	3,72·10 ⁸	4,65·10 ⁸	9,3·10 ⁷	1,05·10 ⁷	1,05·10 ⁷
2013	4,28·10 ¹²	3,72·10 ⁸	4,30·10 ⁸	8,6·10 ⁷	5,0·10 ⁶	5,0·10 ⁶
2014	9,12·10 ¹¹	3,44·10 ⁸	4,52·10 ⁹	1,5·10 ⁸	4,75·10 ⁶	4,75·10 ⁶
2015	3,37·10 ¹²	2,33·10 ⁸	1,10·10 ⁹	7,0·10 ⁷	8,7·10 ⁶	8,6·10 ⁶
2016	1,71·10 ¹²	3,5·10 ⁸	4,4·10 ⁸	8,8·10 ⁷	7,0·10 ⁶	7,0·10 ⁶
2017	2,40·10 ¹¹	4,60·10 ⁸	5,05·10 ⁸	1,09·10 ⁸	5,0·10 ⁶	5,00·10 ⁶
2018	1,69·10 ¹²	1,68·10 ⁸	2,11·10 ⁸	4,21·10 ⁷	5,24·10 ⁷	5,24·10 ⁷
ДВ (2018)	2,4·10 ¹⁴	3,61·10 ⁹	4,54·10 ⁹	9,07·10 ⁸	1,51·10 ⁸	1,51·10 ⁸

действия атмосферных выбросов. Для Сосновоборской агломерации в качестве такого района может быть выбрана зона наблюдения общей площадью около 900 км², включая и морскую акваторию. Интегральные оценки на настоящем этапе исследования носят предварительный характер, учитывая всю сложность и многообразие факторов формирования радиационной обстановки за счет глобальных и локальных процессов. Тем не менее они показательны, и в этом, несмотря на объяснимые и значительные неопределенности, их научная ценность. В таблице 2.158 приведены вклады различных источников в загрязнение рассматриваемого района.

Таблица 2.158. Вклад различных источников в загрязнение ¹³⁷Cs территории района расположения ЛАЭС площадью 900 км² (по состоянию на 2018 год)

Источник	Активность ¹³⁷ Cs, Бк	Вклад источника, %
Выпадения от аварии на ЧАЭС	4,0·10 ¹²	79,4
Глобальные выпадения	1,0·10 ¹²	20,2
Авария на ЛАЭС 1975 года	1,7·10 ¹⁰	0,3
Выбросы Ленинградского отделения ФГУП «ФЭО», 2010-2018 годы	5,3·10 ⁹	0,10
Выпадения от выбросов ЛАЭС, 1977-2018 годы	8,7·10 ⁸	0,02
Выпадения от аварии на АЭС «Фукусима-1» в 2011 году	2,8·10 ⁷	0,0006
Выпадения от выбросов ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова», 1998-2018 годы	2,8·10 ⁵	0,000006
Итого	5,04·10 ¹²	100

Заметим, что в рассматриваемой зоне нет ни одного населенного пункта, который по распоряжению Правительства Российской Федерации от 28.12.1991 № 237-р [80] был бы отнесен к зонам проживания с социально-льготным статусом (уровни загрязнения почвенного покрова выше 37 кБк/м²). А таких в Ленинградской области насчитывается 44 населенных пункта, и находятся они сравнительно недалеко от ЛАЭС. В таблице 2.158 при оценке вклада Чернобыльской аварии использовалось среднее значение выпадений ¹³⁷Cs в 1986 году — 9,3 кБк/м². Но даже в этом случае вклад Чернобыльской аварии в радиоактивное загрязнение территории техногенного характера составляет около 80 %. А ведь радиоактивному облаку пришлось пройти около 2000 км. Это подчеркивает не столько масштаб аварии на ЧАЭС, сколько ничтожность вклада в загрязнение окружающей среды при эксплуатации предприятий ядерного комплекса.

Подобное представление данных о радиоактивном загрязнении окружающей среды дает дополнительную информацию при расстановке приоритетов в оценке радиационной обстановки.

2.6.4.2. Радиоактивные сбросы в поверхностные водоемы и загрязнение водной среды

Как уже отмечалось выше, исследование загрязнения водной среды (прежде всего Финского залива) предшествовало созданию комплексной системы радиационных наблюдений в рассматриваемом районе. Разрабатывавшаяся система мониторинга должна была ответить на следующие два главных вопроса: какие изменения происходят в окружающей среде, и какова роль отдельных производственных предприятий в формировании этих изменений? Регулярные наблюдения за уровнями загрязнения объектов окружающей среды и разрабатывавшиеся модели оценки по переходу от уровней загрязнения к уровням возможного воздействия на биоту и человека в совокупности с наблюдениями за экологическими параметрами местных экосистем и здоровьем населения должны были в полной мере ответить на поставленные вопросы. Поскольку изменения в водной среде по сравнению с воздушной происходят с меньшими скоростями, на начальном этапе создания системы мониторинга предполагался не непрерывный, а регулярный контроль за сбросами радионуклидов в поверхностные водоемы. К тому же такая организация контроля за сбросами удовлетворяла и технологическим запросам предприятий отрасли. По данным регулярного контроля, зная объемы сбрасываемой воды, можно было оценить и сброс радиоактивных веществ. Подобная же практика существовала и для оценки сбросов химических веществ не только в атомной отрасли, но и повсюду. Отчетность по сбросам была ведомственной. Исследовательские работы были в основном нацелены на происходящие изменения концентраций в воде, в донных отложениях, в водной биоте с целью получения параметров миграции отдельных элементов. Возможно, в силу этих причин в официальных источниках найти количественные оценки сбросов с различных предприятий отрасли за весь период эксплуатации достаточно проблематично. В то же время масштаб таких сбросов был ясен. В некоторой степени это связано с объективными причинами. Так, в период глобальных выпадений и после аварии на ЧАЭС концентрация ¹³⁷Cs в сбросных водах предприятий Соснового Бора теснейшим образом была связана с уровнями загрязнения поверхностных вод этим изотопом от чернобыльских выпадений. По

мере снижения концентрации этого изотопа в объектах окружающей среды и в поверхностных водах происходило и мнимое уменьшение сбросов. В отношении этого радионуклида, а нередко и ^{90}Sr , и ^3H , практически невозможно было выделить вклад предприятий.

В самом деле, напомним, что фоновая концентрация трития в поверхностных водах составляла 380 Бк/м^3 (см. первый раздел настоящей книги). За счет испытаний ядерного оружия и сбросов крупных перерабатывающих ядерное топливо предприятий Англии и Франции количество трития в окружающей среде заметно выросло.

В частности, оценки содержания этого нуклида показывают, что средняя концентрация ^3H в Балтийском море по состоянию на 1985 год составляла 7000 Бк/м^3 (таблица 2.159). Если предположить, что основным механизмом снижения концентрации этого нуклида был только радиоактивный распад, то средняя концентрация к 2016 году должна была снизиться до 1200 Бк/м^3 . Но поскольку Финский залив и Копорская губа разбавляются пресной водой рек значительно сильнее, чем Балтийское море в целом, то концентрация трития в воде должна быть еще ниже, т. е. находиться где-то между 380 и 1000 Бк/м^3 .

Таблица 2.159. Оценка запаса некоторых техногенных радионуклидов во всей водной массе Балтийского моря [81]

Нуклид	Единица	1981	1982	1983	1984	1985	Средняя концентрация, Бк/м ³ (1985 год)
^{90}Sr	ГБк	460	460	430	430	420	19,5
^{137}Cs	ГБк	410	410	430	360	330	14,3
^3H	10^{17} Бк	1,6	1,5	1,3	1,2	1,5	7000

Для объектов ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» система охлаждения основана на прямотоке. Сброс морской воды фактически равен объему забираемой из залива воды. В 2018 году объем сброса составил $43\,707,19$ тыс. м³ [79]. А общий сброс трития в Копорскую губу составил в 2018 году 17 ГБк (рис. 2.176). Этот радионуклид не задерживается никакими устройствами и барьерами, поскольку его основное химическое соединение в сбросах — та же вода.

Нетрудно оценить, что средняя концентрация трития в сбросной воде составляла 360 Бк/м^3 , т. е. была сопоставима с фоновым уровнем для поверхностных вод, характерных до начала использования ядерной энергии, и она ниже, чем текущая концентрация в Балтийском море. Последнее может объясняться неопределенностями оценок для обеих величин. Понятно, что для трития какую-либо добавку изотопа из сбросов ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» в Финский залив заметить таким способом фактически невозможно.

Что же касается сбросов ^{90}Sr и ^{137}Cs , присутствующих в окружающей среде, то тут картина еще более запутана. Взятые количества сброса ^{90}Sr и ^{137}Cs (см. рис. 2.176), поделенные на всю массу сбросной воды, дают очень малые концентрации в сопоставлении с концентрациями заборной воды. Это означает, что определение величины сброса шло по иным путям, а сброс с морской водой техногенных радионуклидов, имеющих другое происхождение, просто не учитывается, поскольку такое загрязнение не относится к деятельности предприятия. Демонстрацией этого факта

№	Наименование основных загрязняющих веществ	Разрешенный допустимый сброс (ДС), Бк/год	Фактический сброс	
			Бк/год	% от ДС
1	^3H	$2,40 \cdot 10^{12}$	$1,68 \cdot 10^{10}$	0,7
2	^{54}Mn	$1,00 \cdot 10^8$	$2,51 \cdot 10^3$	0,003
3	^{90}Sr	$1,20 \cdot 10^7$	$9,22 \cdot 10^5$	7,7
4	^{137}Cs	$3,60 \cdot 10^6$	$1,35 \cdot 10^6$	37,6
Сумма (без учета активности ^3H)			$2,28 \cdot 10^6$	-

Рис. 2.176. Состав и активность сбросов ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» в Копорскую губу 2018 году [79]

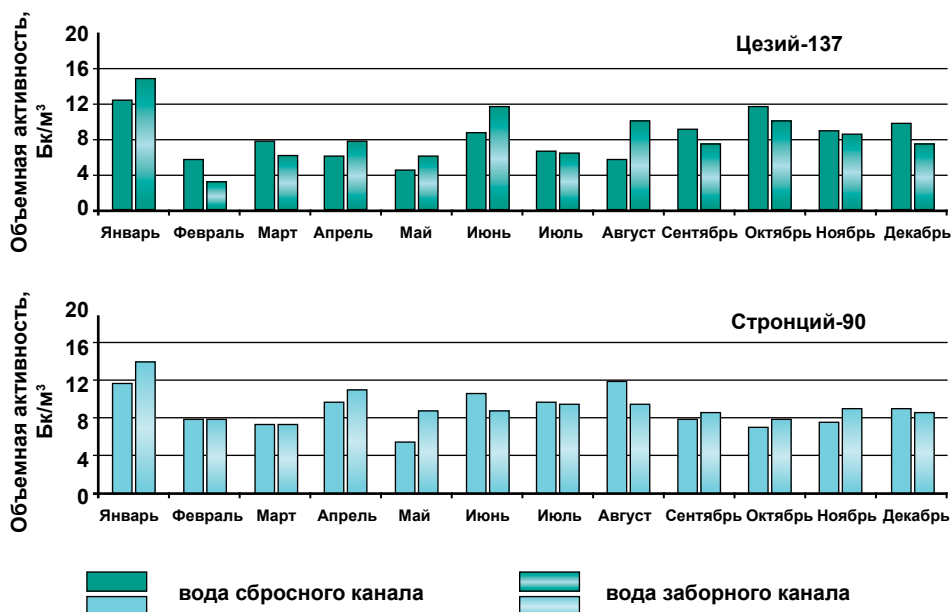


Рис. 2.177. Содержание техногенных радионуклидов в заборной и сбросной воде ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» в течение 2012 года [12]

является сравнение объемной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде заборного и сбросного каналов ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» (рис. 2.177).

Все колебания измеренных значений, отраженных на рис. 2.177, представляют собою естественную вариабельность, связанную как с пробоотбором, приготовлением проб для измерения, так и собственно с погрешностями измерений.

В этом смысле для ЛАЭС, у которой объемы охлаждающей воды более чем на 2 порядка величины больше, чем у ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова», сброс радионуклидов, имеющих глобальное и чернобыльское происхождение, существенно превышает сброс этих же нуклидов с самого предприятия. Так, сброс 17 МБк ^{137}Cs на ЛАЭС в 2018 году, по-видимому, через дебалансные воды, не сопоставим с забором

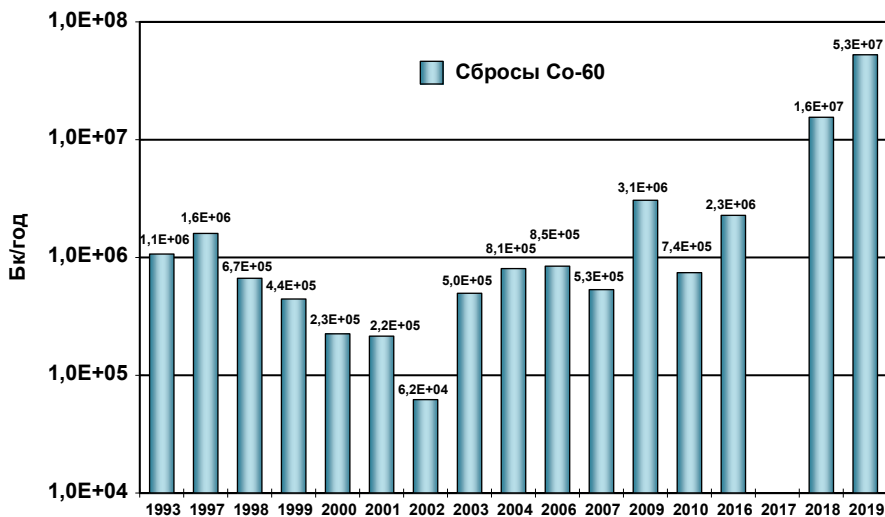


Рис. 2.178. Сбросы со сточными водами ЛАЭС в Копорскую губу Финского залива ^{60}Co в период 1993-2019 гг.

из Финского залива и затем сбросом с охлаждающей водой 56 ГБк этого же нуклида⁴¹, что более чем в 3000 раз больше указанной в отчете по экологической безопасности [82] величины фактического сброса.

Но по ряду техногенных радионуклидов можно более конкретно определить их происхождение. Так, сбросы с ЛАЭС в морскую акваторию стационарного ^{60}Co представлены на рис. 2.178.

Подобная информация полезна не только экологам, но и стационарным специалистам, которые в большинстве случаев понимают, откуда берутся эти малые количества радиоактивного элемента, могущие служить индикаторами протечек или технологических процессов. Так, некоторый рост сбросов ^{60}Co в окружающую среду в 2018 и 2019 годах связан, как уже отмечалось, с ростом объемов производства этого коммерческого нуклида. Впрочем, приведенные данные дают возможность оценивать ситуацию как вполне нормальную.

Величины валовых сбросов и индексы сброса (для энергоблоков РБМК1000 и энергоблока ВВЭР-1200) в 2019 году по нормируемым радионуклидам приведены соответственно в таблицах 2.160 и 2.161 [57].

Поступление в природные водные объекты (Копорская губа Финского залива) радионуклидов, образующихся в результате эксплуатации ЛАЭС, возможно только с дебалансными водами, которые представляют собой избыточный специально доочищенный конденсат (СДК), образующийся в результате очистки трапных вод. Образующиеся трапные воды направляются на переработку на установки спецводоочистки. Переработка трапных вод в зависимости от их солевого состава и источников образования осуществляется либо на установках ионообменной очистки малосолевых вод, либо на выпарных установках с последующей доочисткой кон-

⁴¹ Взяты средняя концентрация ^{137}Cs в воде Копорской губы (11 Бк/м³ — см. ниже подраздел 2.6.5 «Мониторинг») и реальный расход охлаждающей воды в 2018 году.

Таблица 2.160. Сбросы радионуклидов для энергоблоков РБМК-1000 ЛАЭС в 2019 году

Радионуклид	Валовый сброс, Бк	Допустимый сброс, Бк	Индекс сброса
^3H	$1,10 \cdot 10^{11}$	$2,13 \cdot 10^{14}$	$5,16 \cdot 10^{-4}$
^{51}Cr	$6,65 \cdot 10^7$	$5,55 \cdot 10^{13}$	$1,20 \cdot 10^{-6}$
^{54}Mn	$7,60 \cdot 10^6$	$1,16 \cdot 10^{11}$	$6,55 \cdot 10^{-5}$
^{58}Co	$7,64 \cdot 10^6$	$7,09 \cdot 10^{11}$	$1,08 \cdot 10^{-5}$
^{59}Fe	$1,23 \cdot 10^7$	$5,89 \cdot 10^{10}$	$2,09 \cdot 10^{-4}$
^{60}Co	$8,55 \cdot 10^6$	$8,54 \cdot 10^{10}$	$1,00 \cdot 10^{-4}$
^{65}Zn	$1,43 \cdot 10^7$	$1,29 \cdot 10^{11}$	$1,10 \cdot 10^{-4}$
^{89}Sr	$2,42 \cdot 10^7$	$4,46 \cdot 10^{12}$	$5,41 \cdot 10^{-6}$
^{90}Sr	$2,42 \cdot 10^7$	$4,13 \cdot 10^{11}$	$5,85 \cdot 10^{-5}$
^{95}Zr	$1,24 \cdot 10^7$	$2,20 \cdot 10^{11}$	$5,61 \cdot 10^{-5}$
^{103}Ru	$9,50 \cdot 10^6$	$6,67 \cdot 10^{11}$	$1,42 \cdot 10^{-5}$
^{106}Ru	$6,65 \cdot 10^7$	$9,42 \cdot 10^{10}$	$7,06 \cdot 10^{-4}$
^{131}I	$1,24 \cdot 10^7$	$5,22 \cdot 10^{11}$	$2,37 \cdot 10^{-5}$
^{134}Cs	$9,50 \cdot 10^6$	$3,74 \cdot 10^{10}$	$2,54 \cdot 10^{-4}$
^{137}Cs	$9,50 \cdot 10^6$	$5,93 \cdot 10^{10}$	$1,60 \cdot 10^{-4}$
^{141}Ce	$1,43 \cdot 10^7$	$1,19 \cdot 10^{12}$	$1,20 \cdot 10^{-5}$
^{144}Ce	$5,70 \cdot 10^7$	$1,49 \cdot 10^{11}$	$3,83 \cdot 10^{-4}$
<i>Суммарный индекс сброса</i>			$2,69 \cdot 10^{-3}$

Таблица 2.161. Сбросы радионуклидов для энергоблока ВВЭР-1200 ЛАЭС в 2019 году

Радионуклид	Валовый сброс, Бк	Допустимый сброс, Бк	Индекс сброса
^3H	$8,75 \cdot 10^{12}$	$2,13 \cdot 10^{14}$	$4,11 \cdot 10^{-2}$
^{51}Cr	$1,65 \cdot 10^8$	$5,55 \cdot 10^{13}$	$2,97 \cdot 10^{-6}$
^{54}Mn	$6,29 \cdot 10^7$	$1,16 \cdot 10^{11}$	$5,42 \cdot 10^{-4}$
^{58}Co	$6,36 \cdot 10^7$	$5,89 \cdot 10^{10}$	$1,08 \cdot 10^{-3}$
^{59}Fe	$4,79 \cdot 10^7$	$7,09 \cdot 10^{11}$	$6,75 \cdot 10^{-5}$
^{60}Co	$4,40 \cdot 10^7$	$8,54 \cdot 10^{10}$	$5,15 \cdot 10^{-4}$
^{65}Zn	$6,74 \cdot 10^7$	$1,29 \cdot 10^{11}$	$5,22 \cdot 10^{-4}$
^{89}Sr	$4,25 \cdot 10^8$	$6,66 \cdot 10^{12}$	$6,38 \cdot 10^{-5}$
^{90}Sr	$3,09 \cdot 10^8$	$1,26 \cdot 10^{12}$	$2,45 \cdot 10^{-4}$
^{95}Zr	$6,61 \cdot 10^7$	$2,20 \cdot 10^{11}$	$3,01 \cdot 10^{-4}$
^{103}Ru	$2,74 \cdot 10^7$	$6,67 \cdot 10^{11}$	$4,10 \cdot 10^{-5}$
^{106}Ru	$1,40 \cdot 10^8$	$9,42 \cdot 10^{10}$	$1,49 \cdot 10^{-3}$

Окончание табл. 2.161

Радионуклид	Валовый сброс, Бк	Допустимый сброс, Бк	Индекс сброса
^{131}I	$5,61 \cdot 10^7$	$1,30 \cdot 10^{12}$	$4,31 \cdot 10^{-5}$
^{134}Cs	$2,46 \cdot 10^7$	$3,74 \cdot 10^{10}$	$6,56 \cdot 10^{-4}$
^{137}Cs	$2,81 \cdot 10^7$	$5,93 \cdot 10^{10}$	$4,73 \cdot 10^{-4}$
^{141}Ce	$4,31 \cdot 10^7$	$1,19 \cdot 10^{12}$	$3,63 \cdot 10^{-5}$
^{144}Ce	$1,60 \cdot 10^8$	$1,49 \cdot 10^{11}$	$1,07 \cdot 10^{-3}$
^{132}I	$1,99 \cdot 10^7$	$3,59 \cdot 10^{13}$	$5,55 \cdot 10^{-7}$
^{133}I	$5,23 \cdot 10^7$	$6,39 \cdot 10^{12}$	$8,18 \cdot 10^{-6}$
^{134}I	$5,96 \cdot 10^7$	$4,55 \cdot 10^{13}$	$1,31 \cdot 10^{-6}$
^{135}I	$9,30 \cdot 10^7$	$2,05 \cdot 10^{13}$	$4,53 \cdot 10^{-6}$
<i>Суммарный индекс сброса</i>			$4,82 \cdot 10^{-2}$

денсата на ионитах. Перед очистными установками предусмотрена очистка воды от взвесей на намывных перлитных фильтрах. Вода после очистки возвращается в технологический цикл. Избыток СДК и составляет дебалансные воды. Общий объем сброса составил $18\,850\text{ м}^3$ (для энергоблоков РБМК-1000) и $66\,799\text{ м}^3$ (для энергоблока № 1 ВВЭР-1200) [57].

При измерении объемной активности нормируемых радионуклидов в сбросных водах значащие величины получены только для трития, соответственно валовый сброс и индекс сброса для трития рассчитаны с использованием измеренных величин объемных активностей трития в сбросных водах. Для остальных нормируемых радионуклидов измеренные величины объемных активностей не превышали нижних пределов измерения (НПИ) для выбранных методик и условий измерений, поэтому валовый сброс и индекс сброса для каждого из них рассчитаны как произведение объема сброса на $\frac{1}{2}$ НПИ. Согласно результатам радиационного контроля в 2019 году, как и в предыдущие годы, не было случаев несанкционированного поступления радионуклидов в окружающую среду с водными сбросами Ленинградской АЭС [57].

2.6.5. Анализ архивных данных радиационного мониторинга окружающей среды

2.6.5.1. Исторические аспекты организации мониторинга состояния окружающей среды в районе

Общая организация радиационного мониторинга в стране была рассмотрена выше, однако в районах размещения отдельных ОИАЭ имелась своя специфика. В отношении рассматриваемого района такой спецификой являлось расположение объектов на побережье Балтийского моря, которое в силу исторических причин и чисто географических обстоятельств рассматривается экологами как значимое звено в формировании окружающей человека среды для большого числа европей-

ских стран. Сохранение этого моря в благоприятном для местной биоты и для населения прибрежных стран состоянии стало приоритетом политики целого ряда государств.

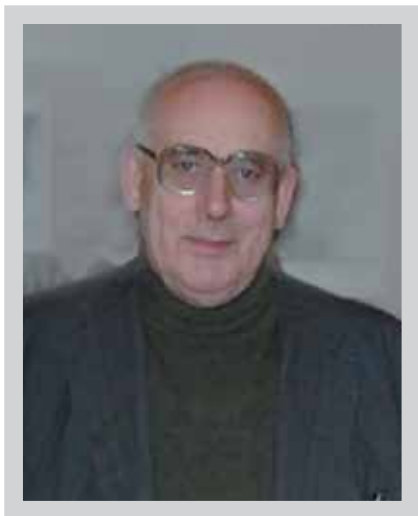
Тот факт, что в 2005 году Международная морская организация (ИМО) присвоила Балтийскому морю статус «особо уязвимого морского района» (ОУМР) и объявила его особой зоной SECA — районом контроля выбросов оксидов серы (РКВОС), должен был значительно облегчить развитие совместных эффективных действий, направленных на повышение устойчивости видов морской деятельности, таких как судоходство, которое остается ключевым источником экономического процветания региона. В последующем выводы Европейского совета 2007 года (European Council conclusions), в которых подчеркивалось, что стратегия для региона Балтийского моря должна быть направлена на решение безотлагательных экологических проблем, относящихся к Балтийскому морю, выразили серьезную озабоченность состоянием морской среды. Выполнение стратегии направлено на сохранение экономического потенциала товаров и услуг, предоставляемых морской экосистемой, таким образом улучшая благосостояние и здоровье людей, живущих в регионе, и должно соответствовать общим задачам Комплексной морской политики. В Плане действий вводится понятие взаимозависимости стран в регионе Балтийского моря в сфере окружающей среды, особенно в отношении загрязнения Балтийского моря.

План действий по Балтийскому морю, принятый в рамках Хельсинкской комиссии (ХЕЛКОМ) всеми девятью государствами Балтийского моря (8 государств-членов и Россия) и Европейским сообществом во время совещания на уровне министров 2007 года, является амбициозной программой, ставящей перед собой цель восстановить надлежащий экологический статус Балтийской морской среды до 2021 года. План действий по Балтийскому морю направлен на все основные экологические проблемы, негативно воздействующие на балтийскую морскую среду.

В рассматриваемом регионе Ленинградской АЭС накоплен во многом уникальный опыт в организации радиоэкологического мониторинга [11, 83-101]. Территориально объектом мониторинга стала площадь водосборного бассейна, включающая морской водоем-охладитель и прилегающую к нему территорию суши с впадающими в Копорскую губу реками (рис. 2.158). В этом районе в течение пяти десятилетий осуществляются наблюдения за содержанием радионуклидов в приземном слое воздуха, атмосферных выпадениях, почве, растениях, морской и пресной воде, донных отложениях, рыбе, местных сельскохозяйственных и природных продуктах.

Как уже упоминалось выше, выдающуюся роль в организации и развитии отечественного радиоэкологического мониторинга сыграл Евгений Петрович Рязанцев, директор НИТИ в 1973-1979 годах.

Перед созданной им лабораторией внешней дозиметрии была поставлена масштабная задача изучения и мониторинга всего комплекса факторов, существенных для обеспечения экологической безопасности радиационных объектов в регионе. Афористически это было сформулировано следующим образом: «не надо нас убеждать, что ядерный реактор предельно безопасен и может быть размещен даже на Красной площади, задача лаборатории — выявлять возможные экологические проблемы атомной энергетики, не декларировать, а оценивать и подтверждать ее безопасность реальными данными мониторинга» [83].



**Евгений Петрович Рязанцев
(1930-2016)**

рому непосредственно подчинялась лаборатория. Руководством института была поставлена важная методическая задача в организации радиационного мониторинга: добиваться необходимой точности измерений, позволяющей количественно определять содержание радионуклидов в пробах окружающей среды, несмотря на низкие уровни радиоактивности. Лаборатория с первых дней наряду с мониторингом вела самостоятельную научно-исследовательскую работу. Собственно, это и является фирменным знаком мониторинга: получать количественные данные, а не набирать статистику нулей, свидетельствующую о непревышении нормативов (в случае их наличия), но не дающую реальной информации о динамике изменения радиационной обстановки.



**Николай Николаевич Еремин
(1931-2013)**

Первым начальником ЛВД стал Николай Николаевич Еремин (1931-2013). Николай Николаевич окончил гидрометеорологический факультет Ленинградского высшего инженерного морского училища им. адмирала С. О. Макарова по специальности «инженер-метеоролог». Был направлен в НИИ Арктики и Антарктики. Участник арктических зимовок на о. Диксон, на станции «Северный полюс-6», начальник 9-й экспедиции на внутриматериковой станции «Новолазаревская» в Антарктиде, руководитель научно-исследовательской станции «Северный полюс-19».

При решении производственно-технических вопросов мониторинга Н. Н. Еремин пользовался полной поддержкой Е. П. Рязанцева и главного инженера НИТИ Эрика Сергеевича Брянских, кото-

Для повышения точности производились длительные спектрометрические измерения проб окружающей среды в концентрированном виде в свинцовой защите с использованием полупроводниковых германий-литиевых детекторов высокого разрешения и многоканальных анализаторов. Объем и масса отбираемых проб устанавливались из условия достоверного определения в пробе низких концентраций радионуклидов с погрешностью, не превышающей 10-30 %, при доверительной вероятности 95 %. Нижний предел обнаружения радионуклидов составлял для воздуха 0,4-0,7 мкБк/м³, воды — 0,01-0,1 Бк/л, рыбы — 0,2-3 Бк/кг сырой массы [55].

В соответствии с регламентом в 10 пунктах проводились регулярные согласо-

ванные наблюдения за содержанием радионуклидов в приземном слое воздуха, атмосферных выпадениях, снеге, почве, траве, мхе, хвое. Все 10 постов постоянного наблюдения (по современным отечественным и международным рекомендациям таких постов должно быть не менее 5 [83]) были оборудованы фильтровентиляционными установками для отбора атмосферных аэрозолей на фильтры из ткани Петрянова и планшетами для сбора атмосферных выпадений площадью 0,5 м². На промплощадках ЛАЭС и ЛСК и в г. Сосновый Бор смена фильтров производилась еженедельно, в остальных пунктах ежемесячно. Снятые фильтры прессовались в таблетки диаметром 35 мм, высотой 10-20 мм. Спектрометрические измерения обычно осуществлялись на четвертые сутки после снятия фильтра и распада короткоживущих изотопов естественного происхождения семейств природного урана и тория, всегда присутствующих в окружающей среде независимо от выбросов ЛАЭС. В двух ближайших к ЛАЭС совхозах ежегодно измерялось содержание радионуклидов в местной сельскохозяйственной продукции, а также контролировалось содержание ¹³¹I в молоке и пастбищной растительности в период выпаса скота. В водах заборных и сбросных каналов радиационных объектов ежедневно определялась суммарная активность бета-излучающих радионуклидов, ежемесячно в усредненных пробах — гамма-излучающих нуклидов и ⁹⁰Sr. Ежемесячно в период вегетации водных растений, а в сбросных каналах теплых вод круглогодично, одновременно с отбором проб морской воды в 7 пунктах прибрежной акватории и открытой части Копорской губы отбирались пробы водорослей и донных отложений. С сеток водозаборных сооружений и из уловов рыбаков ежегодно до 20-30 проб рыбы анализировалось на содержание радионуклидов [55]. В целом регламент мониторинга радиационной обстановки ЛВД соответствовал, а по ряду параметров (приземный воздух, биоиндикаторы) существенно превышал современные рекомендации МАГАТЭ.

В период работы в НИТИ Н. Н. Еремин руководил ЛВД до 1982 года. Впоследствии ЛВД была переименована в лабораторию экологических исследований, начальником которой был назначен молодой ученый, кандидат физико-математических наук И. И. Крышев, в дальнейшем доктор физико-математических наук, профессор. Этот период характеризуется подъемом исследовательских работ экологического направления.

В 1988 году лаборатория была передана в состав Радиевого института им. В. Г. Хлопина. В составе Радиевого института лабораторией длительное время руководила Л. Д. Блинова.

По существу район расположения ЛАЭС стал своего рода научно-исследовательским полигоном для отработки системы регионального радиэкологического мониторинга. В экологических исследованиях и радиэкологическом мониторинге наряду со специалистами лаборатории принимали участие ведущие ученые Зоологического института АН СССР, Института эволюционной морфологии и экологии животных им. А. Н. Северцова АН СССР, Института биофизики, Ленинградского государственного университета, Ленинградского института ядерной физики, Московского государственного университета им. М. В. Ломоносова, Радиевого института им. В. Г. Хлопина, ВНИИ сельскохозяйственной радиологии. Результаты радиэкологического мониторинга, проводимого лабораторией в регионе ЛАЭС, неоднократно обсуждались на заседаниях восьмой «радиэкологической» секции НТС Минсредмаша, а также докладывались непосредствен-

Таблица 2.162. Оценка экологического риска воздействия техногенных факторов на экосистему водоема-охладителя Ленинградской АЭС [11]

Компонент риска	Вклад в интегральную нагрузку, %
Механическое травмирование организмов на водозаборе АЭС и тепловое загрязнение (комбинированный нелинейный эффект)	50
Эвтрофирование и тепловое загрязнение (комбинированный нелинейный эффект)	30
Химическое загрязнение	15
Радиоактивное загрязнение	< 5

но Анатолию Петровичу Александрову, президенту АН СССР, директору ИАЭ им. И. В. Курчатова. Отличительной чертой проводимых исследований являлся биогеоэкологический (экосистемный) подход к оценке воздействия АЭС на окружающую среду [83]. Наряду с радиационным фактором изучалось воздействие тепловых сбросов, биогенного загрязнения, водозаборных устройств АЭС на морскую экосистему и биоресурсы.

Эти научные исследования вносят дополнительную, часто важную лепту в хронике состояния окружающей среды этого района.

Для оценки суммарного воздействия техногенных факторов на экосистемы был предложен показатель интегральной антропогенной нагрузки (ПИАН), который учитывает в явном виде усиление токсического действия и интенсификацию биохимических процессов при возрастании температуры, описывает действие суммы факторов стресса с учетом возможного синергического действия комбинаций загрязнителей, основывается на нормировке относительно базового (фонового) режима экосистемы [86]. Использование такого показателя для водоема-охладителя ЛАЭС показывает (таблица 2.162), что для водных экосистем наибольший вклад в экологический риск дают механическое воздействие (травмирование водных организмов на водозаборных устройствах и в охладительной системе АЭС), тепловое и биогенное загрязнения, наименьший — дополнительное облучение искусственными радионуклидами [11].

2.6.5.2. Исследования радиационного загрязнения окружающей среды

Поверхностные воды

В интересующем нас районе размещения Сосновоборской агломерации интенсивные исследования радиоактивности окружающей среды проводились лабораторией экологических исследований НИТИ [11, 55, 83, 87-89, 99-102].

Средняя концентрация ряда техногенных изотопов в период 1973-1985 годов поверхностных водах Копорской губы на различных расстояниях от устья сбросного канала ЛАЭС представлена в таблице 2.163. Согласно данным мониторинга, влияние ЛАЭС на радиоактивность морской воды прослеживается на расстоянии до 3 км. Только в редких случаях (2-4 % от общего числа проанализированных проб) удается определить следовые количества радионуклидов стационарного происхождения в зоне, непосредственно примыкающей к АЭС. Исключение составляют ⁹⁰Sr

и ^{137}Cs , постоянное присутствие которых обусловлено глобальными процессами формирования радиоактивности природной среды.

Таблица 2.163. Содержание радионуклидов в поверхностных водах Копорской губы на разном удалении от ЛАЭС в 1973-1985 годах, усредненные данные, N > 1000 проб, Бк/м³ [11, 100]

Изотоп	Место отбора проб			
	Сбросной канал	1-3 км	3-10 км	Свыше 10 км
^{137}Cs	32/100 %	18/100 %	11/100 %	10/100 %
^{90}Sr	30/100 %	27/100 %	23/100 %	24/100 %
^{134}Cs	31/13 %	21/4 %	—	—
^{60}Co	33/7 %	30/4 %	—	—
^{58}Co	41/7 %	28/2 %	—	—
^{54}Mn	38/5 %	31/4 %	—	—
^{51}Cr	160/7 %	120/2 %	—	—
^{95}Zr	30/2 %	—	—	—
^{95}Nb	20/2 %	—	—	—

Примечания: 1. Под косой чертой указана вероятность определения радионуклида по многолетним данным. 2. Прочерк означает, что значение ниже порога обнаружения.

Донные отложения

Концентрация радионуклидов в донных отложениях Копорской губы и сбросного канала ЛАЭС представлена в таблице 2.164. По содержанию изотопов в донных отложениях влияние сбросов АЭС прослеживалось на большем расстоянии от сбросного канала, чем по содержанию в морской воде, вследствие многолетнего накапливания изотопов в ложе Копорской губы и более высокой концентрации. Отметим также, что в зоне сброса вод из канала в море содержание всей суммы изотопов техногенного происхождения в донных отложениях в 1985 году, т. е. перед аварией на ЧАЭС, составляло всего около 4 % от содержания в них природного ^{40}K . Из искусственных радионуклидов стационарного происхождения наиболее часто встречаются следовые количества ^{54}Mn , ^{58}Co и ^{60}Co соответственно в 25, 19 и 12 % из общего числа проанализированных проб.

Таблица 2.164. Средняя концентрация изотопов в 1976-1985 годах в донных отложениях Копорской губы, N > 150 проб, Бк/кг [100]

Изотоп	Место отбора проб			
	Сбросной канал	1-3 км	3-10 км	Свыше 10 км
^{137}Cs	4,0/100 %	2,1/100 %	2,0/100 %	1,6/100 %
^{90}Sr	3,5/100 %	2,0/100 %	2,1/100 %	1,5/100 %
^{134}Cs	1,5/6 %	0,2/1,5 %	0,5/2 %	—
^{60}Co	7,8/12 %	10,1/12 %	6,5/7 %	—

Окончание табл. 2.164

Изотоп	Место отбора проб			
	Сбросной канал	1-3 км	3-10 км	Свыше 10 км
⁵⁸ Co	5,6/19 %	21,8/3 %	8,9/5 %	—
⁵⁴ Mn	7,6/25 %	13,5/10 %	5,9/12 %	0,2/7 %
⁵¹ Cr	16,6/6 %	17,0/3 %	—	—
⁶⁵ Zn	4,4/6 %	11,0/5 %	11,0/5 %	—
⁹⁵ Zr	1,0/6 %	1,0/3 %	—	—
⁹⁵ Nb	1,0/6 %	1,0/3 %	—	—

Примечания: 1. Под косой чертой указана вероятность определения радионуклида по многолетним данным. 2. Прочерк означает, что значение ниже порога обнаружения.

Водоросли и рыба

Важной составляющей радиозэкологического мониторинга являются исследования накопления и переноса радионуклидов объектами биоты. Результаты измерений содержания радионуклидов в этих объектах в дочернобыльский период представлены в таблице 2.165. Непосредственно в сбросном канале АЭС суммарная активность техногенных радионуклидов в водорослях составляла в среднем около 30 % от содержания в них естественного радионуклида ⁴⁰K [100]. Основной вклад в техногенную радиоактивность водных растений вносили коррозионные радионуклиды. На расстоянии свыше 10 км от устья сбросного канала АЭС содержание техногенных радионуклидов в водорослях в среднем не превышало 6 % от естественной радиоактивности.

Вероятность определения большинства техногенных радионуклидов в водорослях заметно выше, чем в воде. Так, например, вероятность обнаружения ⁶⁰Co в воде сбросного канала составляла по многолетним данным 7 %, а в водорослях возрастала до 41 %.

Для большинства видов рыб суммарная активность техногенных радионуклидов не превышала в среднем 1-3 % естественного уровня радиоактивности и была обусловлена в основном ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, накопление которых в рыбе вызвано глобальными процессами формирования радиоактивности природной среды. Например, наиболее массовый вид региона ЛАЭС, салака, характеризовался в 1976-1985 годах весьма низкими средними уровнями содержания техногенных радионуклидов (⁹⁰Sr — 1,3 Бк/кг, ¹³⁷Cs — 2 Бк/кг сырой массы). В 4-12 % проб салаки наблюдались следовые количества коррозионных радионуклидов (⁵⁴Mn — 0,3 Бк/кг, ⁶⁰Co — 5,4 Бк/кг, ⁶⁵Zn — 12 Бк/кг). Непосредственно в сбросном канале АЭС отмечались более высокие уровни техногенных радионуклидов в плотве и колюшке (в среднем 10-30 % от естественного уровня радиоактивности).

В июне 1982 года специалисты НПО «Тайфун» провели экспедиционное обследование Копорской губы в районе ЛАЭС [103]. В ходе обследования было проведено концентрирование радионуклидов из проб морской воды, отобраны пробы донных отложений и биоиндикаторов (бурые и зеленые водоросли) на расстоянии до 5,5 км от ЛАЭС. Практически во всех отобранных компонентах морской среды обнаружены продукты нейтронной активации (⁶⁰Co, ⁵⁴Mn). Содержание ⁶⁰Co в водорослях на рас-

Таблица 2.165. Средние уровни удельной активности техногенных радионуклидов в водорослях (1973-1985 годы) и мышцах рыб (1976-1984 годы) в районе ЛАЭС, Бк/кг сырой массы [11, 100]

Вид	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁵¹ Cr	⁵⁴ Mn	⁶⁰ Co	⁶⁵ Zn
<i>Водоросли (N > 400 проб)</i>						
Сбросной канал АЭС	5,2/100 %	4,8/100 %	84/23 %	18/43 %	17/41 %	13/12 %
Копорская губа, 1-3 км*	1,7/100 %	4,8/100 %	80/14 %	15/31 %	15/33 %	10/11 %
Копорская губа, 3-10 км*	1,7/100 %	3,3/100 %	60/14 %	5/30 %	7/19 %	10/11 %
<i>Рыба (N > 240 проб)</i>						
<i>Сбросной канал АЭС</i>						
Плотва	2,3/100 %	1,7/100 %	—	18/30 %	11/52 %	70/43 %
Колюшка трехиглая	1,9/100 %	2,8/100 %	—	1,4/38 %	5,6/62 %	30/56 %
<i>Копорская губа</i>						
Плотва	1,8/100 %	1,5/100 %	—	1,5/7 %	10/14 %	60/28 %
Колюшка трехиглая	1,7/100 %	2,1/100 %	—	—	0,4/5 %	0,4/5 %
Салака	1,3/100 %	2/100 %	—	0,3/4 %	5,4/12 %	12/8 %
Окунь	1,5/100 %	2,7/100 %	—	6,3/20 %	10/20 %	14/10 %
<i>Реки</i>						
Плотва	1,7/100 %	1,3/100 %	—	3,7/17 %	1,9/17 %	34/17 %
Колюшка трехиглая	1,7/100 %	0,8/100 %	—	—	—	—
Окунь	1,4/100 %	2,2/100 %	—	—	1,8/25 %	—
Елец	1,4/100 %	0,4/100 %	—	—	0,4/10 %	13/40 %

* Расстояние от устья сбросного канала ЛАЭС.

Примечание: прочерк означает, что значение ниже НПИ.

стоянии 1-2 км от ЛАЭС составило 36-93 Бк/кг, ⁵⁴Mn — 12-34 Бк/кг сухой массы. Это сопоставимо с данными многолетнего радиоэкологического мониторинга морского водоема-охладителя ЛАЭС, а также с данными мониторинга в районах расположения зарубежных АЭС на Балтике (Ловиса, Финляндия; Барсебекк, Швеция) в дочернобыльский период. Не выявлено влияния ЛАЭС на содержание ¹³⁷Cs в воде и донных отложениях на фоне существующего глобального загрязнения.

Приземный воздух

Дочернобыльский период характеризуется преимущественным влиянием глобальных выпадений долгоживущих радионуклидов ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs на радиационную обстановку в рассматриваемом районе и следовыми количествами более короткоживущих радионуклидов, наблюдаемыми непосредственно вокруг предприятий атомной отрасли.

Радиационные инциденты и аварии, имевшие место в этот период, либо не оказывали заметного влияния на радиационную обстановку, либо вызывали кратковре-

Усредненные величины концентраций ^{90}Sr , ^{134}Cs и ^{137}Cs в водах Копорской губы Финского залива в 1971—2010 годах

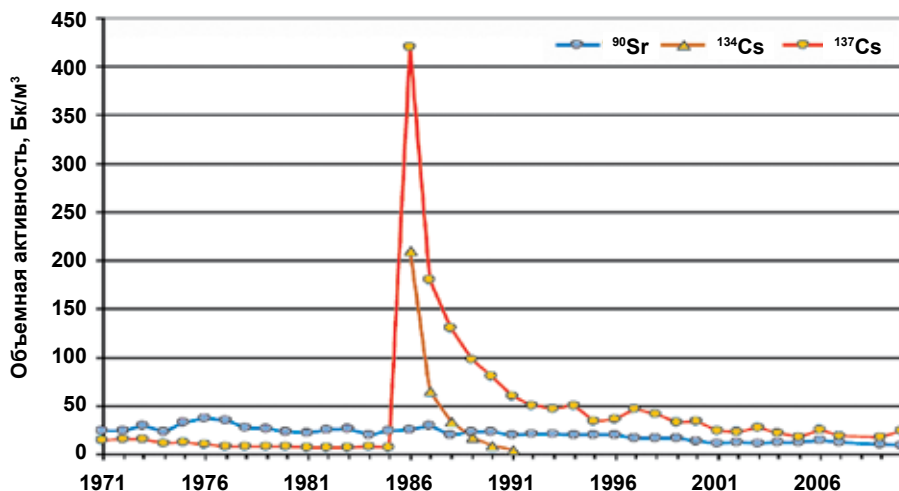


Рис. 2.179. Динамика концентраций радионуклидов в Копорской губе с момента начала исследований [105]

менные изменения. Так, авария на ЛАЭС 30 ноября 1975 года сопровождалась выбросом продуктов деления в атмосферу [104]. Суточный выброс РБГ оценивается в 2775 ТБк (75 000 Ки, в том числе 60 000 Ки через венттрубу и 15 000 Ки через систему В-73, расположенную на крыше основного здания). При этом одновременно (в течение примерно суток) в атмосферу поступило примерно 4 ТБк ^{131}I и примерно на порядок величины меньше ^{137}Cs . Доза внешнего облучения населения оценена в 10-15 мрад, что составляет 10-15 % от естественного фона и 2-3 % от действовавшего в то время предела дозы для населения 500 мрад. Дозовая нагрузка от всех изотопов йода оценена в 2,4 мбэр (0,024 мЗв), или 0,08 % от предела дозы для населения 3000 мбэр. Комиссией сделан вывод о том, что с точки зрения облучения населения данную ситуацию нельзя считать аварийной [104]. В последующем в течение нескольких месяцев в выбросах присутствовали в повышенном количестве в основном радиоактивные инертные газы.

Авария на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 года изменила радиационную обстановку на значительных территориях Европейского континента. В частности, в результате радиоактивных выпадений возросло содержание ряда техногенных изотопов в Балтийском море. После распада ^{131}I и других короткоживущих радионуклидов основную радиозоологическую значимость приобрели ^{137}Cs и ^{134}Cs . В долгосрочном плане существенно изменились уровни содержания в воде и водных объектах ^{137}Cs (рис. 2.179). После аварии на ЧАЭС в 1986 году общее содержание ^{137}Cs в Балтийском море увеличилось более чем в 10 раз, к 1991 году оно снизилось почти наполовину вследствие процессов седиментации и выноса за пределы региона. Тем не менее в 1991 году концентрации ^{137}Cs в Балтийском море продолжали оставаться существенно выше, чем в любых других шельфовых морях мира.

Таблица 2.166. Среднегодовое содержание ^{137}Cs в объектах природной среды в районе расположения г. Сосновый Бор [55, 100]

Объект природной среды	Единица измерения	Значение параметра, в скобках превышение над фоном (разы)					
		1985	1986	1987	1988	1989	1990
Радиоактивные аэрозоли в воздухе	мкБк/м ³	4	3000 (750)	62 (15,5)	32 (8)	24 (6)	16 (4)
Выпадения	Бк/(м ² ·год)	4,8	1680 (350)	216 (45)	43 (9)	41 (8,5)	16 (3,3)
Снег	Бк/м ²	2,6		73(28)	2,4 (0,9)		0,04
Почва	кБк/м ²	2,4	34 (14)	7,3 (3)	8,5 (3,5)	8,1 (3,4)	8 (3,3)
Растительность	Бк/кг	0,6	160 (267)	16 (27)	10 (17)	8 (13)	4 (6,7)
Речная вода	Бк/кг	0,005	0,4 (80)	0,06 (12)	0,05 (10)	0,03 (6)	0,02 (4)
Морская вода прибрежной зоны	Бк/л	0,01	1,05 (105)	0,23 (23)	0,12 (12)	0,05 (5)	0,05 (5)
Донные отложения прибрежной зоны	Бк/кг	1,5	40 (27)	19 (13)	10 (6,7)	10 (6,7)	8 (5,3)
Рыбы (хищные)	Бк/кг	2,5	20 (8)	125 (50)	103 (41)	110 (44)	120 (48)
Рыбы (мирные)	Бк/кг	1,2	3 (26)	100 (83)	44 (37)	23 (19)	27 (23)
Водные растения прибрежной зоны	Бк/кг	2,2	540 (245)	46 (21)	68 (31)	38 (17)	32 (14,5)

За последующие 30 лет, прошедшие с момента аварии, наблюдалась неуклонная тенденция к снижению уровня содержания этого радионуклида как в приповерхностном, так и в глубинных слоях воды, о чем свидетельствуют результаты пробоотбора, проведенного в рамках проекта HELCOM MORS [106].

О влиянии Чернобыльской аварии на объекты окружающей среды и в целом на радиационную обстановку в районе расположения Соснового Бора свидетельствуют данные мониторинга [11, 55, 100]. Среднегодовое содержание ^{137}Cs в объектах природной среды после аварии возросло многократно (более чем на 2 порядка величины) и в период до 1990 года заметно превышало прежние «дочернобыльские» уровни (таблица 2.166).

Выраженными индикаторами радиоактивного загрязнения оказались приземный воздух и атмосферные выпадения, речные и морские воды, наземные и водные растения, рыба. Что касается морской среды, то определенное влияние оказал и тот факт, что к западу от рассматриваемого района чернобыльские выпадения были выше, и впоследствии в результате перемешивания в водной массе это сказалось и на ситуации в Копорской губе, в частности, на концентрации ^{137}Cs в водных растениях прибрежной зоны.

Для накопления ^{137}Cs в мышцах рыб Копорской губы отмечен эффект трофических уровней, в соответствии с которым максимальные уровни этого радиону-

клида в хищных рыбах в отличие от «мирных» рыб достигались спустя 1-2 года после Чернобыльской аварии и в дальнейшем практически не снижались вплоть до 1990 года [55]. В результате в 1989-1990 годах содержание ^{137}Cs в мышцах хищных рыб (окунь, судак) было в 4-5 раз выше по сравнению с рыбами планктофагами (салака, уклейка, колюшка). Отметим, что данный эффект трофических уровней отмечался и в других водоемах на территории аварийного чернобыльского следа [107, 108].

После Чернобыльской аварии на загрязнение приземного воздуха и наземной растительности заметное влияние стал оказывать ветровой подъем радиоактивной пыли с поверхности земли, особенно в сухие летние дни. Процесс пылеобразования при традиционном мониторинге рассматривается как квазистационарный, хотя существенное увеличение ветровой эрозии происходит главным образом при возрастании скорости ветра выше 4-5 м/с [109]. Тем не менее эти явления во многом определяют среднегодовые величины загрязнения приземного воздуха и наземной растительности и таким образом могут влиять на оценки дозовых нагрузок.

2.6.5.3. Исследования радиоактивного загрязнения Балтийского моря

Исследования радиоактивного загрязнения Балтийского моря были инициированы после окончания Второй мировой войны в 1950-е годы. Однако политическая ситуация, сложившаяся в период холодной войны, еще долгое время препятствовала тесному сотрудничеству Прибалтийских стран. Первые международные проекты в этой области стали реализовываться лишь с начала 1970-х годов, в том числе и в рамках различных программ под эгидой Совета экономической взаимопомощи. Один из таких проектов по исследованию радиоактивности Балтийского региона был запущен в рамках сотрудничества трех стран: СССР, Германской Демократической Республики (ГДР) и Польской Народной Республики (ПНР) (Соглашение о проведении на основе координации работ по наблюдению за радиоактивностью Балтийского моря в связи с размещением атомных станций в прибрежных зонах). Отечественные исследования в регионе начали проводиться с 1970 года. В работах, в то время практически закрытых для широкой общественности, принимали участие специалисты Радиового института им. В. Г. Хлопина, чуть позднее к ним присоединились сотрудники Института биофизики МЗ СССР. К числу первых таких исследований можно отнести публикации [110, 111]. В работе [111] представлена динамика ^{90}Sr в водах Балтийского моря, а также оценены ежегодные выпадения этого радионуклида на водную поверхность (рис. 2.180).

Интерес к изучению радиоактивного загрязнения морской среды был поддержан МАГАТЭ, под эгидой этого международного органа была инициирована программа координированных исследований «Изучение радиоактивных веществ в Балтийском море» (ПКИ), а с 1985 года после завершения этого проекта МАГАТЭ страны-участницы продолжили свою работу в рамках программы мониторинговых исследований HELCOM MORS.

В связи с началом строительства ЛАЭС интерес исследователей обратился к той части Финского залива, которая должна была использоваться для охлаждения агрегатов этой электростанции. Результаты ранних исследований Радиового

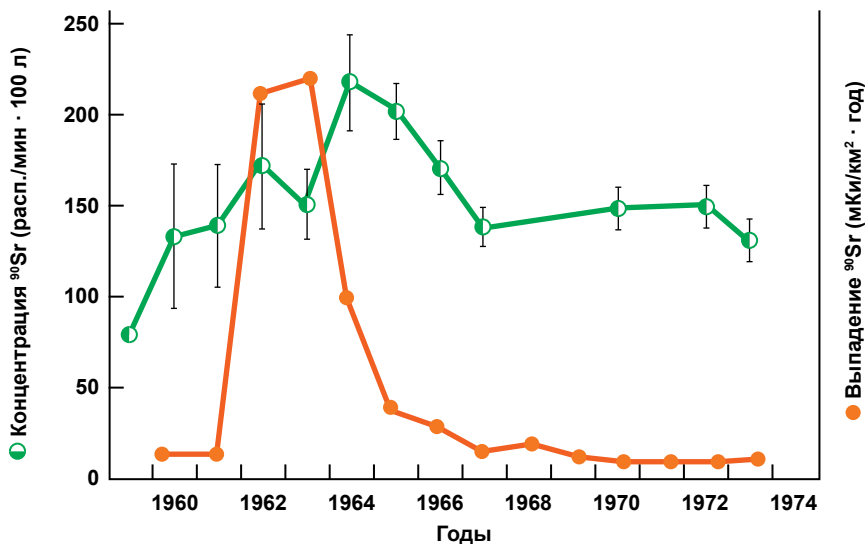


Рис. 2.180. Динамика ⁹⁰Sr в водах Балтийского моря и выпадения ⁹⁰Sr на поверхность с 1959 по 1973 годы (рисунок из доклада [111], единицы измерения сохранены, как в оригинале: 180 расп./мин на 100 л равны 30 Бк/м³)

го института в Копорской губе Финского залива⁴², дополненные исследованиями, выполненными специалистами этого же института уже в рамках международных программ, были обобщены в презентации члена MORS от Российской Федерации Андрея Степанова (рис. 2.179).

Более детальная информация по радиоактивному загрязнению Финского залива и в частности Копорской губы техногенными радиоактивными веществами была представлена в национальных отчетах, которые, к сожалению, не имели в период их подготовки и выпуска широкого хождения. Именно из этих отчетов черпалась обобщенная информация для публикаций в научных журналах. Эти отчеты⁴³ публиковались в Радиовом институте, данные по содержанию техногенных радионуклидов в морской биоте и песке пляжей вдоль береговой линии от Калининградской области до границы с Финляндией в период с 1984 по 1991 годы поступали также в виде отчетов из ИБФ МЗ СССР. В дальнейшем, ссылаясь на данные из этих отчетов (в случае, когда они не были опубликованы в открытой печати), мы будем ссылаться на организацию, получившую эти данные.

В случае загрязнения морской среды в отдельном районе (Копорская губа) полезно полученные результаты анализировать на фоне загрязнения всего водного бассейна, поэтому кратко остановимся на результатах мониторинговых исследований, выполненных в разных странах и обобщенных позднее в рамках проекта HELCOM MORS.

⁴² Копорская губа (Копорский залив) — залив в южной части Финского залива Балтийского моря. Длина 12 км. Ширина до 26 км. Залив глубоководный — глубина до 20 м. Берег низменный, каменистый (местами песчаный). На побережье залива лесной массив [112].

⁴³ Годовые отчеты Радиового института.

Оценка содержания техногенных радионуклидов в водах Балтийского моря

Исследования по определению содержания искусственных радионуклидов в поверхностных водах всех районов Балтийского моря в разных странах проводились с начала 1960-х годов, а в странах — членах СЭВ с 1970 года. К моменту запуска программы координированных исследований (ПКИ) МАГАТЭ «Изучение радиоактивных веществ в Балтийском море» в 1980 году многие страны этого региона уже проводили собственные исследования по данной тематике. Однако по большей части результаты таких исследований публиковались исключительно в национальных отчетах, поэтому содержащаяся в них информация была не доступна зарубежным специалистам. На протяжении 1970-1985 годов из числа искусственных радионуклидов в поверхностных водах Балтики удавалось выявить лишь ^{90}Sr , ^{137}Cs , тритий, плутоний. В объединенных отчетах за 1981-1985 годы каждая страна представила не только текущие данные о содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностных водах Балтийского моря, но и сводку результатов мониторинга за достаточно длительный период (с 1975 года). В результате анализа этих данных было определено среднее значение среднегодовой объемной активности поверхностных вод Балтийского моря по ^{90}Sr , составившее около 21 Бк/м^3 , с аномально высокими значениями, зафиксированными в зоне проливов (31 Бк/м^3 в 1981 году) [81].

Участие в ПКИ приняло 8 стран Балтийского региона: Дания, Финляндия, ГДР, Федеративная Республика Германия (ФРГ), СССР, Норвегия, Польша, Швеция. До запуска ПКИ большинство стран уже осуществляло собственные программы мониторинга как в открытом море, так и в прибрежной зоне. В основном в рамках этих программ проводился отбор проб воды и донных отложений и лишь в ряде случаев — биологических образцов. В основном в ходе таких исследований определялось содержание только двух искусственных радионуклидов — ^{90}Sr и ^{137}Cs . Между тем концентрации других радионуклидов оставались без внимания.

В рамках ПКИ Техническим советом МАГАТЭ было принято решение о необходимости получения сведений не только по стронцию и цезию, но также и по $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^3H и ^{134}Cs . В таблице 2.167 представлены данные по количеству точек отбора проб в различных частях Балтийского моря, включенных в ПКИ [113]. Отметим, что часть результатов исследований, выполняемых специалистами разных стран, не входила напрямую в ПКИ. Так, в СССР вдоль советской части побережья мониторинг велся сначала в 9 точках, а с 1988 года в 10 точках, при этом только в Финском заливе пробы водорослей и рыбы отбирались в 4 точках.

В ходе ПКИ было определено относительное содержание $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в сбросах перерабатывающего комплекса Селлафилд. Эта величина составила $9,6 \pm 1,6$ при том, что та же величина, обусловленная испытаниями ядерного оружия, была оценена на уровне 1,6 [113]. Эти данные, а также сведения по содержанию ^{134}Cs позволили различить ^{137}Cs , содержащийся в выбросах комплекса Селлафилд, и тот, что поступил в окружающую среду в результате испытаний ядерного оружия. Кроме того, обнаружение ^{99}Tc в пробах бурых водорослей говорило о том, что радиоактивные выбросы, поступающие от Селлафилдского комплекса, достигли южной части восточного побережья Швеции [113]. Результаты ПКИ также свидетельствовали о том, что из-за притока речной воды в водах Ботнического и Финского заливов наблюдаются низкие концентрации ^{137}Cs и высокие концентрации трития. Связано это с тем, что цезий сорбируется на частицах глины и таким образом удаляется из воды,

Таблица 2.167. Количество точек ежегодного отбора проб в различных частях Балтийского моря в рамках ПКИ

Место контроля	Вода	Донные отложения	Осадочный планктон	Рыба	Водоросли
Балтийское море и Большой Бельт	21-48 11	12-14	5-10	Коммерческий отлов	8-9
Каттегат и Скагеррак	8-35	6-8	—	—	3
Грайфсвальдский залив	3	3	3	Коммерческий отлов	3
Гданьский залив	4	4	—	—	3-4
Финский залив	20	5-7	—	1	4
Ботническое море и Ботнический залив	2	2-3	—	3	3

тем самым уменьшается перенос этого радионуклида в море. В районах с высокой скоростью седиментации ^{137}Cs эффективно осаждается на дне моря. Что касается плутония, то наибольшее содержание радионуклидов $^{239,240}\text{Pu}$ наблюдалось в водах придонного слоя Каттегата и Датских проливов, а также в Ботническом заливе. Наименьшие концентрации были отмечены в водах непосредственно Балтийского моря и Финского залива.

Наряду с ^{90}Sr , ^{134}Cs и ^{137}Cs в южных регионах Балтийского моря также были обнаружены небольшие концентрации изотопов железа ^{55}Fe , никеля ^{63}Ni , полония ^{210}Po , урана ^{235}U и ^{238}U , плутония ^{239}Pu и ^{240}Pu , способных биоаккумулироваться в морских организмах [114].

В целом в дочернобыльский период в Балтийском море содержалось 454 ТБк ^{90}Sr (453 ТБк в воде и 1,4 ТБк в донных отложениях), 303 ТБк ^{137}Cs (284 ТБк в воде и 19 ТБк в донных отложениях) и 140 000 ТБк ^3H [81].

В 80-е годы в результате глобального загрязнения установились примерно равновесные концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в съедобных частях промысловых рыб (таблица 2.168) [114].

Таблица 2.168. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в съедобной части рыб, выловленной в Балтийском море (преимущественно в Финском заливе)

Вид рыбы	Концентрация в съедобной части рыб (мышцы и тушка), Бк/кг	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Треска	0,2-0,3	1,9-3,7
Салака	0,1-0,3	0,8-2,2
Судак	0,1-1,4	1,3-2,6

Результаты ПКИ по оценке средних удельных концентраций основных радионуклидов в организмах беспозвоночных животных, населяющих воды Балтийского моря в дочернобыльский период, представлены в таблице 2.169 [113].

Таблица 2.169. Средние удельные концентрации радионуклидов в организме беспозвоночных животных, обитающих в Балтийском море [113]

Беспозвоночные животные	Удельная активность, Бк/кг (сырого веса)				
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	
Прибрежные зоны Финляндии					
Балтийская макома*	14	0,62	0,039	0,16	
Съедобный ракушник**:					
	мышечные ткани	5,5	< 0,14	0,0073	0,0046
	раковина	0,2	0,073	0,0025	—
	22	< 0,13	0,033	—	
Прибрежные зоны ГДР					
Съедобный ракушник:					
	мышечные ткани	0,3	0,7	—	—
раковина	15	3,2	—	—	
Прибрежные зоны Швеции					
Съедобный ракушник:					
	мышечные ткани	—	0,87	0,05	0,01
раковина	—	0,33	0,03	0,02	

* Лат. *Macoma balthica*.

** Лат. *Mytilus edulis* (или съедобная мидия).

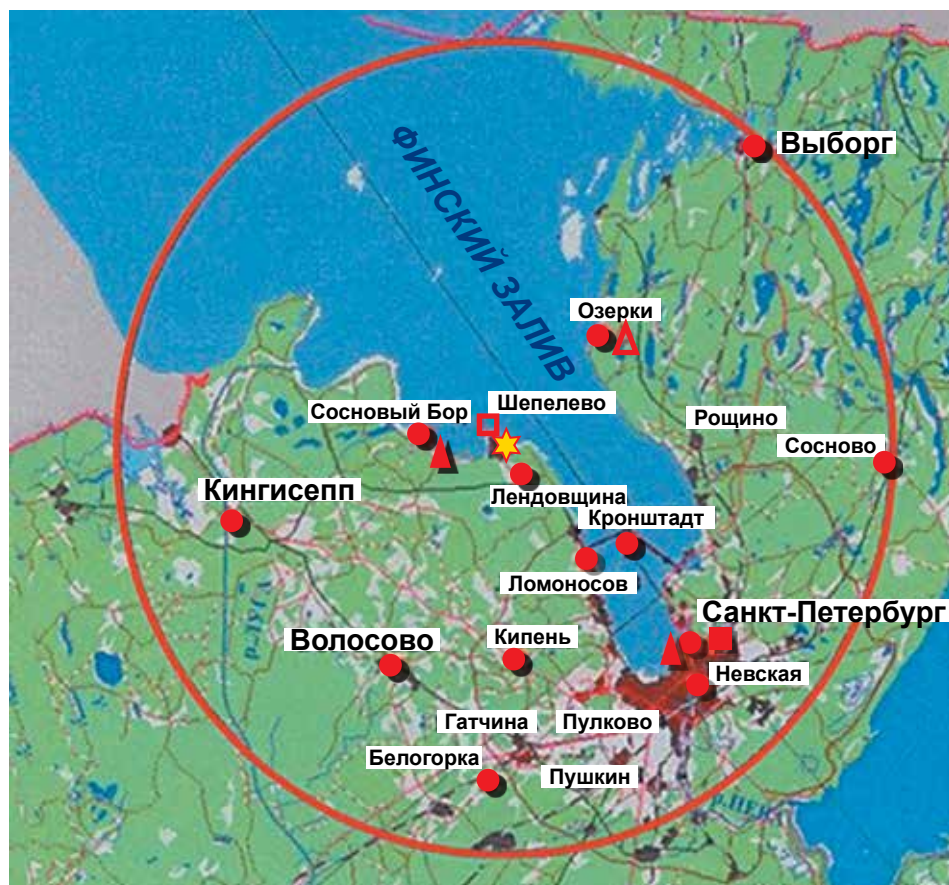
2.6.6. Анализ современных данных радиационного мониторинга окружающей среды

Современная радиационная обстановка в районе размещения рассматриваемых предприятий в радиусе до 100 км контролируется Северо-Западным УГМС, а в радиусе до 30 км — ЛВД ЛАЭС и подразделениями ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» (рис. 2.181).

В СЗЗ и ЗН ЛАЭС ЛВД проводит мониторинг:

- объемной активности радионуклидов в приземном слое атмосферы в пунктах постоянного наблюдения путем отбора проб с помощью ВФУ «Тайфун-4» производительностью до 3000 м³/ч на аэрозольные фильтры ФПП-15-1,7; с апреля 2017 года периодичность смены фильтра составляет 1 раз в месяц;
- радиоактивности атмосферных выпадений с использованием металлических кювет площадью 0,3 м², время экспозиции которых составляло 1 месяц;
- содержания радионуклидов в питьевой воде, воде из открытых водоемов, сбросных и подводящих каналов и скважин промплощадки;
- содержания радионуклидов в почве, в рыбе, выращенной в садках рыбного хозяйства станции и выловленной в Копорской губе Финского залива, и в продуктах питания местного производства;
- МАЭД и годовой поглощенной дозы на местности.

Отдел радиационной безопасности и отдел химико-технологических исследований ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» проводят контроль по радиационным факторам в СЗЗ (рис. 2.182) и ЗН Института (рис. 2.183).



- ★ АЭС
- наблюдения за γ -фоном;
- ▲ отбор проб атмосферных выпадений
- отбор проб атмосферных аэрозолей
- ▲ планируемые наблюдения

Рис. 2.181. Расположение пунктов радиационного мониторинга в 100-километровой зоне вокруг ЛАЭС [17]

Северо-Западное УГМС в 100-километровой зоне вокруг ЛАЭС контролирует следующие параметры окружающей среды:

- объемную активность радионуклидов в приземном слое атмосферы путем отбора проб в одном пункте (Санкт-Петербург) с помощью ВФУ на аэрозольные фильтры ФПП-15-1,7 с пятисуточной экспозицией;
- радиоактивные атмосферные выпадения с суточной экспозицией в двух пунктах;
- мощность экспозиционной дозы γ -излучения на 11 стационарных пунктах наблюдения.

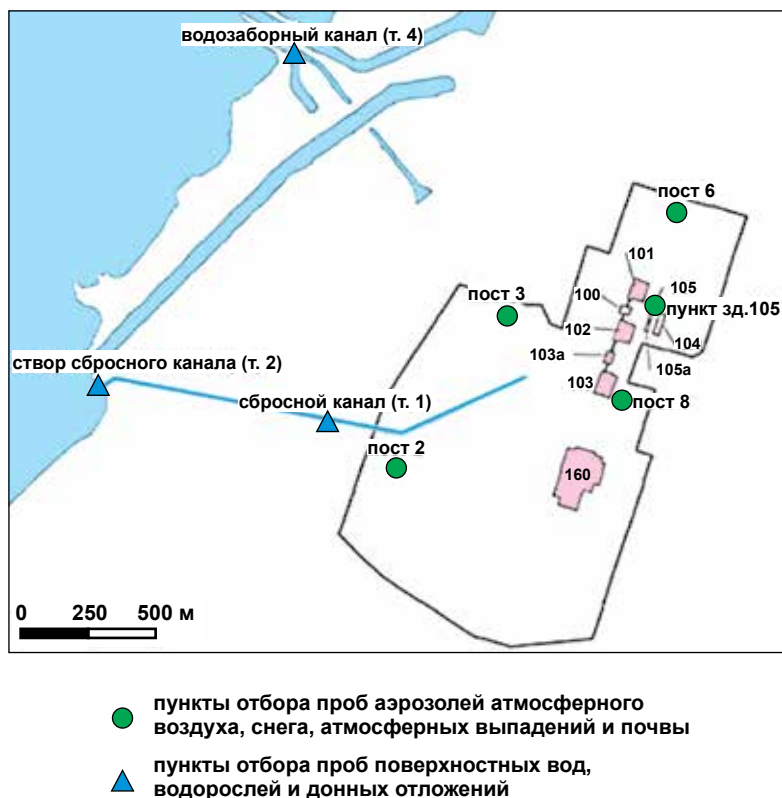


Рис. 2.182. Схема размещения постов автоматического радиационного контроля на площадке ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» [58]

Гамма-спектрометрический анализ проб и измерение $\Sigma\beta$ в пробах аэрозолей и выпадений проводились в лаборатории Северо-Западного УГМС, а радиохимический — в ИПМ ФГБУ «НПО «Тайфун».

Результаты многолетнего радиационного мониторинга по содержанию радионуклидов техногенного происхождения в различных компонентах окружающей среды в регионе расположения ЛАЭС и других предприятий Госкорпорации «Росатом» находят отражение в ежегодниках Росгидромета и отчетах по экологической безопасности [7, 10, 12, 17, 20, 58-79, 115-124].

В связи со строительством ЛАЭС-2 и проведением необходимых предпроектных и проектных изысканий исследовательские работы экологического направления были возобновлены и в известной мере расширены в соответствии с новыми требованиями, предъявляемыми к охране окружающей среды. На рис. 2.184 [24] показана схема проведения таких исследований.

Ниже приводится систематизация и анализ фактических данных, собранных в результате многолетнего мониторинга вокруг ЛАЭС. Но сначала следует остановиться на ряде экологических исследований в этом районе, которые, несмотря на эпизодичность, позволяют полнее и глубже оценивать происходящие изменения в природе.



а



б

Рис. 2.183. Схема расположения точек регулярного контроля за уровнем содержания техногенных веществ в объектах окружающей среды службами ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» (а) и ЛАЭС (б) [59, 115]

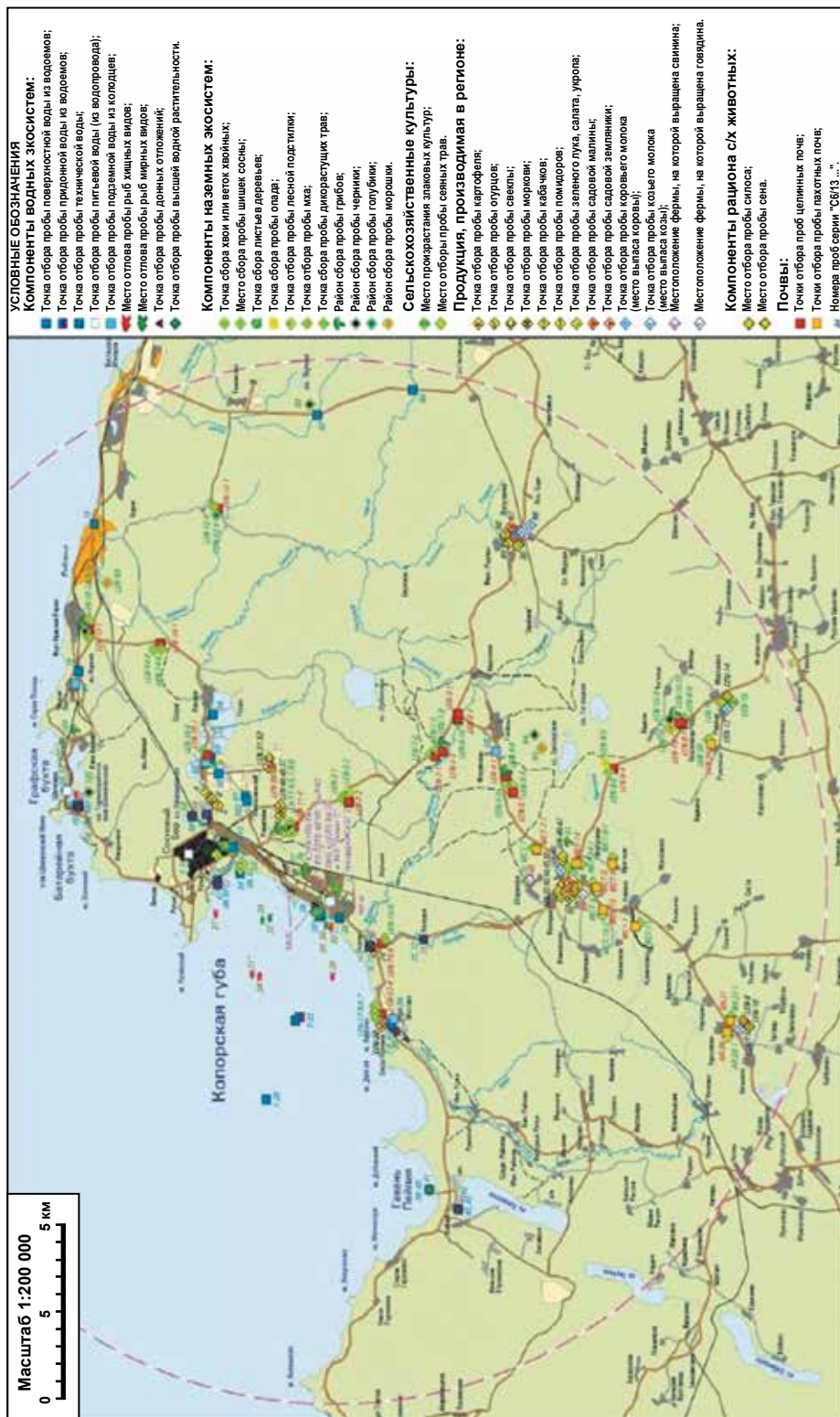


Рис. 2.184. Структура экологических исследований в районе расположения ЛАЭС в современный период [24]

2.6.6.1. Радиоактивность приземного воздуха и атмосферных выпадений

Радиоактивность приземного воздуха

Результаты статистической обработки данных радиационного мониторинга концентрации радионуклидов в приземном воздухе в регионе расположения ЛАЭС в 2011-2019 годах представлены в таблице 2.170.

Таблица 2.170. Результаты статистической обработки данных многолетнего радиационного мониторинга приземного воздуха в ЗН ЛАЭС

Нуклид	Среднее значение, мкБк/м ³	Доверительный интервал, мкБк/м ³	Допустимая среднегодовая объемная активность, ДОО _{нас} , Бк/м ³
¹³⁷ Cs	8,0	3,3-28*	27
¹³⁴ Cs	5,3	0,5-26*	19
⁶⁰ Co	7,8	2,4-17	11
⁵⁴ Mn	10,6	2,2-60	72
⁵¹ Cr	24,5	4,1-40	2500
¹³¹ I	14,5	0,5-100*	7,3

* Максимальные значения наблюдались в 2011 году и связаны с аварией на японской АЭС «Фукусима-1».

На рис. 2.185 показана динамика среднегодовых концентраций ¹³⁷Cs в приземном слое атмосферы в СЗЗ и ЗН ЛАЭС с 2001 по 2019 годы, а на рис. 2.186 — ⁶⁰Co [17, 60-78, 115-123].

В приземной атмосфере СЗЗ и ЗН ЛАЭС присутствуют продукты деления и нейтронной активации из состава выбросов ЛАЭС, отсутствующие в составе глобального радиоактивного фона. По данным радиационного контроля, объемные активности ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ⁶⁰Co, ⁵⁴Mn и ⁵¹Cr в СЗЗ были выше значений в ЗН.

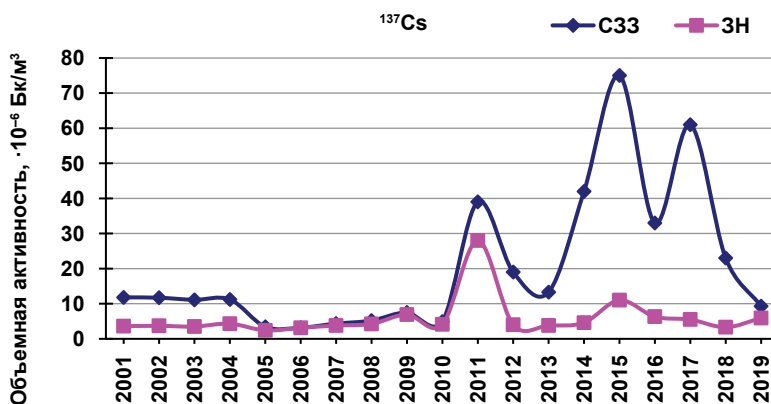


Рис. 2.185. Среднегодовая объемная активность ¹³⁷Cs в приземном слое атмосферы СЗЗ и ЗН ЛАЭС в 2001-2019 годах

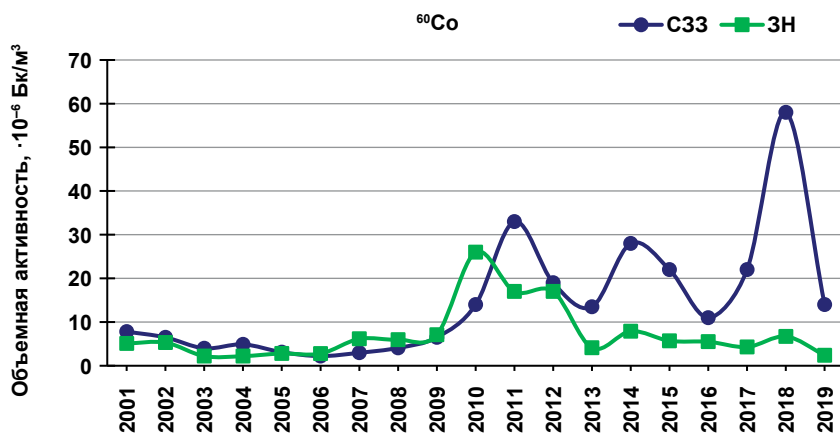


Рис. 2.186. Среднегодовая объемная активность ^{60}Co в приземном слое атмосферы С33 и ЗН ЛАЭС в 2001-2019 годах

В 2011-2018 годах наблюдаются более высокие объемные активности ^{137}Cs и ^{60}Co в С33 ЛАЭС по сравнению с предшествующим десятилетием, тогда как в ЗН объемные активности этих радионуклидов в основном находились на одном уровне. В 2019 году среднегодовая объемная активность ^{137}Cs и ^{60}Co в С33 ЛАЭС уменьшилась по сравнению с 2018 годом в 2,5 и 4,1 раза соответственно.

Пик ^{137}Cs в 2011 году обусловлен аварией на японской АЭС «Фукусима-1», которая по своим выбросам в атмосферу была зафиксирована многочисленными станциями радиационного контроля по всему Северному полушарию. Только на Европейском континенте следы аварийного облака были зафиксированы более чем на 400 станциях. Пиковые концентрации в период прохождения облака над точками контроля составляли сотни мкБк/м^3 [125], в десятки и сотни раз превышая уровни глобального загрязнения атмосферы ^{137}Cs . В течение нескольких дней (с 28 апреля по 3 марта 2011 года) средняя концентрация ^{137}Cs в воздухе составляла $30 \pm 8 \text{ мкБк/м}^3$ [126].

Для сравнения можно привести значения концентрации этого нуклида в воздухе г. Сосновый Бор в апреле-мае 1986 года после аварии на Чернобыльской АЭС, когда радиоактивное облако, пройдя над территорией Швеции и Финляндии, одной своей частью повернуло на юг и прошло над районом расположения ЛАЭС. Максимальная концентрация была отмечена 29 апреля и составляла 650 мБк/м^3 , а через месяц она снизилась до $\approx 1 \text{ мБк/м}^3$ [11].

Приведенные данные свидетельствуют о высокой чувствительности применяемых методов контроля. Достаточно сравнить уровни регистрируемой концентрации ^{137}Cs в приземном воздухе с гигиеническим нормативом (27 Бк/м^3), разница более чем в миллион раз. И в целом в течение изучаемого периода времени концентрации ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{51}Cr и ^{54}Mn в приземном воздухе зоны наблюдения были существенно ниже (в 10^6 - 10^8 раз) допустимых среднегодовых объемных активностей, регламентируемых НРБ-99/2009 [125].

Радиоактивность атмосферных выпадений

Усредненные результаты определения плотности радиоактивных выпадений в районе расположения ЛАЭС за 2000-2019 годы приведены в таблице 2.171 [17, 60-77, 126].

Таблица 2.171. Атмосферные выпадения β -излучающих радионуклидов ($\Sigma\beta$) в ЗН ЛАЭС, Бк/м²-год (данные Северо-Западного УГМС)

Пункт наблюдения	2000-2010 годы	2011-2019 годы
Санкт-Петербург, ОГМС	189±18	235±55
Невская	186±17	161±36*
Пулково	193±11	183**
Шепелево	161±24	146*
Сосновый Бор	—	164±23
Ломоносов	—	128±29
Север ЕТР	253±28	259±28

* Измерения проводили в отдельные годы наблюдений.

** Единичные измерения за период наблюдения.

Примечание: прочерк означает, что нет данных или значение объемной активности ниже предела обнаружения.

По данным многолетнего мониторинга суммарная активность β -излучающих радионуклидов в атмосферных выпадениях в ЗН ЛАЭС находится примерно на одном уровне, не превышающем региональные фоновые значения, и обусловлена естественными радионуклидами.

2.6.6.2. Радиоактивность наземных объектов

Радиоактивность почвы

Радиоактивность почвы является основным фактором, определяющим степень радиационного воздействия на население и наземную биоту. По данным многолетнего мониторинга, плотности содержания ¹³⁷Cs в почве СЗЗ, ЗН ЛАЭС и контрольном пункте находятся примерно на одном уровне (таблица 2.172, рис. 2.187) [17, 62-78].

Таблица 2.172. Содержание ¹³⁷Cs в почве в районе расположения ЛАЭС, кБк/м² (данные ЛВД ЛАЭС)

Территория	2002-2010 годы	2011-2019 годы
СЗЗ	1,8±0,3	1,9±0,1
ЗН	1,5±0,3	2,2±0,2
КП	1,8±0,2*	2,0±0,1

* Измерения проводили в отдельные годы наблюдений.

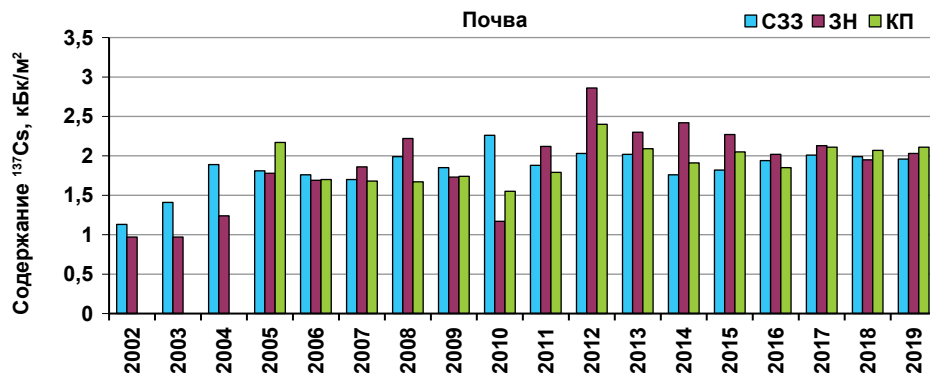


Рис. 2.187. Динамика плотности загрязнения почвенного покрова ^{137}Cs в районе расположения ЛАЭС

Плотность содержания ^{90}Sr верхнего почвенного покрова в рассматриваемом районе составляет $0,15 \pm 0,04$ kBк/м² [10, 12, 20, 58, 59, 79, 82, 128-132], т. е. примерно на порядок ниже по сравнению с ^{137}Cs . Плотность загрязнения почвы ^{60}Co ниже МДА, равного $0,1$ kBк/м² [17].

Удельная активность в почве естественных радионуклидов значительно выше техногенной активности (таблица 2.173) [24].

Авария на Чернобыльской АЭС привела к существенной неоднородности уровней поверхностного загрязнения почв ^{137}Cs , в том числе в регионе ЛАЭС. По данным обследования, выполненного в 2010 году, в поверхностном слое целинных почв в пределах 3 км от АЭС содержание ^{137}Cs изменялось в диапазоне $0,5-10,2$ kBк/м² [24]. За пределами 3-километрового радиуса содержание ^{137}Cs в поверхностном слое целинных почв составляло $1,7-18,6$ kBк/м² (максимальное содержание зафиксировано у деревни Керново — $18,6$ kBк/м²). По сравнению с «дочернобыльским» периодом удельная активность ^{137}Cs в пахотных почвах в среднем остается в 3-8 раз выше. Удельная активность ^{90}Sr в целинных и пахотных почвах не отличается от уровней «дочернобыльского» периода.

Таблица 2.173. Удельная активность радионуклидов в почве естественных экосистем (э/с) и сельскохозяйственных угодий (с/х) ЗН ЛАЭС, Бк/кг [24]

Год наблюдения	^{137}Cs	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K	^{90}Sr	$^{239,240}\text{Pu}$	^{232}Th
2011	31	17	21	357	—	—	—
2012	58	17	25	615	—	—	—
2013	э/с	—	—	—	—	—	—
	с/х	—	19-57	—	750-990	—	22-45
2014	э/с	—	—	—	3-39*	0,11-0,41	—
	с/х	15-87	10-160	—	423-1118	0,19-0,48	11-56

* Максимальное значение удельной активности ^{90}Sr в почве зафиксировано в болоте.

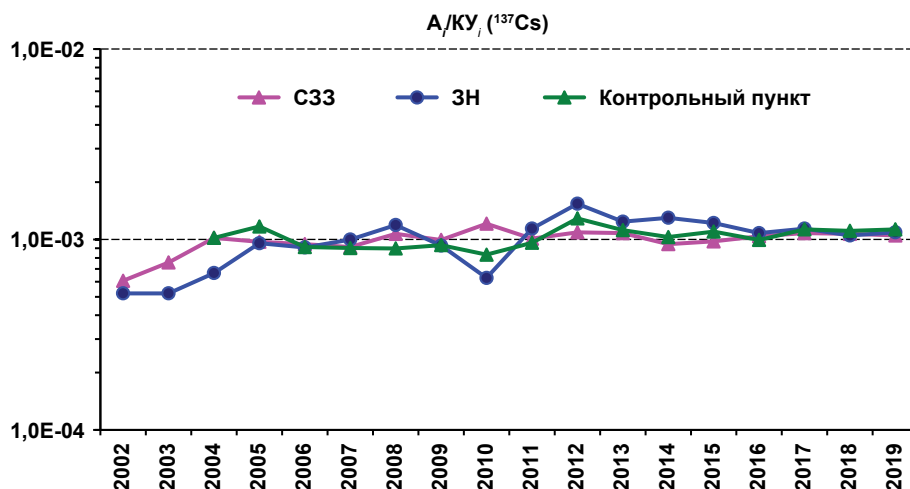


Рис. 2.188. Динамика индекса загрязнения почвенного покрова в районе расположения Ленинградской АЭС в период с 2002 по 2019 годы

В результате обследований, проведенных в 2011-2014 годах, выявлены пробы почв с более высоким уровнем загрязнения ^{137}Cs чернобыльского происхождения, а именно:

- СНТ «Дружба» — 100 Бк/кг (2011 г.);
- район бывшей д. Копорки — 390 Бк/кг (2012 год);
- 8 км к юго-востоку от п. Копорье — 750 Бк/кг (2013 год);
- пойменный луг р. Копорки — 226 Бк/кг (2014 год).

По результатам исследования почв естественных экосистем в 2013-2014 годах в некоторых пробах почв сосняка, верхового болота, пойм и березово-ольхового леса содержание ^{137}Cs превышает 100 Бк/кг [24], что соответствует локальным уровням загрязнения почвенного покрова в 10-20 кБк/м².

На рис. 2.188 представлены оценки индекса загрязнения почвы ^{137}Cs в зоне СЗЗ, ЗН, а также в контрольном пункте, рассчитанные по экологическому критерию в соответствии с рекомендациями Росгидромета Минприроды России [133] по данным мониторинга в 2002-2019 годах. В соответствии с представленными оценками современные индексы загрязнения почвы ^{137}Cs в СЗЗ и ЗН не отличаются от контрольного пункта и значительно ниже (в 10^3 раз) контрольного уровня по экологическому критерию, т. е. с большим запасом удовлетворяют условиям обеспечения радиационной безопасности наземной биоты.

Сельскохозяйственные продукты и растительность

По данным многолетнего радиационного контроля, удельная активность ^{137}Cs в местных продуктах питания находится примерно на одном уровне и значительно ниже допустимой (таблица 2.174).

Более высокие значения удельной активности ^{137}Cs наблюдались в грибах, являющихся природными концентраторами этого радионуклида. Данный эффект отмечен практически во всех регионах, в той или иной степени затронутых Чернобыльской аварией, в том числе и в Ленинградской области. Динамика содер-

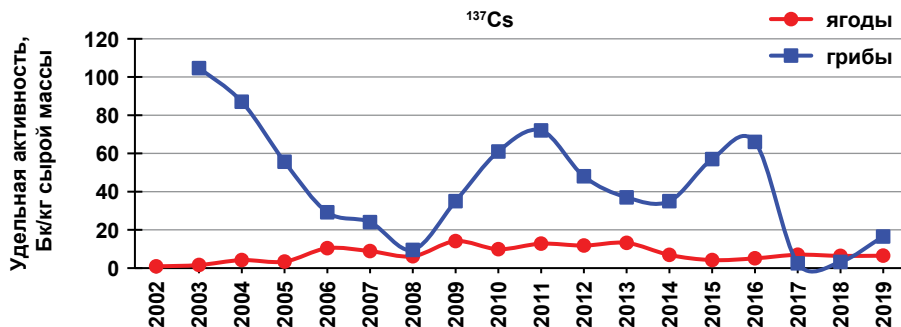


Рис. 2.189. Динамика содержания ^{137}Cs в грибах и ягодах в ЗН ЛАЭС

жания ^{137}Cs в компонентах лесной экосистемы (грибы и ягоды) представлена на рис. 2.189.

Вариабельность годовой динамики во многом обусловлена естественной изменчивостью значений и количеством отобранных в данный год проб.

Таблица 2.174. Удельная активность ^{137}Cs в продуктах питания местного производства, Бк/кг сырой массы (данные ЛВД ЛАЭС)

Наименование продукта	2002-2010 годы	ДУА 2002-2008 годы	2011-2019 годы	ДУА 2009-2019 годы
Овощи	3,1±1,4	40	1,8±0,3*	120
Корнеплоды	2,7±1,0	40	< 0,2–3,0	120
Картофель	—	—	< 0,3-1,0*	120
Ягоды	6,6±3,4	40	8,2±2,6	160
Молоко	1,2±0,2*	50	< 0,07-0,6*	100
Грибы	43,0±19,5/104,6	500	37,5±19,9/72,0	500
Рыба	5,5±2,5	130	6,4±1,5	130
Мясо	—	—	< 0,7**	160

* Измерения проводили в отдельные годы наблюдений.

** Единичные измерения за период наблюдения.

Примечания: 1. Прочерки означают, что нет данных или значение объемной активности ниже предела обнаружения. 2. В знаменателе указаны максимальные значения удельной активности за период наблюдения.

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в сене и кормовых травах находится в пределах 0,4-6,3 Бк/кг и 0,06-1,2 Бк/кг соответственно [24]. Содержание радионуклидов в силосе соответствует содержанию в кормовых травах с учетом влажности. Содержание в пробах растительности радионуклида естественного происхождения ^7Be находится в пределах 44-135 Бк/кг, что на один-два порядка выше техногенной радиоактивности. Удельное содержание ^{90}Sr в травостое составляет 5-46 мБк/кг, что не превышает нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01. Содержание ^{137}Cs в кормах сель-

скохозйственных животных (сено, ежа сборная, люцерна, разнотравье) составляет 0,2-3,5 Бк/кг естественной влажности, что на несколько порядков ниже нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01. Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в пастбищном травостое составляет 25-60 мБк/кг воздушно-сухого веса.

По данным [24], содержание ^{137}Cs в местной сельскохозяйственной пищевой продукции (картофель, редис, шавель, зеленый лук, укроп, свекла, кабачки, огурцы, молоко коровье, творог, свинина) составляло 0,02-1 Бк/кг сырого веса, содержание ^{90}Sr — 0,07-2,1 Бк/кг сырого веса, что на несколько порядков ниже установленных гигиеническими нормативами значений. Удельная активность ^3H в растительной сельскохозяйственной продукции составляла 22-35 Бк/кг, в молоке — 2,5-34 Бк/кг, в мясе — 4,8-8,1 Бк/кг (таблица 2.175). Удельная активность ^{14}C в растительной сельскохозяйственной продукции составляла 2-85 Бк/кг, в молоке — 33 Бк/кг, в мясе — 8,5 Бк/кг.

Таблица 2.175. Удельная активность ^3H и ^{14}C (без вычета фона) в сельскохозяйственной продукции в ЗН ЛАЭС, Бк/кг [24]

Наименование продукта	2012-2013 годы		2014 год	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Картофель	35	85	—	26
Молоко	2,5	33	34	—
Овощи	7-19	54	7-10	2-11
Зеленый лук	22	—	30	
Мясо (свинина)	8,1	—	4,8	8,5
Компоненты рациона с/х животных	31-404* естественной влажности	65-215* естественной влажности	—	182** воздушно- сухого веса

* Компоненты рациона с/х животных: сено, силос, травостой, зерносмесь.

** Компоненты рациона с/х животных: травостой пастбищный.

Примечания: 1. Исследуемые овощи: свекла, морковь, огурцы, помидоры, кабачки. 2. Прочерки означают, что нет данных.

2.6.6.3. Радиоактивность водных объектов

Поверхностные воды

Контроль радиоактивности воды в регионе расположения ЛАЭС проводится периодически в сбросном и подводящем каналах станции, реках Систе и Коваши — основном и резервном источниках хозяйственно-питьевого водоснабжения и в озере Бабинском — контрольном водоеме (рис. 2.190).

Объемные активности ^{137}Cs в воде Копорской губы, реках и озерах ЗН ЛАЭС и контрольном водоеме, по данным многолетнего мониторинга, находятся на одном уровне и практически не различаются (таблица 2.176) [12, 17, 20, 58-79, 82, 122-124, 128-132, 134]. Наблюдается снижение объемной активности ^{137}Cs в поверхностных водах в регионе ЛАЭС в 1,5-2,5 раза в 2011-2018 годах по сравнению с предшествующим десятилетием.



Рис. 2.190. Зона наблюдения. Место впадения реки Ковашы в Копорскую губу Финского залива [131]

Таблица 2.176. Объемные активности радионуклидов в поверхностных водах в регионе ЛАЭС, Бк/л

Радионуклид	Период наблюдений	Копорская губа	Реки и озера ЗН	Контрольный водоем — озеро Бабинское	УВ
^{137}Cs	2000-2010 годы	0,028±0,008	0,038±0,004	0,036±0,007	11
	2011-2018 годы	0,011±0,002	0,019±0,006	0,024±0,016	
^{90}Sr	2007-2017 годы	0,009±0,002	0,007±0,004	< МДА	4,9
^3H	2011-2017 годы	7,7±2,8	4,2±1,4	< 10	7600
^{60}Co	2002-2004 годы	0,026±0,0007	—	—	40

Объемные активности ^{90}Sr в Копорской губе, реках и озерах ЗН также значительно различаются и на порядок ниже объемной активности ^{137}Cs . Объемные активности ^3H в Копорской губе находятся на одном уровне с объемными активностями трития в реках и озерах. Системная информация по содержанию трития в водоемах вокруг ЛАЭС приведена на рис. 2.191 [135].

Средняя концентрация трития в поверхностных водоемах по 131 пробе, измеренной специалистами Радиового института, составила $4,01 \pm 2,24$ Бк/л [135]. При этом авторы отмечают, что средняя величина объемной активности НТО в водяных парах атмосферного воздуха в районе расположения ЛАЭС составляет $0,46$ Бк/м³, что несколько выше фоновой концентрации, составляющей $0,1-0,2$ Бк/м³ [73].

В отдельные годы в сбросных каналах ЛАЭС регистрируется присутствие следовых количеств ^{60}Co . Объемные активности всех техногенных радионуклидов в поверхностных пресных водах в регионе ЛАЭС значительно ниже УВ (для морских вод использование критерия УВ некорректно).

На рис. 2.192 представлены консервативные оценки индексов загрязнения воды Копорской губы в зоне потенциального влияния ЛАЭС суммой радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{60}Co , ^3H), рассчитанные по радиационно-гигиеническому и экологическому критериям в соответствии с рекомендациями Росгидромета Минприроды

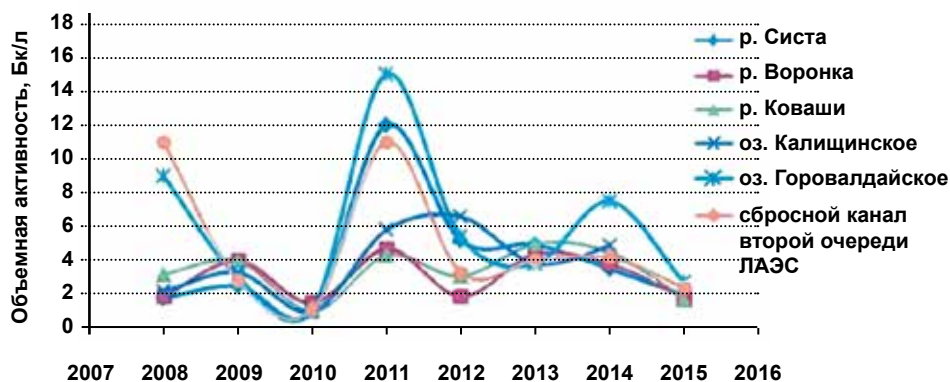


Рис. 2.191. Динамика содержания ^3H в поверхностных водоемах ближней зоны ЛАЭС-2 [135]

России [136] по данным мониторинга в 2000-2019 годах. В соответствии с представленными оценками современные индексы загрязнения морской воды в водоеме-охладителе ЛАЭС суммой активности техногенных радионуклидов ниже контрольных уровней по радиационно-гигиеническому критерию в 10^2 раз, а по экологическому критерию — в 10^4 раз, т. е. с большим запасом удовлетворяют условиям обеспечения радиационной безопасности человека и морской биоты.

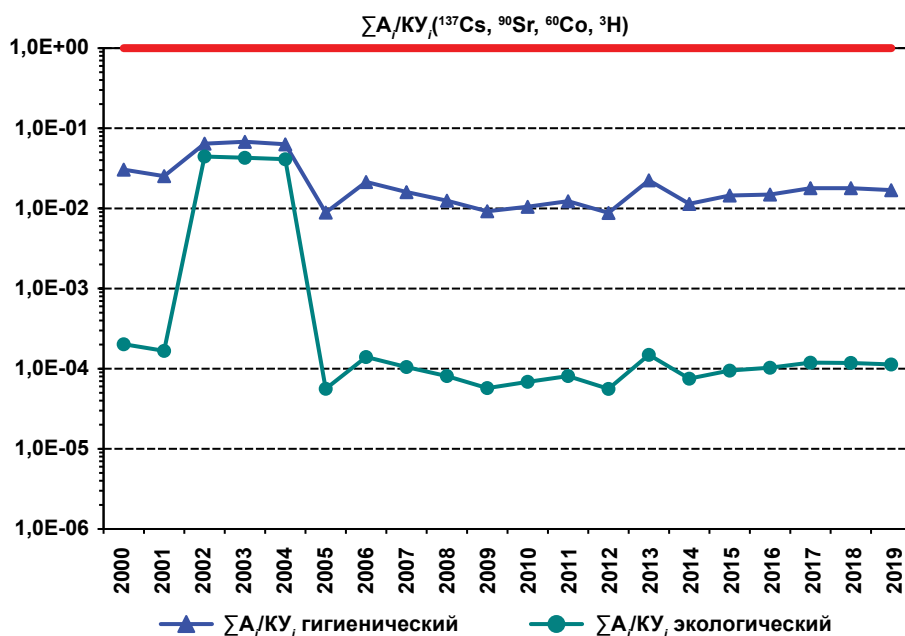


Рис. 2.192. Динамика индекса загрязнения воды Копорской губы в период с 2000 по 2019 годы по радиационно-гигиеническому и экологическому критериям

Донные отложения

Состояние донных отложений наряду с состоянием почвенных покровов является наиболее ярким индикатором для оценки техногенного воздействия на окружающую среду.

Содержание ^{137}Cs в донных отложениях сбросных каналов ЛАЭС, по данным многолетнего мониторинга, в среднем в 1,6 раза выше по сравнению с контрольным пунктом (таблица 2.177, рис. 2.193). В донных отложениях сбросных каналов ЛАЭС также регистрируется присутствие следовых количеств ^{60}Co и ^{54}Mn (таблица 2.177) [17, 66-78].

Таблица 2.177. Содержание техногенных радионуклидов в донных отложениях Копорской губы Финского залива, Бк/кг сырой массы

Радионуклид	Период	Копорская губа, сбросные каналы ЛАЭС	Финский залив — контрольный водоём
^{137}Cs	2006-2019 годы	20,0±3,4	12,8±1,4
^{60}Co	2017-2019 годы	1,1	< 0,4
^{54}Mn	2017-2019 годы	0,9	< 0,4

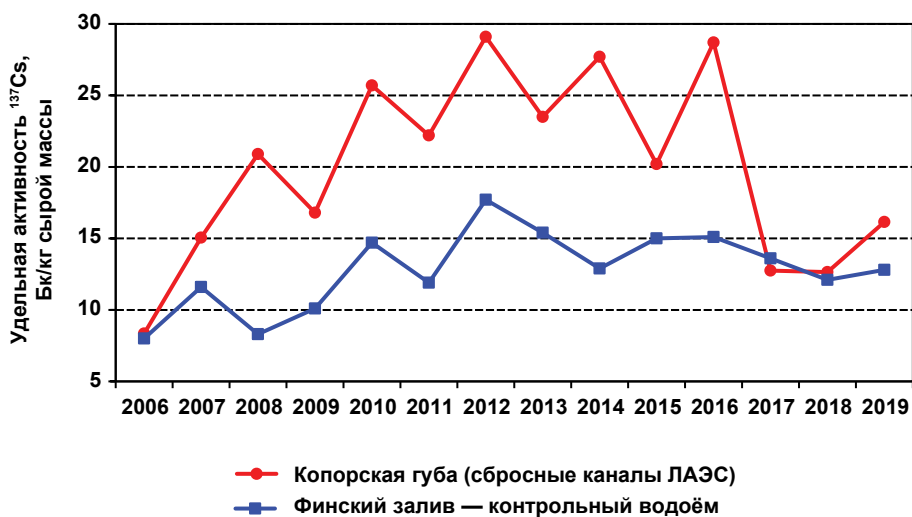


Рис. 2.193. Динамика удельной активности ^{137}Cs в донных отложениях Копорской губы Финского залива

На рис. 2.194 представлены консервативные оценки индексов загрязнения донных отложений Копорской губы в 1 км от устья сбросного канала 1-й очереди ЛАЭС суммой активности радионуклидов (^{137}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn), рассчитанные по экологическому и радиационно-гигиеническому критериям в соответствии с рекомендациями Росгидромета Минприроды России [137] по данным мониторинга в 2006-2019 годах. В соответствии с представленными оценками современные индексы загрязнения донных отложений в водоеме-охладителе ЛАЭС суммой ак-

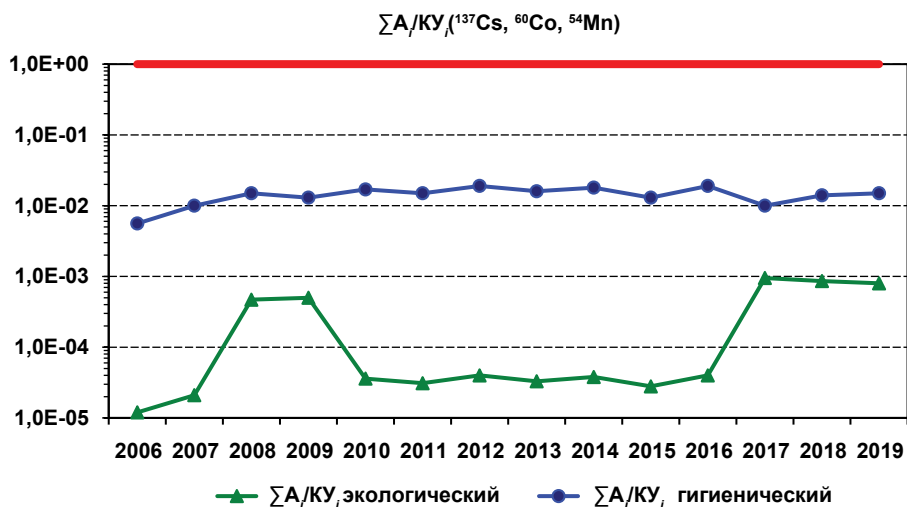


Рис. 2.194. Динамика индекса загрязнения донных отложений Копорской губы в 1 км от устья сбросного канала первой очереди в период с 2006 по 2019 годы по экологическому и радиационно-гигиеническому критериям

тивности техногенных радионуклидов ниже контрольных уровней по экологическому критерию в 10^3 - 10^5 раз, а по радиационно-гигиеническому критерию в 10^2 раз, т. е. так же, как и для морской воды с большим запасом удовлетворяют условиям сохранения благоприятной окружающей среды и радиационной безопасности человека.

Рыба

Удельная активность ^{137}Cs в рыбе варьирует в диапазоне 2-10 Бк/кг сырого веса (рис. 2.195), ^{90}Sr — 0,2-3,2 Бк/кг [24, 63-78, 134], что на несколько порядков ниже норматива СанПиН 2.3.2.1078-01.

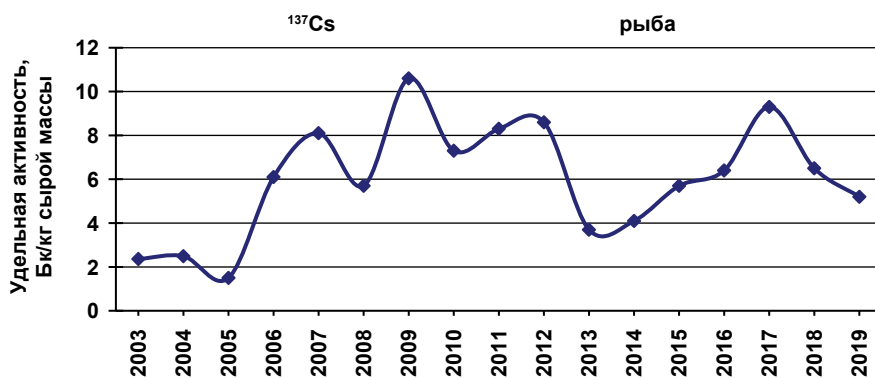


Рис. 2.195. Динамика содержания ^{137}Cs в рыбе Копорской губы

Диапазоны концентраций радионуклидов в рыбе, выловленной в Копорской губе, представлены в таблице 2.178.

Таблица 2.178. Удельная активность радионуклидов в рыбе Копорской губы

Радионуклид	Удельная активность, Бк/кг сырого веса
^{137}Cs	0,3-10,6
^{90}Sr	0,2-3,2
$^{239,240}\text{Pu}$	$< 0,4 \cdot 10^{-3}$ - $2,1 \cdot 10^{-3}$
^{40}K	38-100
^{226}Ra	< МДА-0,2
^3H	5,1-103
^{14}C	18-150

Удельная активность $^{239,240}\text{Pu}$ в рыбе варьирует в диапазоне от $< 0,4 \cdot 10^{-3}$ Бк/кг до $2,1 \cdot 10^{-3}$ Бк/кг. Удельная активность ^{40}K в рыбе варьирует в диапазоне от 38 Бк/кг до 100 Бк/кг. В плотве обнаружено незначительное количество ^{226}Ra — 0,2 Бк/кг. Исследование содержания ^3H и ^{14}C в рыбе Копорской губы, проведенное в 2012-2014 годах [24, 134], показало, что удельная активность ^3H изменяется в диапазоне от 5,1 до 103 Бк/кг, ^{14}C — 18-150 Бк/кг сырого веса.

В работе [138] для расчета дозовых нагрузок на референтные виды биоты водных и наземных экосистем в районе расположения ЛАЭС были использованы результаты мониторинга 2013 года (таблицы 2.179 и 2.180).

Таблица 2.179. Экспериментальные (по результатам мониторинга 2013 года) и рассчитанные данные об удельной активности радионуклидов в компонентах водных экосистем Копорской губы

Радионуклид	Среднее значение, Бк/л (Бк/кг сырого веса)					
	Поверхностная вода	Рыба придонная	Рыба пелагическая	Донные отложения	Высшая водная растительность	Моллюски
^3H	3,1±1,2	17,6±7	3,13*		3,13*	3,13*
^{90}Sr	$(6,1±1,2) \cdot 10^{-3}$	$(3,9±1) \cdot 10^{-1}$	$(1,8±0,4) \cdot 10^{-1}$	3,04*	0,06*	0,06*
^{137}Cs	$(2,7±0,5) \cdot 10^{-2}$	4±1	2,2±0,7	3,6±0,8	1,34*	1,60*
^{14}C		23±8	39±15			

* Рассчитанные данные об удельной активности радионуклидов в компонентах водных экосистем Копорской губы.

Результаты радиационного мониторинга не только подтверждают радиационную безопасность в районе расположения АЭС, но нередко обращают внимание исследователей на фундаментальные вопросы, касающиеся процессов миграции радионуклидов в биосфере. Так, исследования, выполненные специалистами Радиевого института, показали, что концентрация трития в организме рыб заметно отличается от концентрации изотопа в воде (таблица 2.181) [134].

Таблица 2.180. Экспериментальные данные об удельной активности радионуклидов в компонентах наземных экосистем в районе расположения ЛАЭС по результатам мониторинга 2013 года

Радионуклид	Среднее значение на сырой вес						Крыса (0,7 кг), Бк/кг
	Воздух, мкБк/м ³	Почва, Бк/м ² (Бк/кг)	Луговая травянистая растительность, Бк/кг	Хвоя сосны, Бк/кг	Лягушка (50 г), Бк/кг	Змея (0,3 кг), Бк/кг	
³ H	(5,6±1)·10 ⁵		58±14	81±33			
⁹⁰ Sr	(7,2±2,1)·10 ⁻¹		0,79±0,15	1,9±0,4			
¹³⁷ Cs	7,8±1,1	7550±1130 (212±31)	5,4±2,1	21±4	114	763	620
¹³⁴ Cs	6,97±1,02						
¹⁴ C			82±28	94±38			
⁶⁰ Co	11±1						
⁵⁴ Mn	9,15±1,23						

Таблица 2.181. Концентрация различных форм трития в пробах воды и рыбы, отобранных в районе расположения г. Сосновый Бор в 2012-2014 годах [134]

Вид пробы (место отбора пробы)	НТО в воде, Бк/л	В рыбе, Бк/кг сырого веса, P = 0,95		
		TFWT	ОВТ	TFWT+ОВТ
2012 год				
Плотва, лещ (Копорская губа)	2,4±1,2-2,7±1,3			56±17
Окунь (Копорская губа)	2,8±1,3			37,8±11
Уклейка (р. Коваши)	3,8±1,3			102,8±30,7
Окунь (Копорская губа)	2,4±1,2-2,8±1,3			42±17
Судак (Копорская губа)	2,4±1,2-2,8±1,3			27,6±11
2013 год				
Окунь (оз. Гороволдайское)	3,4±1,3-5,4±1,3	—	11±4,4	
Налим (Копорская губа)	2,8±1,2-4,5±1,3	—	13,5±5,4	
Окунь (Копорская губа)	2,8±1,2, 2,1±1,2	16,0±2	9,3±3,7	
Осетр (сбросной канал второй очереди)	4,0±1,3	—	8,7±3,5	
Лещ (сбросной канал второй очереди)	4,0±1,3	—	22,7±9,1	
2014 год				
Лещ (Копорская губа)	4,2±1,3-7,1±1,6	12±2	—	
Плотва (Копорская губа)	4,2±1,3-5,2±1,4	5,6±1,4	—	
Ёрш (Копорская губа)	4,2±1,3-6,0±1,5	5,6±1,4	—	

Окончание табл. 2.181

Вид пробы (место отбора пробы)	НТО в воде, Бк/л	В рыбе, Бк/кг сырого веса, P = 0,95		
		TFWT	ОВТ	TFWT+ ОВТ
Окунь (Копорская губа)	4,2±1,3	5,1±1,4	—	
Лещ (Копорская губа)	4,2±1,3	25±3	—	
Сырть (Копорская губа)	4,2±1,3	10±2	—	
Судак (Копорская губа)	4,2±1,3	23±3	—	
Лещ (Копорская губа)	4,2±1,3	8,7±1,6	—	
Плотва (Копорская губа)	4,2±1,3	7,2±1,5	—	
Осетр (сбросной канал второй очереди)	4,1±1,3	7,3±1,5	—	
Окунь (выход сбросного канала)	5,3±1,4	29±3	44±17	
Карась (Финский залив в районе мыса Дубовский)	4,3±1,3	11±2	—	
Судак (Финский залив напротив д. Шепелево)	4,3±1,3	9,3±1,7	—	

Примечание: прочерк — нет данных.

В дополнение к этим морским исследованиям авторы определили различные формы трития в целом ряде других объектов, отобранных в районе г. Сосновый Бор (таблица 2.182).

Таблица 2.182. Концентрация различных форм трития в пробах воздуха и биоты, отобранных в районе расположения г. Сосновый Бор в 2012-2014 годах [134]

Вид пробы	Число проб	Концентрация в пробе, Бк/кг, сырой вес	
		TFWT	ОВТ
Атмосферная влага, Бк/кг воды	53	42,05±31,74	
Мясо	2	2,90±2,4	13,08±5,44
Молоко	8	12,29±14,51	
Зерно	9		74,37±27,77
Овощи	22	8,58±8,64	23,29±45,23
Грибы	4	10,26±10,58	9,13±6,52
Фрукты и ягоды	4	8,33±4,33	28,46±27,47
Сено, трава, лесная подстилка	9		141,85±129,55

Эффект биоаккумуляции трития биотой является до настоящего времени спорным и относится к важным научным проблемам в области экологии и оценок рисков (см. раздел 1).

2.6.7. Оценка доз техногенного облучения населения и биоты

2.6.7.1. Оценка доз техногенного облучения населения

Результаты расчетов дозы облучения населения, выполненные по методике [139] и данным о современных выбросах радионуклидов ЛАЭС в 2019 году от реакторов РБМК-1000 и ВВЭР-1200 [57], представлены в таблицах 2.183, 2.184, 2.185. Представленные оценки являются консервативными, поскольку выполнены для критической группы населения, проживающего в местах ожидаемой максимальной объемной активности радионуклидов в приземном слое воздуха и атмосферных выпадениях в соответствии с [139].

Таблица 2.183. Оценка дозы облучения критической группы населения от выбросов ЛАЭС с реакторами РБМК-1000 в 2019 году

Нук-лид	Объемная активность в воздухе, Бк/м ³	Выпадения, Бк/м ² ·год	Доза внешняя от облака, Зв/год	Доза внешняя от почвы, Зв/год	Доза от вдыхания радионуклидов, Зв/год	Доза от потребления продуктов питания, Зв/год	Доза суммарная, Зв/год
¹³⁷ Cs	$1,28 \cdot 10^{-7}$	$3,54 \cdot 10^{-2}$	$1,10 \cdot 10^{-13}$	$6,17 \cdot 10^{-9}$	$4,76 \cdot 10^{-12}$	$3,94 \cdot 10^{-9}$	$1,01 \cdot 10^{-8}$
¹³⁴ Cs	$6,77 \cdot 10^{-8}$	$1,87 \cdot 10^{-2}$	$1,53 \cdot 10^{-13}$	$1,42 \cdot 10^{-9}$	$3,62 \cdot 10^{-12}$	$2,24 \cdot 10^{-9}$	$3,66 \cdot 10^{-9}$
⁶⁰ Co	$3,48 \cdot 10^{-7}$	$9,64 \cdot 10^{-2}$	$1,31 \cdot 10^{-12}$	$2,48 \cdot 10^{-8}$	$2,82 \cdot 10^{-11}$	$2,30 \cdot 10^{-9}$	$2,71 \cdot 10^{-8}$
¹³¹ I	$4,80 \cdot 10^{-7}$	$3,50 \cdot 10^{-1}$	$2,62 \cdot 10^{-13}$	$7,82 \cdot 10^{-11}$	$2,88 \cdot 10^{-11}$	$8,43 \cdot 10^{-10}$	$9,51 \cdot 10^{-10}$
ИРГ сумма	$3,60 \cdot 10^{-1}$	—	$1,05 \cdot 10^{-6}$	—	—	—	$1,05 \cdot 10^{-6}$
Сумма	—	—	$1,05 \cdot 10^{-6}$	$3,25 \cdot 10^{-8}$	$6,54 \cdot 10^{-11}$	$9,32 \cdot 10^{-9}$	$1,09 \cdot 10^{-6}$

Примечание. Вклады в дозу трития и углерода-14 не рассчитаны из-за отсутствия данных о выбросах [57].

Таблица 2.184. Оценка дозы облучения критической группы населения от выбросов ЛАЭС с реактором ВВЭР-1200 в 2019 году

Нук-лид	Объемная активность в воздухе, Бк/м ³	Выпадения, Бк/м ² ·год	Доза внешняя от облака, Зв/год	Доза внешняя от почвы, Зв/год	Доза от вдыхания радионуклидов, Зв/год	Доза от потребления продуктов питания, Зв/год	Доза суммарная, Зв/год
¹³⁷ Cs	$1,43 \cdot 10^{-7}$	$3,85 \cdot 10^{-2}$	$1,24 \cdot 10^{-13}$	$6,71 \cdot 10^{-9}$	$5,34 \cdot 10^{-12}$	$4,38 \cdot 10^{-9}$	$1,11 \cdot 10^{-8}$
¹³⁴ Cs	$1,43 \cdot 10^{-7}$	$3,85 \cdot 10^{-2}$	$3,25 \cdot 10^{-13}$	$2,91 \cdot 10^{-9}$	$7,66 \cdot 10^{-12}$	$4,71 \cdot 10^{-9}$	$7,63 \cdot 10^{-9}$
⁶⁰ Co	$1,57 \cdot 10^{-7}$	$4,21 \cdot 10^{-2}$	$5,92 \cdot 10^{-13}$	$1,08 \cdot 10^{-8}$	$1,27 \cdot 10^{-11}$	$1,03 \cdot 10^{-9}$	$1,19 \cdot 10^{-8}$
¹³¹ I	$2,45 \cdot 10^{-7}$	$1,70 \cdot 10^{-1}$	$1,34 \cdot 10^{-13}$	$3,80 \cdot 10^{-11}$	$1,47 \cdot 10^{-11}$	$4,26 \cdot 10^{-10}$	$4,79 \cdot 10^{-10}$
³ H*	$7,29 \cdot 10^{-4}$	—	—	—	—	—	$2,96 \cdot 10^{-9}$

Окончание табл. 2.184

Нуклид	Объемная активность в воздухе, Бк/м ³	Выпадения, Бк/м ² ·год	Доза внешняя от облака, Зв/год	Доза внешняя от почвы, Зв/год	Доза от вдыхания радионуклидов, Зв/год	Доза от потребления продуктов питания, Зв/год	Доза суммарная, Зв/год
¹⁴ C*	2,11·10 ⁻⁴	—	—	—	—	—	6,57·10 ⁻⁸
ИРГ сумма	6,72·10 ⁻²	—	1,96·10 ⁻⁷	—	—	—	1,96·10 ⁻⁷
Сумма			1,96·10 ⁻⁷	2,05·10 ⁻⁸	4,04·10 ⁻¹¹	1,05·10 ⁻⁸	2,96·10 ⁻⁷

* Вклады в дозу трития и углерода-14 считаются по специальным формулам, учитывающим все пути облучения [139].

Таблица 2.185. Оценка суммарной годовой дозы облучения критической группы населения от выбросов ЛАЭС с реакторами РБМК-1000 и ВВЭР-1200 в 2019 году

Нуклид	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	⁶⁰ Co	¹³¹ I	³ H*	¹⁴ C*	ИРГ	Сумма
Доза, Зв/год	2,12·10 ⁻⁸	1,13·10 ⁻⁸	3,90·10 ⁻⁸	1,43·10 ⁻⁹	6,57·10 ⁻⁸	1,96·10 ⁻⁷	1,05·10 ⁻⁶	1,39·10 ⁻⁶

* Вклады в дозу трития и углерода-14 только от выбросов ВВЭР-1200.

Согласно расчетным оценкам доза облучения критической группы населения от выбросов ЛАЭС с реакторами РБМК-1000 составляет около 1,1 мкЗв/год без учета выбросов ¹⁴C и ³H. Основной вклад в дозу вносят ИРГ (рис. 2.196).

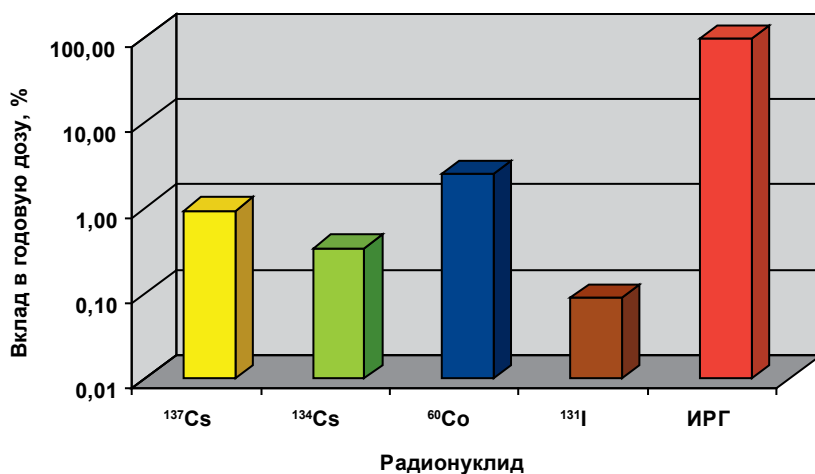


Рис. 2.196. Вклады отдельных радионуклидов в годовую дозу облучения населения от выбросов энергоблоков с реактором РБМК-100 Ленинградской АЭС в 2019 году

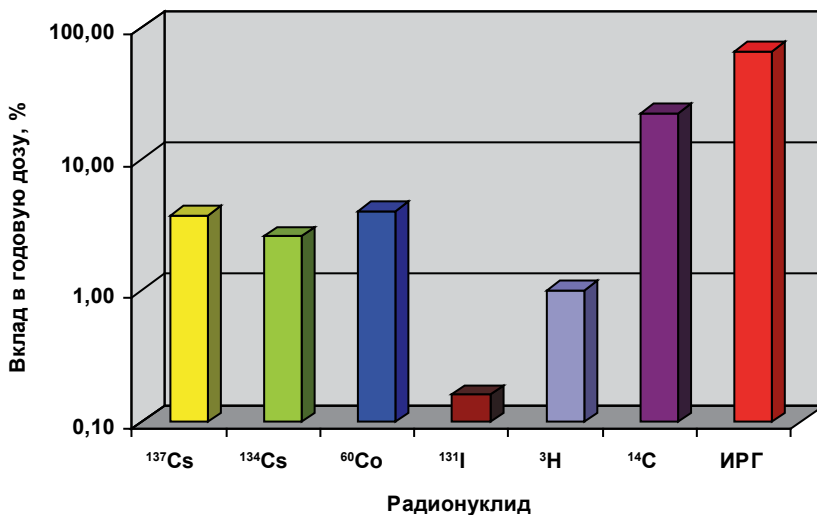


Рис. 2.197. Вклады отдельных радионуклидов в годовую дозу облучения населения от выбросов энергоблоков с реактором ВВЭР-1200 Ленинградской АЭС в 2019 году

В работе [140] предложена модель оценки дозы облучения населения от выбросов ^{14}C , предполагающая равновесие ^{14}C между местными продуктами питания и атмосферным воздухом при отсутствии такого равновесия для организма человека вследствие потребления привозных продуктов питания. Эта модель позволяет обоснованно снизить консерватизм оценки дозы от штатных выбросов АЭС по сравнению с действующими методиками и рекомендациями (почти в 4 раза для выбросов ^{14}C в районе ЛАЭС). Согласно [140], годовая доза облучения населения от выбросов ^{14}C реакторами РБМК-1000 в районе ЛАЭС 1 мкЗв/год.

Доза облучения критической группы населения от выбросов ЛАЭС с реактором ВВЭР-1200 составляет около 0,3 мкЗв/год (таблица 2.182). Основной вклад в дозу вносят ИРГ — 66 % и ^{14}C — 22 % (рис. 2.197). Вклады остальных радионуклидов составляют: ^{60}Co — 4 %, ^{137}Cs — 3,8 %, ^{134}Cs — 2,6 %, ^3H — около 1 %, ^{131}I < 1%.

В целом суммарная годовая доза облучения критической группы населения от выбросов ЛАЭС в 2019 году оценивается в 1,4 мкЗв, а с учетом выбросов ^{14}C реакторами РБМК-1000 в 2,4 мкЗв, что ниже уровня дозы, соответствующей пренебрежимому радиационному риску [140, 141].

По оценкам [59, 79] доза облучения населения от современных выбросов НИТИ практически полностью определяется ИРГ и составляет 8,5-9,4 нЗв/год, что более чем на два порядка ниже дозы от выбросов ЛАЭС.

2.6.7.2. Оценка доз облучения биоты

Оценка мощности дозы облучения референтных организмов биоты в районе ЛАЭС производилась в соответствии с [142-144]. В качестве исходных использовались данные многолетнего мониторинга.

Таблица 2.186. Мощности дозы облучения референтных организмов морской биоты в районе расположения ЛАЭС (Копорская губа Финского залива), мкГр/ч

Радионуклид	Донная рыба	Моллюски	Водоросли
^{137}Cs	$2,6 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$
^{90}Sr	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-4}$
^3H	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$
^{14}C	$3,4 \cdot 10^{-3}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$
^{60}Co	$6,5 \cdot 10^{-4}$	$7,1 \cdot 10^{-4}$	$7,0 \cdot 10^{-4}$
^{54}Mn	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$
Суммарная мощность дозы, мкГр/ч	$7,6 \cdot 10^{-3}$	$7,1 \cdot 10^{-3}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$
БУОБ, мкГр/ч	40	400	400

Согласно расчетным оценкам мощности дозы облучения гидробионтов Копорской губы, в районе расположения ЛАЭС находятся примерно на одном уровне и в 5 000–67 000 раз ниже БУОБ (таблица 2.186).

Основной вклад в дозу внутреннего облучения гидробионтов Копорской губы вносит ^{14}C (рис. 2.198), а в дозу внешнего облучения — ^{137}Cs (рис. 2.199). В целом вклад ^{14}C в суммарную дозу облучения гидробионтов составляет 28–46 %, ^{137}Cs — 34–38 %, ^{60}Co — 9–12 %, ^{90}Sr — 5–12 %, ^3H — 4–5 %, ^{54}Mn — 3–4 %.

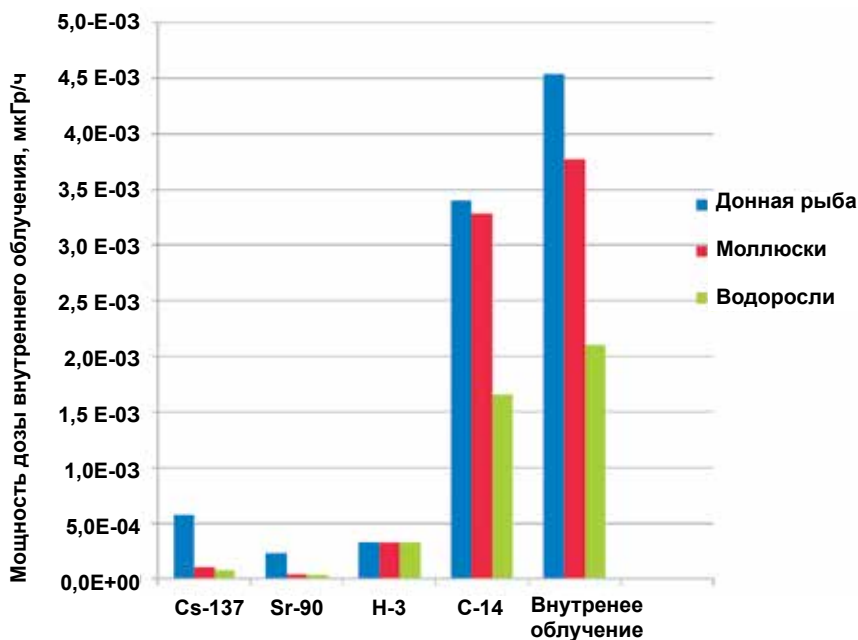


Рис. 2.198. Вклады отдельных радионуклидов во внутреннее облучение референтных видов морской биоты в районе ЛАЭС (Копорская губа Финского залива)

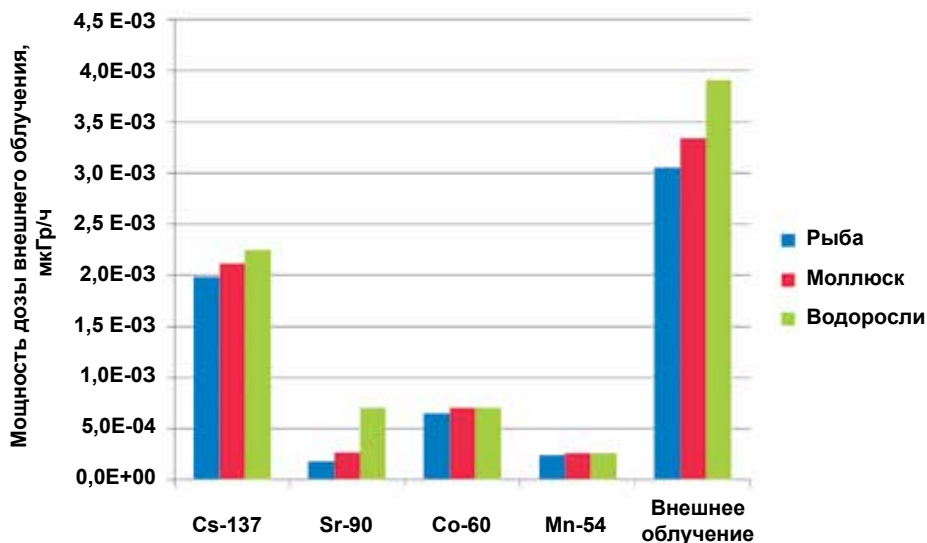


Рис. 2.199. Вклады радионуклидов во внешнее облучение организмов морской биоты в районе ЛАЭС (Копорская губа Финского залива)

Мощности дозы облучения организмов наземной биоты в 2 000-40 000 раз ниже БУОБ (таблица 2.187).

Таблица 2.187. Мощности дозы облучения организмов наземной биоты в ЗН ЛАЭС, мкГр/ч

Радионуклид/мощность дозы, мкГр/ч	Хвоя сосны	Трава	Дождевой червь	Мышь
^{137}Cs	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$6,9 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$	$4,3 \cdot 10^{-2}$
^{90}Sr	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-7}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$
^3H	$6,6 \cdot 10^{-4}$	$4,8 \cdot 10^{-4}$	$6,6 \cdot 10^{-4}$	$6,6 \cdot 10^{-4}$
^{14}C	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$2,9 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$
^{239}Pu	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$
Суммарная мощность дозы	$1,65 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$2,12 \cdot 10^{-2}$	$4,7 \cdot 10^{-2}$
Вклад внутреннего облучения, %	69,5	40,2	20,7	66,7
Вклад внешнего облучения, %	30,5	59,8	79,3	33,3
БУОБ	40	400	400	40

Для сосны и мыши преобладает вклад в суммарную дозу внутреннего облучения от инкорпорированных радионуклидов, а для травы и дождевого червя — внешнего облучения. Основной вклад в мощность дозы техногенного облучения организмов наземной биоты вносит ^{137}Cs (рис. 2.200).

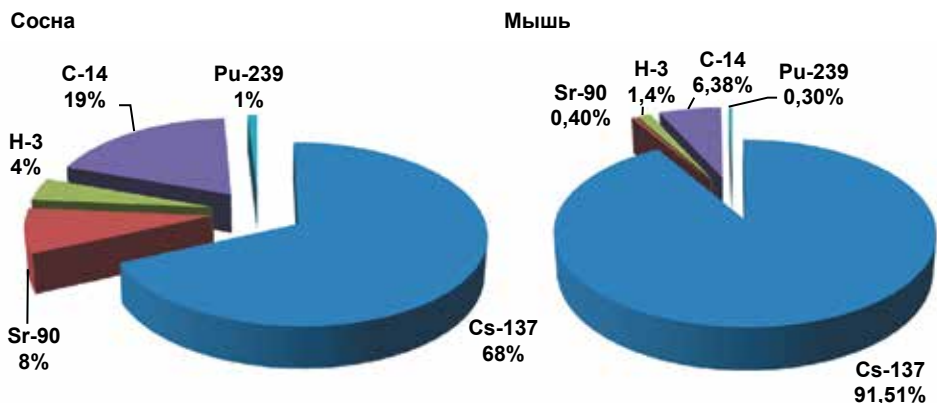


Рис. 2.200. Вклады радионуклидов в облучение референтных организмов наземной биоты в ЗН ЛАЭС

Необходимо отметить, что для биоты используется упрощенная скрининговая оценка дозы облучения, основанная на использовании данных мониторинга.

2.6.8. Некоторые штрихи к экологическому портрету

Буквально за столетие техногенная нагрузка на естественные биотопы в районе Копорской губы и возникшей Сосновоборской агломерации многократно выросла. Жизнь людей качественно изменилась. Сократилась детская смертность, выросла продолжительность жизни, само качество жизни благодаря обеспечению теплом и энергией, расширенному ассортименту питания стало, несомненно, выше.

Но промышленное производство, сконцентрировав в себе огромные ресурсы различных видов энергии, стало постоянным источником серьезной озабоченности о состоянии и качестве окружающей среды в местах проживания человека и о состоянии биосферы в целом. Эта озабоченность выражена в концепции экологически устойчивого развития, начало которой было положено Международной комиссией по окружающей среде и развитию (доклад «Наше общее будущее», или «Доклад Брундтланд», 1987 год).

Среди специалистов в настоящее время существует широкий спектр мнений в оценке состояния окружающей среды. Однако одно несомненно: для гармонизации взаимодействия общества с природой требуется объективная оценка последствий влияния человека на окружающую среду в двух базовых взаимосвязанных параметрах — экологическом и экономическом. Это очень сложная задача, и сегодня в исследованиях рассматриваются лишь отдельные ее фрагменты.

Представленный анализ экологической ситуации в районе Сосновоборской агломерации далеко не полон, он затрагивает в первую очередь радиационный фактор воздействия на фоне другой техногенной нагрузки и естественно изменяющихся параметров окружающей среды.

Среди множества факторов интенсивного, а часто и чрезмерного воздействия человека на природу, факторов риска безопасного существования людей и других живых организмов в регионе Финского залива можно выделить те, что наиболее сильно влияют или могут негативно повлиять в ближайшем будущем на экосистему Балтийского моря.

Это сельскохозяйственные стоки биогенных элементов (в основном соединений азота и фосфора), вызывающие эвтрофикацию залива. Проблема загрязнений из сельскохозяйственного сектора (как из разбросанных мелких, так и из крупных источников) была включена в качестве компонента в Совместную всестороннюю экологическую программу действий (Хельсинская Комиссия JCP), принятую в 1992 году. Из-за спада сельскохозяйственного производства в Ленинградской области объем стоков несколько уменьшился, но проблема остается актуальной [145].

Неочищенные промышленные и бытовые стоки, другие источники попадания токсичных веществ в пресноводные водоемы бассейна и в акваторию Финского залива создают риск разрушения хрупких экосистем, областей водосбора, ресурсов пресной воды и как места обитания богатого биоразнообразия и места расположения многих биологических ресурсов.

На фоне этих влияний теряется значимость воздействия ЛАЭС, особенно в части дополнительной радиационной нагрузки, на биоту, которая мала даже по сравнению с природным фоном. Тепловая нагрузка ЛАЭС хотя и локально, но изменяет часть параметров экосистемы. В частности, в зоне подогрева заметно расширились сроки вегетации водорослей с 5-7 месяцев до практически круглогодичной вегетации, без зимнего перерыва. Изменились процессы сезонной сукцессии в доминирующих группах фитопланктона — сине-зеленых и диатомовых водорослях. Поступление в прибрежные воды дополнительного количества биогенных элементов (соединений фосфора и азота) в сочетании со сбросом теплых вод от АЭС обусловили массовое развитие и структурную перестройку сообщества фитопланктона [11, 90, 40-42]. Произошло упрощение структуры и изменение хода сезонной сукцессии в сообществе зоопланктона [146, 147]. Произошло упрощение структуры ихтиоценоза, изменились условия размножения и воспроизводства рыб. В сообществе рыб увеличилось число видов, ранний онтогенез которых происходит в зоне распространения сбросных вод АЭС. В частности, в сбросном канале создались экологические условия для размножения более 10 видов тепловодных рыб. Молодь фитофильных видов рыб, размножающихся в сбросном канале, испытывает воздействие повышенных температур и других техногенных факторов и может рассматриваться в качестве критического элемента экосистемы по отношению к воздействию АЭС [44, 46, 99].

Комплексную оценку этих изменений еще только предстоит сделать с учетом остальных меняющихся факторов воздействия. Именно поэтому на данном этапе целесообразность продолжения научных радиоэкологических исследований в экосистеме Копорской губы не вызывает сомнений, поскольку наши знания относительно этой экосистемы и в целом в отношении различных факторов воздействия на живую природу еще слишком незначительны для выполнения реалистических прогнозов даже на ближайшее будущее. Нужно определенное время, чтобы понять периоды цикличности отдельных процессов, увязать их с изменениями в Финском заливе, Балтийском море в целом, возможно, с океаническими процессами.

В целом анализ радиоэкологической обстановки по данным многолетнего мониторинга позволяет сделать вывод о том, что дозы облучения населения и биоты в районе расположения Ленинградской АЭС в штатных условиях эксплуатации не превышают гигиенические нормативы и экологические критерии обеспечения радиационной безопасности для населения и объектов окружающей среды.

Список использованных источников к подразделу 2.6

1. История атомной энергетики Советского Союза и России / Под редакцией В. А. Сидоренко. М., ИздАТ, 2001. — 256 с.
2. Википедия Соснового Бора. Электронный ресурс: URL: <http://wikisbor.ru/>.
3. Закон Ленинградской области № 22-оз от 22 марта 2005 года. Принят Законодательным собранием Ленинградской области. Утвержден губернатором Ленинградской области В. Сердюковым 31 марта 2005 года, № 22-оз.
4. Рендель К. Сосновый Бор. — Ленинград, 1986. — 63 с.
5. Борейко В. Е., Бриних В. А., Парникоза И. Ю. Заповедность (пассивная охрана природы). Теория и практика / Киев. эколого-культ. центр. — Киев: Логос, 2015. — 112 с. — (Серия «Охрана дикой природы»). Вып. 73).
6. Электронный ресурс. URL: https://zagorod.spb.ru/articles/4215-lenspeckombinat_radon.
7. СЗТО ФГУП «РосРАО». Отчет по экологической безопасности за 2018 г. Филиал «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «РосРАО», 2019. — 40 с.
8. Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова. СПб.: ООО «НИЦ «Моринтех», 2002. — 360 с.
9. Брянских Э. С. «Подводная одиссея НИТИ им. А. П. Александрова: 1962-1989 годы». СПб.: ООО «НИЦ «Моринтех», 2004. — 272 с.
10. НИТИ, 2012. Отчет по экологической безопасности за 2011 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2012. — 53 с.
11. Крышев И. И., Рязанцев Е. П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: ИздАт, 2010. — 496 с.
12. НИТИ, 2013. Отчет по экологической безопасности за 2012 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2013. — 52 с.
13. Александров А. П. Документы и воспоминания. К 100-летию со дня рождения / Отв. ред. акад. Н. С. Хлопкин, А. П. Александров — М.: Изд-во АТ, 2003. 454 с.
14. Крамеров А. Я. Канальные водоохлаждаемые уран-графитовые реакторы (УГР) типа РБМК // История атомной энергетики Советского Союза и России. Электронный ресурс: http://elib.biblioatom.ru/text/istoriya-atomnoy-energetiki_v1_2001. — С. 154-163.
15. Рендель К. Рожденный на заре. СПб.: Изд-во Политехн. ун-та, 2006. — 239 с.
16. Электронный ресурс. URL: <https://www.seogan.ru/leningradskaya-aes.html>.
17. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2019 г. Обнинск. 2020. — 343 с.
18. Акатов А. А., Коряковский Ю. С. Атомная энергетика Северо-Запада России. СПб., 2009. — 19 с.
19. Электронный ресурс. URL: <http://www.rosatom.ru/production/design/stroyashchiesya-aes/>.
20. НИТИ, 2010. Отчет по экологической безопасности за 2009 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2010. — 53 с.
21. Электронный ресурс. URL: <https://yandex.ru/images>.
22. ОСПОРБ 99/2010. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности. Санитарные правила и нормативы СП 2.6.1.2612-10. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. — 83 с.
23. СПОРО-2002. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами СП 2.6.6.1168-02. от 23.10. 02. № 33, 2002. — 37 с.
24. Ленинградская АЭС-2. Материалы оценки воздействия на окружающую среду АО «Атомпроект», 2015. — 414 с.
25. Антонов А. Е. Крупномасштабная изменчивость гидрометеорологического режима Балтийского моря и ее влияние на промысел. — Л.: Гидрометеониздат, 1987. — 248 с.

26. *Неелов А. В.* Рыбы. (Природа Ленинградской области). — Л.: Лениздат, 1987. — 157 с.
27. *Алексеев А. П.* К вопросу о причинах многолетней изменчивости уловов рыбы в Балтийском море // Тез. докл. VI Международного экологического форума «День Балтийского моря». — СПб.: Издательский дом Герда. — 2005. — С. 241-242.
28. *Matthaus W., Schinke H.* The influence of river runoff on deep water conditions of the Baltic Sea // *Hydrobiologia*. — 1999. — Vol. 393. — P. 1-10.
29. *Алимов А. Ф., Голубков С. М.* Изменения в экосистемах восточной части Финского залива // Вестник Российской академии наук. — 2008. — Том 78. — № 3. — С. 223-230.
30. *Maximov A. A.* Changes of macrozoobenthos in the eastern Gulf of Finland associated with deterioration of oxygen conditions // Abstracts of Baltic Sea Science Congress. Rostock. — 2007. — 111 p.
31. *Берг Л. С.* Рыбы Финского залива // Изв. Всесоюз. НИИ озёрн. и речн. рыбн. х-ва. — 1940. — Т. 23, № 2. — С. 3-46.
32. *Кудерский Л. А.* Состав и многолетние изменения рыбного населения в Невской губе и восточной части Финского залива // Финский залив в условиях антропогенного воздействия. — СПб.: Ин-т озерадения, 1999. — С. 257-303.
33. *Успенский А. А.* Новые сведения о видовом составе рыбного населения прибрежного мелководья восточной части Финского залива (с особым вниманием к видам вселенцам) // Сборник материалов XIV Международного экологического форума «День Балтийского моря». — СПб.: Изд-во «Человек», 2013. — С. 69-71.
34. *Смирнов А. Н.* Распространение некоторых видов рыб в восточной части Финского залива // Известия ГосНИОРХ. — 1977. — Т. 123. — С. 128-157.
35. *Колечкова Н. Б.* Оценка воздействия природных и антропогенных факторов на состояние и промысел судака (*Stizostedion Lucioferca*) в Финском заливе Балтийского моря. Выпускная квалификационная работа (бакалаврская работа). СПб., 2018. — 57 с.
36. *Шурухин А. С., Лукин А. А., Педченко А. П., Титов С. Ф.* Современное состояние рыбного промысла и эффективность использования сырьевой базы в Финском заливе Балтийского моря // Труды ВНИРО. Водные биологические ресурсы. — 2016. — Т. 160. — С. 60-69.
37. *Чернова Н. В.* Краткий обзор ихтиофауны Финского залива // Морская биология. Ученые записки. — 2014. — № 35. — С. 55-70.
38. *Brandt J. F.* Bulletin de la classe phys.-math. Del'Ac. Imp. Des Sciences de St. Petersburg, 1845, t. 4.
39. *Киселев И. А.* Сборник статей памяти акад. С. А. Зернова. Л.: Изд. ЗИН АН СССР, 1948.
40. *Никулина В. Н., Порхачева Н. А.* Фитопланктон Копорской губы Финского залива в зоне сброса подогретых вод // Трофические связи пресноводных беспозвоночных. Л.: Зоологический ин-т АН СССР, 1980. — С. 134-146.
41. *Балашова Н. Б., Никитина В. Н.* К видовому и экологическому составу фитопланктона Копорской губы Финского залива // Экологические аспекты исследований водоемов-охладителей АЭС. — М., 1983. — С. 24-32.
42. *Никитина В. Н., Балашова Н. Б.* К сезонной динамике фитопланктона Копорской губы Финского залива // Экологические аспекты исследований водоемов-охладителей АЭС. — М., 1983. — С. 33-42.
43. *Крышев И. И., Рябова В. Н.* Периодические процессы в динамике зоопланктона восточной части Финского залива // Гидробиологические исследования эстуариев. — Труды ЗИН АН СССР. — 1986. — Т. 141. — С. 4357.
44. *Кошелев Б. В., Рябов И. Н., Зимин В. Л.* Ихтиологические исследования Копорской губы Финского залива в 1979-1980 годы // Экологические аспекты исследований водоемов-охладителей АЭС. — М., 1983. — С. 43-53.

45. Халтурина М. И. Кумжа *Salmo trutta L.* юго-восточной части Финского залива // Вопросы ихтиологии. — 1966. — Т. 6, № 4 (41). — С. 634-637.
46. Рябов И. Н. Экологические группы рыб Копорской губы Финского залива // Экологические аспекты исследований водоемов-охладителей АЭС. — М., 1983. — С. 67-78.
47. Ихтиофауна Копорской губы и прилегающей части Финского залива. Отчет о НИР, НИТИ инв. № 90/о, 1989.
48. Рыбохозяйственная характеристика водоемов и водотоков региона размещения энергоблоков № 3, № 4 ЛАЭС-2. Отчет НИР, отв. исп. Титов С.Ф. Санкт-Петербург, 2009.
49. Друзья Балтики. URL: <http://www.baltfriends.ru/node/151>.
50. О состоянии окружающей среды в Ленинградской области. — СПб., 2013. — 254 с.
51. Кудерский Л. А. Исследования по ихтиологии, рыбному хозяйству и смежным дисциплинам. Т. 3. Сборник научных трудов ФГНУ «ГосНИОРХ», вып. 342. М.; СПб.: Товарищество научных изданий КМК, 2013. — 526 с.
52. Материалы общего допустимого улова в районе добычи (вылова) водных биоресурсов во внутренних морских водах Российской Федерации, территориальном море Российской Федерации, на континентальном шельфе Российской Федерации, в исключительной экономической зоне Российской Федерации, в Азовском и Каспийском морях, на 2019 г. Астрахань. Федеральное агентство по рыболовству, 2018. — 19 с.
53. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных электростанций СП АЭС-79 / Ин-т биофизики М-ва здравоохранения СССР. М.: Энергоиздат, 1981. — 40 с.
54. Исследование закономерностей выбросов радиоактивных аэрозолей и йода-131 с целью установления контрольных уровней. Отчет о НИР. Ин-т биофизики МЗ СССР. № Б-4717. М., 1987. — 73 с.
55. Блинова Л. Д. Радиозэкологический мониторинг атмосферы и гидросферы в районе расположения объектов ядерного комплекса (на примере города Сосновый Бор). Дис. ... канд. физ.-мат. наук. Обнинск: НПО «Тайфун», 1998. — 166 с.
56. Марей А. Н. Радиационная коммунальная гигиена. М.: Энергоатомиздат, 1984. — 104 с.
57. Радиационная обстановка в районе расположения Ленинградской АЭС в 2019 году. Филлиал АО «Концерн Росэнергоатом» «Ленинградская атомная станция» (Ленинградская АЭС), 2020. — 27 с.
58. НИТИ, 2009. Отчет по экологической безопасности за 2008 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2009. — 32 с.
59. НИТИ, 2018. Отчет по экологической безопасности за 2017 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2018. — 69 с.
60. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. — 251 с.
61. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2002. — 225 с.
62. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2003. — 248 с.
63. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году. СПб.: Гидрометеиздат, 2004. — 274 с.
64. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2005. — 288 с.
65. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2006. — 273 с.
66. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году. Н. Новгород: Вектор-Тис, 2007. — 280 с.
67. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2008. — 285 с.

68. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. Обнинск, 2009. — 297 с.
69. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году. Обнинск, 2010. — 316 с.
70. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. Обнинск, 2011. — 281 с.
71. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. Обнинск, 2012. — 297 с.
72. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. Обнинск, 2013. — 344 с.
73. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. Обнинск, 2014. — 357 с.
74. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. Обнинск, 2015. — 321 с.
75. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году. Обнинск, 2016. — 346 с.
76. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2016 году. Обнинск, 2017. — 398 с.
77. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2017 году. Обнинск, 2018. — 360 с.
78. Росгидромет, НПО «Тайфун». Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 году. Обнинск, 2019. — 324 с.
79. НИТИ, 2019. Отчет по экологической безопасности за 2018 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2019. — 51 с.
80. Распоряжение Правительства РСФСР (ред. от 25.04.1995) «Об утверждении перечня населенных пунктов, относящихся к территориям радиоактивного загрязнения» от 28.12.1991 № 237-р.
81. Исследования радиоактивности Балтийского моря в 1981-1985 годы / Совет экономической взаимопомощи, Постоянная комиссия по сотрудничеству в области использования атомной энергии в мирных целях, ОРБ № 21, Секретариат СЭВ. М., 1987. — 97 с.
82. ЛАЭС, 2019. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2018 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2019. — 39 с.
83. Крышев И. И. Становление отечественного радиоэкологического мониторинга // XLVI Радиоэкологические чтения В. М. Ключковского (30 ноября 2017 г., ВНИИРАЭ, Обнинск). Сборник материалов. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2017. — С. 113-135.
84. Крышев И. И., Булгаков В. Г., Крышев А. И., Каткова М. Н., Сазыкина Т. Г., Павлова Н. Н., Косых И. В., Гниломедов В. Д., Бурякова А. А., Газиев И. Я. Мониторинг радиоактивности приземного воздуха в атмосферных выпадениях в районе расположения АЭС // Атомная энергия. — 2019. — Т. 126, № 4. — С. 228-234.
85. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 152 с.
86. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Имитационные модели динамики экосистем в условиях антропогенного воздействия ТЭС и АЭС. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 184 с.
87. Крышев И. И., Рязанцев Е. П. Атомная энергетика и биосфера // Вестник АН СССР. — 1991. № 2. — С. 39-52.
88. Эколого-геофизические аспекты мониторинга районов АЭС / Под ред. Борзилова В. А., Крышева И. И. // Труды Института экспериментальной метеорологии. Выпуск 19 (152). М., Московское отделение Гидрометеониздата, 1992. — 228 с.
89. Недбаевская Н. А. Оценка воздействия выбросов атомных электростанций на агроэкосистемы (на примере Ленинградской АЭС). Автореферат диссертации на соискание ученой степени канд. биолог. наук. ВНИИСХР, Обнинск, 1992. — 24 с.

90. *Зимина Л. М.* Исследование антропогенного эвтрофирования водоема-охладителя Ленинградской АЭС. Диссертация на соискание ученой степени канд. биол. наук, 1993. — 128 с.
91. *Блинова Л. Д., Душин В. Н.* Разработка методологических подходов к оценке риска для населения и окружающей среды при эксплуатации радиационно-опасных объектов в нормальном режиме; сравнительная оценка риска // Труды Радиового ин-та им. В. Г. Хлопкина. — 2003. — Т. 4. — С. 92-105.
92. *Крышев И. И.* Математическая модель динамики экосистемы водоема-охладителя // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. — Л.: Зоологической институт АН СССР, 1979. — С. 131-147.
93. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г.* Моделирование процессов обмена радиоизотопами между гидробионтами и водной средой // Экологические аспекты исследований водоемов-охладителей АЭС. — М.: ИЭМЭЖ АН СССР, 1983. — С. 192-207.
94. *Алексеев В. В., Еремин Н. Н., Крышев И. И.* Гибридная система: АЭС + биосоляр // Биосоляр. — М.: Изд-во Моск. ун-та. — 1984. — С. 5060.
95. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г.* О динамике накопления радионуклидов в экосистеме водоема-охладителя // Экология. — 1984. — № 5. — С. 84-86.
96. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г.* Миграция радиоактивных изотопов в водных экосистемах // Водные ресурсы. — 1984. — № 6. — С. 109-116.
97. *Крышев И. И., Михайлов В. Н., Сазыкина Т. Г.* Математическая модель динамики фитопланктона морской прибрежной экосистемы // Гидробиологические исследования эстуариев. — Труды ЗИН АН СССР. — 1986. — Т. 141. — С. 17-24.
98. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г.* Расчет экологической емкости водоемаохладителя АЭС // Радиационная безопасность и защита АЭС. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — № 10. — С. 123124.
99. *Рябов И. Н., Крышев И. И.* Оценка уровня флуктуирующей асимметрии и дозы облучения рыб морского водоемаохладителя АЭС // Вопросы ихтиологии. — 1990. — № 5. — С. 519-522.
100. Радиоактивность районов АЭС / Под редакцией И. И. Крышева. М.: Ядерное общество СССР. — 1991. — 126 с.
101. *Крышев И. И., Блинова Л. Д.* Радиозэкологический мониторинг морской среды в районе расположения Ленинградской АЭС // Атомная энергетика на море. Экология и безопасность. — М.: Ядерное общество СССР, 1991. — С. 266-271.
102. Экология АЭС. Сборник материалов научного семинара (1-10 июня 1991 г., Одесса) / Под ред. Р. М. Алексахина, И. И. Крышева, С. В. Барбашева. — М.: Ядерное общество; ИАЭ им. И. В. Курчатова. — 237 с.
103. *Вакуловский С. М., Никитин А. И.* Радиоактивное загрязнение морской среды вблизи Ленинградской АЭС в 1982 г. // Атомная энергия. — 1984. — Т. 56. — № 3. — С. 153 — 155.
104. Акт о состоянии радиационной обстановки в районе расположения ЛАЭС в период с 29.11.75 г. по 3.12.75 г. Утвержден Н. А. Семеновым 10.12.1975. Электронный ресурс. URL: fil_laes19751.pdf.
105. *Степанов А. В.* Выполнение международных обязательств в области ядерной и радиационной безопасности в рамках рекомендаций ХЕЛКОМ и Совета государств Балтийского моря. IX Международный общественный форум-диалог. Москва, 9-11 апреля 2014.
106. Электронный ресурс. URL: https://portal.helcom.fi/meetings/MORS%20EG%207-2017-368/MeetingDocuments/MORS_ENVIRONMENT_2017.zip.
107. *Рябов И. Н.* Радиозэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. — М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. — 215 с.

108. Крышев И. И., Рябов И. Н. Об эффекте трофических уровней в накоплении цезия¹³⁷ рыбами прудаохладителя ЧАЭС // Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной станции. — М.: АН СССР, 1990. — 117 с.
109. Махонько К. П. Ветровой подъем радиоактивной пыли с земли. — Обнинск, НПО «Тайфун», 2008. — 427 с.
110. Иванова Л. М. Гедеонов Л. И. Маркелов В. Н. Петров Ю. Г. и др. Содержание ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в водах Балтийского моря в 1970 г. // Атомная энергия. — 1972. — Т. 33, № 4. — С. 835-838.
111. Трусов А. Г. Иванова Л. М., Золотухина В. С., Гедеонов Л. И. О поведении ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в водах Балтийского моря. Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment (Proc. Symp. Otaniemi, 1975). IAEA, Vienna. P. 133-144.
112. Шилин М. Б., Еремина Т. Р., Мамаева М. А. Дреджинг наводит мосты // Экологические аспекты дреджинга. — СПб.: РГГМУ. — 2013. — С. 427-435.
113. Study of Radioactive Materials in the Baltic Sea, Report of the Final Research Co-Ordination Meeting on the Study of Radioactive Materials in the Baltic Sea Organized by the International Atomic Energy Agency and Held in Helsinki, Finland 24-28 September 1984, IAEA-TECDOC-362, IAEA, Vienna, 1986.
114. Skwarzecz B., Struminska D. I., Boryto A. Radionuclides of iron (⁵⁵Fe), nickel (⁶³Ni), polonium (²¹⁰Po), uranium (²³⁴U, ²³⁵U, ²³⁸U) and plutonium (²³⁸Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Pu) in Poland and Baltic Sea environment // Nukleonika. 2006. Vol. 51. P. 45-51.
115. ЛАЭС, 2018. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2017 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2018. — 48 с.
116. ЛАЭС, 2010. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2009 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2010. — 25 с.
117. ЛАЭС, 2011. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2010 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2011. — 32 с.
118. ЛАЭС, 2012. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2011 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2012. — 48 с.
119. ЛАЭС, 2013. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2012 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2013. — 37 с.
120. ЛАЭС, 2014. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2013 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2014. — 45 с.
121. ЛАЭС, 2015. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2014 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2015. — 36 с.
122. ЛАЭС, 2016. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2015 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2016. — 40 с.
123. ЛАЭС, 2017. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2016 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2017. — 69 с.
124. Радиационная обстановка в районе расположения Ленинградской АЭС в 2018 году. Филиал АО «Концерн Росэнергоатом» «Ленинградская атомная станция» (Ленинградская АЭС), 2019. — 33 с.
125. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009: Гигиенические нормативы СП 2.6.1.2523-09. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора России, 2009. — 100 с.
126. Тишков В. П., Степанов А. В., Осокин В. М. Первые результаты научных исследований радиологических последствий аварии на АЭС Фукусима. Презентация ФГУП «НПО «Радиевый институт им. В. Г. Хлопина». Октябрь 2011.
127. Обзор радиоактивного загрязнения природной среды на территории, обслуживаемой ФГБУ «Северо-Западное УГМС». СПб.: СЗУГМС, 2020. — 16 с.

128. НИТИ, 2011. Отчет по экологической безопасности за 2010 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2011. — 52 с.
129. НИТИ, 2014. Отчет по экологической безопасности за 2013 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2014. — 59 с.
130. НИТИ, 2015. Отчет по экологической безопасности за 2014 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2015. — 62 с.
131. НИТИ, 2016. Отчет по экологической безопасности за 2015 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2016. — 66 с.
132. НИТИ, 2017. Отчет по экологической безопасности за 2016 год. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова», 2017. — 64 с.
133. Крышев А. И., Сазыкина Т. Г., Крышев И. И., Лунева К. В., Санина К. Д., Косых И. В., Скакунова М. А., Дайнеко Е. И. Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в пресной воде и почве. Рекомендации Р 52.18.853-2016. Утверждены заместителем руководителя Росгидромета 17 августа 2016 г. // Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в объектах природной среды. Обнинск, 2016. — С. 29-55.
134. Бондаренко Л. Г. и др. Влияние Ленинградской атомной электростанции и других предприятий атомной промышленности региона на радиозэкологическое состояние Копорской губы Финского залива // Ядерная и радиационная безопасность России. Тематический сборник. Выпуск 15. М.: ГК «Росатом», 2013. — С. 115-125.
135. Бондаренко Л. Г., Изотова А. В., Большаков В. А. и др. Тритий, тритий, тритий (НТО, TFWT, ОБТ): Препринт РИ-270 / Радиевый институт им. В. Г. Хлопина. СПб., 2016. — 16 с. ISBN 978-5-9907511-1-8.
136. Сазыкина Т. Г., Крышев И. И., Крышев А. И., Санина К. Д. и др. Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в морских водах. Рекомендации Р 52.18.852-2016. Утверждены заместителем руководителя Росгидромета 17 августа 2016 г. // Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в объектах природной среды. Обнинск, 2016. — С. 3 — 28.
137. Сазыкина Т. Г., Крышев И. И., Крышев А. И., Каткова М. Н. и др. Рекомендации Р 52.18.873-2018. Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в донных отложениях морских водных объектов. Утверждены руководителем Росгидромета 01.10.2018. Введены в действие приказом Росгидромета от 31.10.2018 № 456. Обнинск, 2019. — 29 с.
138. Блинова Л. Д., Быстрова А. А., Лебедева А. В. Доклад «Оценка последствий поступления радионуклидов в окружающую среду для биоты на основе данных радиационного мониторинга, проводимого в зоне наблюдения объектов использования атомной энергии». Филиал ОАО «Головной институт «ВНИПИЭТ» «СПбАЭП», 2014. URL: <http://www.gidropress.podolsk.ru/files/proceedings/kms2014/documents/kms2014-023.pdf>.
139. Методика МТ 1.2.1.15.1176-2016. Разработка и установление нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ атомных станций в атмосферный воздух. М.: АО «Концерн Росэнергоатом», 2016. — 76 с.
140. Крышев А. И., Крышев И. И., Васянович М. Е., Екидин А. А., Капустин И. А., Мурашов Е. Л. Оценка доз облучения населения от выбросов ^{14}C АЭС с РБМК-1000 и ЭГП-6. // Атомная энергия. — 2020. — 48 (1). — С. 46-52.
141. Vasyanovich M. E., Ekin A. A., Vasilyev A. V., Kryshev A. I., Sazykina T. G., Kosykh I. V., Kapustin I. A. Determination of radionuclide composition of the Russian NPPs atmospheric releases and dose assessment to population // Journal of Environmental Radioactivity. — 2019. — Vol. 208-209, № 106006. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106006/>.
142. ICRP Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2008. — 251 p.

143. ICRP, 2009. International Commission on Radiological Protection. Publication 114. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. — P. 111.
144. Рекомендации Р 52.18.820-2015. Министерство природных ресурсов и экологии РФ, Росгидромет. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Обнинск, 2015. — 50 с.
145. *Еремина Т. Р., Исаев А. В., Рябченко В. А.* Оценка и прогноз тенденций в эволюции экосистемы восточной части Финского залива при различных сценариях изменения биогенной нагрузки в будущем климате // Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета № 36, 2014. — С. 118-127.
146. *Рябова В. Н.* Распределение зоопланктона в прибрежных районах восточной части Финского залива в норме и при тепловом воздействии. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Л., 1987. — 23 с.
147. *Кулаков Д. В.* Зоопланктон Копорской губы Финского залива в условиях влияния Ленинградской АЭС // Экология водоемов-охладителей энергетических станций. Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием (Чита, 13-16 сентября 2017 г.). Чита: Забайкальский государственный университет, 2017. — С. 171-178.

2.7. Новые города атомной отрасли

В разделе 2 совсем кратко затронуты проблемы выбора места возведения новых городов, поскольку дело часто касалось решения крупных для государства стратегических задач, не очень связанных с заботой о природе. Но как только выбор был сделан, пришедшие новые люди стали вкладывать немало сил в благоустройство природного ландшафта, словно предчувствуя и веря, что пришли сюда надолго, а значит, дети и внуки должны жить лучше своих родителей. Государство в значительной мере поддерживало такой настрой и, вкладывая большие деньги в новую отрасль, всячески поощряло благоустройство новых городов и преобразование ландшафтов в благоприятном для человека отношении.

Сегодня вокруг базовых предприятий атомной отрасли существуют десятки новых городов. Каков их облик, их привлекательность, насколько благоприятна для человека окружающая среда — вот круг тех вопросов, на которые необходимо ответить себе и потомкам.

В последние годы оценке качества городской среды в передовых странах уделяется заметное внимание. В России приказом Министерства регионального развития РФ от 9 сентября 2013 года № 371 утверждена «Методика оценки качества городской среды проживания» (далее — Методика). Необходимость разработки такой методики, основанной на сопоставлении городов по различным параметрам в зависимости от конкретных целей, обусловлена потребностью выработки политики как на государственном, так и на региональном уровнях в части принятия квалифицированных решений по развитию городов и иных поселений.

В Методике разработан инструмент сравнения городов, в качестве которого выступает «Генеральный рейтинг привлекательности российских городов» (далее — Рейтинг), разработанный Российским союзом инженеров по заданию Минрегиона России. Рейтинг представляет собой комплексный показатель с существенным охватом городов с численностью населения более 100 тыс. человек и характеристиками социально-экономической инфраструктуры.

Отбор критериев для сопоставления городов в Рейтинге носит строго сбалансированный характер, основанный на всестороннем охвате городского хозяйства и анализе условий проживания населения в городе. Расчет показателей осуществляется на основании ряда статистических, математических и квалиметрических методов. На основе статистических показателей можно вывести и интегральные показатели, необходимые для объективного сопоставления городов. В качестве демонстрационного примера авторы приводят некоторые результаты своего исследования, материалом для которого является совокупность городов России с численностью населения выше 100 тыс. человек. По данным Всероссийской переписи населения 2010 года, на территории Российской Федерации насчитывалось 165 таких городов. В этом исследовании рассматривалось 164 города.

В качестве ключевого метода расчета свойства привлекательности городов используется методика оценки качества, заимствованная из квалиметрии, где разработано несколько подходов к количественной оценке качества. Используемый в работе метод базируется на следующих принципах:

- привлекательность представляет собой совокупность только тех свойств объекта, которые связаны с достигаемым с его помощью результатом (но не с поне-

сенными при этом затратами) и которые проявляются в процессе хозяйствования объекта в соответствии с его назначением;

- для сопоставления различных свойств, измеряемых в разных по диапазону и размерности шкалах, используется относительный безразмерный показатель K , отражающий степень приближения абсолютного показателя свойства Q_i к максимальному Q^{\max} и минимальному Q^{\min} показателям. Относительный показатель описывается зависимостью

$$K = \frac{Q_i - Q^{\min}}{Q^{\max} - Q^{\min}};$$

- генеральный индекс привлекательности городов (ГИПГ) рассчитывается как среднегеометрическое всех показателей;
- для сопоставления по относительной важности всех свойств, входящих в «дерево свойств», используются безразмерные коэффициенты весомости G_i ; для удобства обычно принимается $0 < G_i < 1$, $\sum_{i=1}^n G_i = 1$.

Для оценки качества городской среды проживания в методике отобран 41 показатель, которые, в свою очередь, объединены в блоки по направлениям, образующие 13 индексов, для которых рассчитывается ГИПГ.

Значения коэффициентов весомости G_i отдельных индексов определяются с привлечением разновидностей экспертного и неэкспертного (аналитического) методов. Для нас интерес представляет распределение коэффициентов весомости, примененное в Методике (таблица 2.188).

Таблица 2.188. Распределение коэффициентов весомости различных индексов, примененных в Методике

№ индекса	Индекс	Вес
K1	Динамика численности населения	0,15
K2	Благосостояние граждан	0,1
K3	Доступность жилья	0,1
K4	Экономика города	0,1
K5	Развитие жилищного сектора	0,1
K6	Социальные параметры общества	0,08
K7	Социальная инфраструктура	0,08
K8	Природно-экологическая ситуация	0,05
K9	Транспортная инфраструктура	0,05
K10	Инженерная инфраструктура	0,05
K11	Инновационная активность	0,05
K12	Кадровый потенциал	0,05
K13	Демографические характеристики населения	0,04

Природно-экологическая ситуация в этой Методике имеет далеко не самый большой вес, но важно то, что такой индекс уже занял свое место. Для него выделено три показателя: угроза возникновения чрезвычайной ситуации природного

характера, выбросы загрязняющих веществ, среднегодовая температура. Отрицать значимость рассматриваемых показателей не приходится. Но в то же время некоторые показатели кажутся упущенными. Так, наряду с природными катастрофами людей в не меньшей степени беспокоит возможность техногенных аварий. Среднегодовая температура — легко измеряемый показатель, но людей заботит не только температура, но и климатические условия в целом, которые более сложно описать формализованными понятиями.

Остановимся на используемом в Методике показателе — суммарном выбросе загрязняющих веществ. Его важным достоинством является наличие долговременной статистики по разным городам страны. Но насколько эта статистика помогает нам прояснить ситуацию с загрязнением природной среды и влиянием выбросов на здоровье населения? Вопрос это далеко не праздный, и для ответа на него проводятся многолетние и многочисленные исследования.

В СССР, а позже и в России в токсикологии и эпидемиологии основу защиты населения определяли гигиенические нормативы. Система гигиенических нормативов (ПДК, ОБУВ, ПДУ, ПДД) исходно была предназначена для контроля за соблюдением санитарного законодательства и основывалась на принципе недопущения вреда для здоровья населения. Однако и такая система не позволяла достаточно убедительно прогнозировать размеры ущерба для здоровья в случае той или иной степени нарушения указанных нормативов. Для сравнительной оценки экологической ситуации в различных местах проживания человека использовали производные от гигиенических нормативов индексы: индекс загрязнения атмосферы (ИЗА), индекс загрязненности воды (ИЗВ), индекс загрязнения почвы (ИЗП). Все эти показатели, хотя выражаются через численные величины, носят качественный характер. Так, по численному значению ИЗВ пресные воды делятся на следующие классы:

1. очень чистые ($< 0,25$);
2. чистые ($0,25 \dots 0,75$);
3. умеренно-загрязненные ($0,75 \dots 1,25$);
4. загрязненные ($1,25 \dots 1,75$);
5. грязные ($1,75 \dots 3,00$);
6. очень грязные ($3,0 \dots 5,0$);
7. чрезвычайно грязные ($> 5,0$).

Подобная классификация дает возможность сравнивать воды по степени их загрязненности, а сами наименования классов позволяют на эмоциональном уровне судить о степени их опасности. Тем не менее использование в Методике индексов загрязнения вместо показателя «суммарный выброс» было бы предпочтительней. Предпочтительней, но не лучше. В XX веке в большинстве развитых стран при оценке вреда от техногенного загрязнения биосферы стали переходить от качественных санитарно-гигиенических нормативов к концепции, основанной на анализе рисков.

В 90-е годы XX века благодаря результатам научных исследований предшествующих десятилетий было обосновано и рекомендовано для ряда химических загрязнителей использовать линейную зависимость для натурального ущерба, подобную той, которая применяется в оценке и нормировании радиационного риска. Такой подход, активно развиваемый US EPA⁴⁴, стал применяться к химическим канцеро-

⁴⁴ United States Environmental Protection Agency.

генам, выбрасываемым в окружающую среду или уже находящимся в ней. Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ), ряд европейских стран восприняли этот подход и стали использовать его основные положения, а главное, численные оценки различных параметров в различных сферах управления по охране окружающей среды и здоровья населения. Переход к регулированию техногенного воздействия на основе рисков для здоровья населения определен и в нашей стране. Основами государственной политики в области экологического развития Российской Федерации на период до 2030 года⁴⁵. Но еще задолго до соответствующего указа президента начались исследовательские работы по сравнительной оценке рисков для здоровья населения в различных городах России. Зачинателями этих работ в России стали специалисты НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А. Н. Сысина (НИИ ЭЧ и ГОС). Во многом благодаря усилиям ведущих сотрудников этого института в 2002 году выходит монография: «Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду»⁴⁶. В этой обстоятельной монографии, а также вышедших вскоре после ее публикации Методических рекомендациях⁴⁷ подробно описаны как методология анализа риска, так и практические процедуры по выполнению такого анализа и переход к управлению рисками. В дальнейшем изложенная методология достаточно широко использовалась в работах отечественных гигиенистов. Начиная с 2009 года специалисты НИИ ЭЧ и ГОС совместно с сотрудниками Института проблем безопасного развития атомной энергии Российской академии наук (ИБРАЭ РАН) стали выполнять работы по сравнительной оценке радиационных и химических рисков для здоровья населения, проживающего в городах, где были расположены крупные предприятия атомной отрасли. Более чем 10-летний опыт таких исследований, изложенный в многочисленных публикациях, убедительно показал, что риски для здоровья, обусловленные функционированием ядерных объектов, лежат в области приемлемых значений и оказываются в десятки-тысячи раз ниже рисков, обусловленных химическим загрязнением окружающей среды.

К сожалению, авторы Методики либо были незнакомы с этими работами, либо посчитали, что на данном этапе исследования не следует слишком усложнять методы сравнительной оценки городов по их привлекательности, используя методологию оценки рисков для здоровья населения. Но верится, что уже в скором времени такая оценка рисков прочно войдет в арсенал рутинных процедур, а индекс, оценивающий природно-экологическую ситуацию в районе расположения населенного пункта, прибавит в собственном весе.

В своей работе авторы не ставили прямой цели по количественной оценке привлекательности «атомных» городов, но собрали значительный материал для вы-

⁴⁵ «Основы государственной политики в области экологического развития Российской Федерации на период до 2030 года», утверждены Президентом РФ 30.04.2012.

⁴⁶ Онищенко Г. Г., Новиков С. М., Рахманин Ю. А., Авалиани С. Л., Буштуева К. А. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Под ред. Рахманина Ю. А., Онищенко Г. Г. — М.: НИИ ЭЧ и ГОС, 2002. — 408 с.

⁴⁷ Методические рекомендации «Критерии оценки риска для здоровья населения приоритетных химических веществ, загрязняющих окружающую среду» (МосМР 2.1.9.004-03) (текст документа по состоянию на июль 2011 года).

полнения подобного исследования. В книге подробно рассмотрена радиационная обстановка вокруг всех базовых предприятий атомной отрасли с момента их зарождения до настоящего времени. На основе выполненной оценки воздействия радиационного фактора как на здоровье населения, так и на объекты окружающей среды было убедительно показано, что радиационный фактор во всех случаях фактически не влияет на уровни риска, которые во многом определяются транспортными нагрузками и действующими предприятиями других отраслей промышленности.

Практически все рассмотренные населенные пункты не подпадают под классификацию, предложенную в Методике, поскольку численность населения в них не превышает 100 тыс. человек. Тем не менее это не мешает использовать отдельные приемы из Методики для анализа и сравнения этих городов как между собой, так и с другими населенными пунктами.

В заключение хочется отметить, что в подавляющем числе городов, рожденных после Великой Отечественной войны благодаря развитию в стране атомной отрасли, и здоровье населения, и здоровье окружающей среды по российским меркам находятся на высоком уровне. В какой-то мере это связано с монопроизводственной базой этих городов, которая, как показано выше, отвечает высоким экологическим стандартам.

3. ОБЩЕСТВЕННОЕ ВОСПРИЯТИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ АТОМНОЙ ОТРАСЛИ

В предыдущих разделах о радиоэкологической обстановке и радиационных рисках от предприятий атомной отрасли рассказывали ученые и специалисты. Однако за пределами достаточно узкого профессионального круга господствуют прямо противоположные представления. Например, в 2011 году в ходе общероссийского опроса 85 % респондентов ответили, что атомные электростанции представляют угрозу для жизни и здоровья человека [1]. Опасения относительно небезопасности атомной энергетики широко распространены в большинстве ядерных стран. Так, в США в том же 2011 году 67 % респондентов ответили, что будут против строительства новой АЭС в 50-мильной зоне от своего места жительства.

На Западе социологи начали разбираться с проблемой социальной приемлемости атомной энергетики во второй половине 1970-х, когда начиналось массовое строительство АЭС. В СССР первые социологические опросы по атомной тематике стали проводиться в 1988-1989 годах, после того как в стране начались массовые экологические протесты [2]. За прошедшие десятилетия было накоплено немало эмпирических данных по оценке восприятия рисков в атомной отрасли. Но из-за того, что массовое сознание и отражающее его общественное мнение являются чрезвычайно сложными социальными явлениями, разрыв между обыденным и научным сознанием в отношении рисков от атомных технологий пока не получил адекватного теоретического осмысления со стороны общественных наук.

Серьезность «социальных» рисков для устойчивого развития атомной отрасли еще в 1976 году публично признал Элвин Вейнберг (Alvin Weinberg), бывший директор Окриджской национальной лаборатории США. Он назвал страх общества перед атомной энергетикой «проблемой, которую мы упустили и от которой зависит будущее атомной промышленности» [3]. Многолетние усилия ученых и специалистов, пытавшихся в инициативном порядке внедрить в массовое сознание свое понимание радиоэкологических рисков, не увенчались успехом. В 2014 году, когда отмечался 60-летний юбилей атомной энергетики, генеральный директор Госкорпорации «Росатом» С. В. Кириенко констатировал, что общественная приемлемость остается основным условием реализации намеченной в России программы строительства АЭС, особенно после «Фукусимы» [4].

Чтобы проиллюстрировать серьезность «социальных» рисков для будущего атомной энергетики, приведем несколько примеров того, как страх общества перед радиационными рисками становился козырной картой в политических играх и приводил к принятию чисто популистских решений.

3.1. Примеры радиоэкологического популизма

3.1.1. Армянская АЭС, 1987-1995 годы

7 декабря 1988 года в районе города Спитака, находящегося на удалении в 83 км от станции, произошло разрушительное землетрясение силой 5-6 баллов по шкале MSK-64. Во время землетрясения энергоблоки Армянской АЭС⁴⁸ работали с номинальной мощностью⁴⁹. После землетрясения созданная по приказу Минатом-энерго СССР Межведомственная комиссия провела обстоятельное обследование строительных конструкций, оборудования и систем атомной станции. Комиссия не выявила нарушений, связанных с землетрясением, и дала заключение, что станция может работать дальше. Однако 6 января 1989 года Совет Министров СССР принял постановление об остановке Армянской АЭС, как было указано в тексте, по соображениям безопасности. Блоки были остановлены в феврале-марте 1989 года.

На самом деле решение об остановке станции было принято по политическим мотивам еще до землетрясения. В 1987-1988 годах в Армении проходили много-миллионные экологические митинги. «Зеленые» протестовали против строительства второй очереди Армянской АЭС и захоронения РАО⁵⁰, загрязнения озера Севан, выбросов химического комбината «Наирит», загрязненности воздушных бассейнов Еревана и т. д. Довольно быстро экологические требования уступили место политическим призывам объединить Нагорный Карабах с Арменией. В мае 1988 года новое руководство Армении, настроенное оппозиционно к Москве и поддерживавшее доминирующие в республике националистические настроения, приняло резолюцию, формально одобрявшую идею присоединения Нагорного Карабаха к Армении. В июне 1988 года республиканские власти обратились в соответствующие центральные органы с просьбой закрыть Армянскую АЭС.

Советское руководство было категорически против пересмотра существовавшего национально-территориального устройства. Отклонив идею перекройки границ двух республик, Москва пошла на уступки в вопросе о закрытии атомной станции. В конце августа 1988 года Совет Министров СССР принял решение «о поэтапном прекращении эксплуатации энергоблоков № 1 и 2 Армянской АЭС соответственно в 1990 и 1991 годах» в связи с тем, что «энергоблоки Арм. АЭС построены по нормативам, действующим до 1982 года, а также учитывая техническое состояние оборудования и технологических систем». Катастрофическое землетрясение 7 декабря 1988 года ускорило закрытие Армянской АЭС на 1-2 года. В постановлении Совета Министров СССР о закрытии Армянской АЭС от 6 января 1989 года прямо

⁴⁸ Первый энергоблок Армянской АЭС был введен в эксплуатацию в конце 1976 года, второй — в начале 1980 года. В 1983 году были начаты строительные работы по возведению третьего и четвертого энергоблоков.

⁴⁹ Автоматическая остановка реакторов по сигналу BISS (Basic Interoperable Scrambling System) была предусмотрена в случае землетрясения силой более 6 баллов по шкале MSK-64.

⁵⁰ В 1985 году на территории АЭС должны были построить региональный могильник, рассчитанный на консервацию радиоактивных отходов, поступающих с территорий Азербайджана и Грузии.

говорится «об остановке Армянской АЭС в более ранние сроки, чем это было предусмотрено», а именно в феврале и марте 1989 года.

Политические события 1990-1992 годов, последовавшие за развалом СССР, привели к транспортной и энергетической блокаде Армении и, как следствие, к энергетическому кризису в республике. В 1992-1994 годах в стране производилось лишь 10-15 % необходимой электроэнергии. Суровые зимы без топлива и электроэнергии стали серьезным испытанием для всей страны. Электроэнергию давали несколько часов в сутки, отопление было отключено. Керосин и дрова стали практически национальной валютой. Утраченные в период борьбы за независимость рационализм и прагматизм вновь возобладали в процессе принятия важнейших экономических решений. Для выхода из тяжелого положения с энергообеспечением правительство Армении в апреле 1993 года приняло решение о возобновлении работы Армянской АЭС. 5 ноября 1995 года после шестилетнего перерыва была возобновлена эксплуатация второго энергоблока АЭС (первый блок уже не подлежал восстановлению). Благодаря перезапуску Армянской АЭС республика после тяжелого энергетического кризиса вновь перешла на круглосуточное энергоснабжение.

3.1.2. Брукхейвенская национальная лаборатория, США, 1979-1999 годы

В 1999 году в Брукхейвенской национальной лаборатории⁵¹ (БНЛ) был полностью остановлен проработавший всего 4 года небольшой исследовательский реактор (HFBR, 40 МВт), который использовался в научных целях, а также для производства медицинских радиоизотопов. Причиной стало обнаружение утечки трития в грунтовые воды, получившей широкую огласку в 1997 году. Решение о прекращении работы реактора принял руководитель Министерства энергетики США после консультаций с членами Конгресса США.

Реактор находится в центре обширной зеленой территории БНЛ. В подреакторном помещении расположен бассейн выдержки реакторного ОЯТ объемом около 260 тыс. литров. Под территорией БНЛ находится водоносный пласт, откуда вода поступает для нужд самой лаборатории и городского населения (1,3 млн человек).

В 1997 году в пробах воды, взятых сотрудниками лаборатории из подземных колодцев рядом с реактором, было обнаружено двукратное превышение нормативов по тритию, установленных федеральными властями (Агентством по охране окружающей среды) для питьевой воды [5]. Еще через неделю в некоторых пробах фиксировались уровни, в 32 раза превышающие норматив, но в 4,5 раза ниже уровня вмешательства. Обнаружение сверхнормативного содержания трития в подземных водах было неожиданностью для руководства БНЛ, но риска для населения и персонала это не представляло.

⁵¹ БНЛ — одна из 16 национальных лабораторий Министерства энергетики США (г. Аптон, штат Нью-Йорк, остров Лонг-Айленд), в которой с 1947 года проводятся исследования в области ядерной физики. Здесь расположены релятивистский коллайдер тяжелых ионов, национальный источник синхротронного света, два циклотрона, используемых в производстве радиоактивных материалов для медицинского применения, и другие научные установки.

Жители Лонг-Айленда выражали озабоченность по поводу радиационного загрязнения питьевой воды еще с 1979 года (в связи с аварией на американской АЭС «Три-Майл-Айленд»). На острове расположены дома и поместья многих богатых и знаменитых жителей Нью-Йорка, включая голливудских актеров, супермоделей и политиков. Поэтому обнаружение утечки радиации в 1977 году вызвало громкий публичный скандал. Недоверие местных жителей к БНЛ было настолько велико, что некоторые политики использовали это как козырную карту на местных выборах 1997 года.

В ходе специального расследования было установлено, что загрязнение грунтовых вод тритием происходило в течение как минимум 12 лет, его источником был бассейн выдержки ОЯТ. Необходимость создания новых колодцев для контроля подземных вод обсуждалась руководством лаборатории с 1993 года, но новые скважины были пробурены только в 1996 году.

В результате Министерство энергетики США приняло решение об остановке реактора HFBR и расторгло контракт с руководством БНЛ, управлявшим лабораторией в течение 50 лет, обвинив его в неспособности организовать взаимодействие с общественностью и предотвратить полную потерю доверия к организации со стороны населения и местных властей [6]. Известные политики республиканец Мишель Р. Форбс и сенатор Альфонс Д'Амато объединили усилия против перезапуска реактора, с тем чтобы сэкономить федеральные деньги для запуска новых проектов в своих регионах.

Решение о закрытии реактора принималось с учетом политических и экономических соображений, а также общественной обеспокоенности. Тот факт, что дополнительный риск для здоровья населения от ядерного реактора пренебрежимо мал, даже не обсуждался теми, кто принимал решение [5].

3.1.3. Перезапуск реакторов АЭС Ои, 2012-2015

В июне 2011 года, через 3 месяца после аварии на японской АЭС Фукусима-Дайичи, в ходе репрезентативного социологического опроса 75-80 % респондентов высказались за прекращение работы всех японских атомных реакторов и более 80 % выразили недоверие официальной информации об опасности радиации [7]. По всей стране стали проходить многотысячные митинги протеста, на которых служащие, студенты, родители с детьми выплескивали свой гнев на правительство, не справляющееся с последствиями аварии, и требовали закрытия всех атомных станций.

Принимая во внимание общественное мнение, премьер министр Японии Наото Кан занял жесткую позицию против дальнейшего использования атомной энергии в Японии и во всем мире. Но парламент поставил на повестку дня голосование о вынесении вотума недоверия кабинету Кана. 30 августа 2011 года Наото Кана на посту премьера сменил Ёсикахо Нода. Массовые антиядерные митинги продолжались. В июне 2012 года порядка 70 % респондентов высказались за сокращение доли атомной энергии или полный отказ от нее, порядка 80 % респондентов не верили, что правительство может обеспечить безопасность населения и окружающей среды при использовании атомной энергии [8].

14 сентября 2012 года Демократическая партия Японии, во главе которой был премьер Нода, опубликовала новую «Стратегию по инновационной энергетике и экологии», в которой провозглашался курс на полное свертывание атомной энер-

гетики к 2030-м годам с целью привлечь голоса избирателей. Но в ходе выборов 16 декабря 2012 года убедительную победу одержала Либерально-демократическая партия, критиковавшая энергетическую программу премьера Нода.

Параллельно с политическими дебатами велась работа по перезапуску остановленных атомных реакторов⁵². Решение о перезапуске двух первых ядерных реакторов электростанции Ои в северном пригороде Осаки принял японский премьер Ёсихико Нода. Этому предшествовали сложные переговоры между центральным правительством и местными властями. Руководство региона Фукуи требовало от оператора (Kansai Electric Power Company — КЕРСО) дополнительных гарантий безопасности АЭС, так как почти две трети населения Осаки, расположенного в 100 км от станции, были против перезапуска.

Перед возобновлением работы реакторов АЭС Ои была проведена переаттестация управляющей компании КЕРСО, отвечающей за безопасность объектов. Среди живущих близко от станции больше половины были за возобновление работы, и Совет города Ои проголосовал 12 мая 2012 года за пуск двух блоков. «Понижая необходимость ядерной энергетики и принимая во внимание мнение жителей и влияние на экономику и бытовые условия, мы постановили согласиться с повторным пуском», — сказал председатель Совета [9]. В начале июня два энергоблока были запущены.

20 июня 2012 года на АЭС Ои сработал сигнал аварийной тревоги из-за внезапно понизившегося уровня воды в системе охлаждения. В ночь с 23 на 24 июня сигнал аварийной тревоги снова сработал, на этот раз в связи с неполадками в системе электроснабжения третьего и четвертого энергоблоков АЭС. В конце июня в Токио и других городах прошли многотысячные митинга протеста против работы реакторов Ои, было собрано более 8 млн подписей. В сентябре 2012 года жители города и префектуры Осака потребовали от властей остановить реакторы Ои [10].

В конце октября 2012 года оператор КЕРСО снова сообщил о незначительной неисправности на станции. Регулятор провел расследование инцидента. В июле 2013 года регулятор дал положительное заключение по безопасности АЭС Ои в соответствии с новыми национальными стандартами сейсмической безопасности АЭС. В сентябре 2013 года проработавшие 15 месяцев реакторы были остановлены для планового ремонта.

После остановки реакторов на плановый ремонт 200 жителей из 250-километровой зоны вокруг АЭС Ои обратились в окружной суд региона Фукуи с требованием запретить новый перезапуск реакторов. В мае 2014 года суд вынес решение в пользу жителей, мотивировав его так: если произойдет авария, «может возникнуть ситуация, при которой население больших территорий будет лишено фундаментальных прав человека. ...Экономическая деятельность, которая связана, хотя бы потенциально, с такими рисками, согласно Конституции недопустима». Суд также признал ненадежными оценки сейсмической безопасности станции, представ-

⁵² В течение года после аварии все действующие атомные станции в стране были остановлены для проведения стресс-тестов на безопасность. Последний реактор был заглушен 6 мая 2012 года. Правительство обратилось к предприятиям и населению в центральном и западном регионах страны с просьбой сократить потребление электроэнергии на 20 % во избежание плановых отключений электричества. Генерирующие компании стали запускать в работу старые тепловые станции.

ленные национальным регулирующим органом, в связи с тем, что генерирующие компании могли занизить уровень сейсмической опасности [11].

На возражение генерирующей компании КЕРСО, что останов атомных станций приведет к торговому дефициту и утечке национального богатства из страны, судья ответил: «...даже если прекращение работы станции приведет к значительному внешнеторговому дефициту, это нельзя назвать трагедией национального масштаба. Национальным бедствие — это отчуждение больших территорий и нарушение традиционного уклада жизни людей с невозможностью это исправить» [12]⁵³. В апреле 2015 года тот же судья вынес аналогичное решение по поводу перезапуска двух реакторов атомной станции Такахама, также принадлежащей КЕРСО.

Однако в том же месяце уже другой окружной суд в регионе Кагосима отклонил требование местных жителей не включать два реактора на АЭС в Сэндае в связи с опасениями за их безопасность. Муниципальное собрание небольшого японского города Сацума-Сэндай проголосовало за возобновление работы расположенной рядом с ним АЭС «Сэндай». После этого японское правительство приняло решение о перезапуске двух энергоблоков АЭС Сэндай. 1 июня 2015 года правительство Японии утвердило проект по структуре энергетики, предпочтительной для Японии в 2030 году с долей атомной энергии на уровне 20-22 % [13].

11 августа 2015 года, в день перезапуска первого реактора Сэндай, перед станцией собрались не более 200 человек, которые протестовали, среди них был бывший премьер-министр Японии Наото Кан [14]. Через два месяца был запущен второй реактор АЭС Сэндай.

3.1.4. Атомные станции в Германии, 2011

В конце марта 2011 года во время аварии на Фукусиме под мощным давлением общественности правительство Германии во главе с канцлером Ангелой Меркель должно было вынести решение о будущем национальной атомной энергетики. Правительство предложило оценить состояние немецких АЭС постоянно действующей комиссии по безопасности ядерных реакторов (RSK). Кроме того, правительство сформировало комиссию по этике — Совет мудрейших [15].

Проведя углубленный анализ безопасности всех 17 немецких АЭС, эксперты RSK сделали вывод, что реакторы безопасны и могут работать дальше, и рекомендовали защитить реакторы на случай падения небольшого самолета и провести модернизацию реакторов, введенных в эксплуатацию до 1980 года.

Выводы RSK были переданы в комиссию по этике. В состав комиссии входили известные политики, общественные деятели, представители бизнеса и церкви, в их числе социолог, занимающийся исследованием рисков, и мюнхенский кардинал. Заседания комиссии по этике были открыты для публики. В основном на них говорили о риске тяжелых аварий на АЭС, об их огромной цене для следующих поколений и о неприемлемости вероятных генетических последствий облучения.

⁵³ Как известно, радиологические последствия аварии на АЭС Фукусима-Дайичи свелись к предупредительной эвакуации по распоряжению Правительства Японии около 85 тыс. человек из 20-километровой зоны и «добровольному» отъезду еще примерно 75 тыс. человек из более удаленных районов, где ожидаемая за первый год доза облучения могла бы превысить 20 мЗв (часть из этих жителей уехала, поскольку цунами уничтожило их жилье. — *Примеч. ред.*).

Совет мудрейших рекомендовал правительству как можно скорее заменить атомные станции другими источниками энергии с меньшим риском [16].

Правительство Германии последовало этому совету и вернулось к ранее действовавшей программе сворачивания атомной энергетики, пообещав остановить все ядерные реакторы к 2022 году. 30 июня 2011 года Бундестаг принял соответствующий закон.

3.1.5. Могильник ВАО в Юкка-Маунтин, 1980-2012

Согласно американскому законодательству ответственность за окончательную изоляцию ОЯТ коммерческих атомных станций лежит на федеральном правительстве. Правительство вплотную занялось проблемой выбора места для могильника ОЯТ в начале 1980-х. В 1983 году Конгресс утвердил Закон о национальной политике в области обращения с РАО⁵⁴, в котором Министерству энергетики предписывалось провести обследование нескольких территорий для выбора площадок для двух хранилищ — одного в восточной, а другого — в западной части страны. Окончательный выбор должен был сделать президент, начало работы хранилища было намечено на 1998 год.

Могильник на востоке страны, где расположено большинство американских АЭС, имел преимущества с точки зрения транспортировки ОЯТ. Но восточный вариант был вскоре снят с рассмотрения. Дело в том, что ни один из штатов не хотел размещать могильник на своей территории⁵⁵, а у восточных штатов представительство в Конгрессе больше, чем у западных, и им легче заблокировать решение федерального правительства. Кроме того, на западе США больше выбор обширных малозаселенных территорий.

В 1986 году Министерство энергетики определило для дальнейших изысканий три площадки в западной части страны — в штатах Техас, Вашингтон и Невада. Конгрессмены трех штатов, на которые пал выбор, были возмущены и потребовали представить юридическое обоснование, но не получили его. Сенатор от юго-восточного штата Луизиана убедил всех, что площадка Юкка-Маунтин в Неваде самая предпочтительная, затраты на изыскания здесь будут меньше, поскольку о Юкка-Маунтин уже и так много известно⁵⁶. Сенаторы от штатов Техас и Вашингтон вздохнули с облегчением. Штат Невада оказался «самым слабым звеном». Законодательный акт о проведении работ по созданию хранилища в Юкка-Маунтин был одобрен Конгрессом в 1987 году.

Основными достоинствами Юкка-Маунтин были сухой климат, удаленность от населенных мест и геологическая стабильность. Хотя некоторые ученые предлагали отложить окончательный выбор до того, как будут детально изучены и другие

⁵⁴ В США отработавшее ядерное топливо относится к радиоактивным отходам.

⁵⁵ Как показали социологические исследования, нежелание штатов размещать на своих территориях могильники ВАО в основном было мотивировано недоверием населения и местных властей к сложившейся на федеральном уровне системе управления потенциально опасным проектом.

⁵⁶ Площадка Юкка-Маунтин расположена в 100 км от Лас-Вегаса, недалеко от полигона по испытанию ядерного оружия, где в 1950-1960-х годах были взорваны сотни ядерных зарядов.

площадки, подавляющее большинство технических экспертов сходились на том, что если хранилище в Юкка-Маунтин будет построено правильно, ядерные отходы в нем будут представлять минимальный риск для населения.

Согласно социологическим опросам в штате Невада доля противников строительства могильника Юкка-Маунтин никогда не опускалась ниже 70 % [17]. Опираясь на общественное мнение, власти штата начали борьбу против навязанного им решения. Они стали регулярно обращаться в Комиссию по ядерному регулированию с многочисленными возражениями технического характера. В 1989 году штат переписал свое законодательство, запретив захоронение высокоактивных радиоактивных отходов (ВАО) и продолжение работ на площадке Юкка-Маунтин. Федеральный суд США отменил запрет, и Министерство энергетики США продолжило исследования в Юкка-Маунтин по обновленной программе.

Некоторые из возражений невадцев требовали от Министерства энергетики проведения дополнительного анализа. Например, штат выдвинул предположение, что в случае землетрясения в хранилище могут попасть подземные воды, и образовавшийся радиоактивный пар может выйти на поверхность. Министерство энергетики собрало группу независимых экспертов, которые пришли к выводу, что выдвинутая гипотеза неправдоподобна, хотя землетрясение в принципе может нарушить целостность хранилища.

Более серьезным было предположение о вулканической активности в районе Юкка-Маунтин. По мнению геологов, последнее извержение в этом районе могло произойти примерно 20 тыс. лет назад. В связи с этим губернатор штата потребовал немедленной дисквалификации площадки из-за высокой вулканической опасности. Десять независимых специалистов, приглашенных Министерством энергетики, оценили вероятность извержения вулкана поблизости от Юкка-Маунтин в ближайшие 10 тысяч лет как 1:10 000, и Министерство энергетики отклонило требование губернатора. В 1999 году Министерство энергетики выпустило отчет с детальным анализом скрытых угроз для безопасности хранилища, утверждавший, что хранилище обеспечит безопасность людей и окружающей среды на тысячи лет.

В 2002 году по рекомендации Министерства энергетики президент Буш легитимировал Юкка-Маунтин как хранилище ВАО в США, и Конгресс одобрил это решение. Пуск хранилища был намечен на 2017 год [18]. Но и после этого власти штата Невада не сложили руки и продолжили публично подвергать сомнению экологическую безопасность хранилища, конкретные технические решения, безопасность при транспортировке ВАО, адекватность системы управления проектом и т. д. Кроме того, власти штата всячески мешали проведению работ на площадке, например, они отказали Министерству энергетики в использовании воды штата для бурения глубоких исследовательских скважин на площадке Юкка-Маунтин.

Конфронтация обострялась. Проект Юкка-Маунтин поддержала Национальная академия наук, большинство представителей Республиканской партии так же были на стороне Министерства энергетики. Многие влиятельные представители Демократической партии, в том числе сенаторы Хилари Клинтон, Барак Обама и др., были против проекта. Возглавлял оппозицию политический тяжеловес сенатор от штата Невада Гарри Рейд (Harry Reid). В 2006 году ему удалось ввести одного из

своих помощников в состав Комиссии по ядерному регулированию, а в 2009 году этот человек встал во главе Комиссии⁵⁷.

Кандидат в президенты на выборах 2008 года сенатор Барак Обама во время своих предвыборных встреч с избирателями утверждал: «На проект Юкка-Маунтин истрачены миллиарды долларов, и все же остаются серьезные вопросы относительно безопасности ядерных отходов, которые будут там захоронены. Я полагаю, что сейчас лучшим решением является хранение ядерных отходов на пристанционных площадках... до тех пор, пока мы найдем более безопасное долговременное решение, базирующееся на серьезной науке».

Пытаясь обезопасить Юкка-Маунтин от возможных посягательств нового президента, Администрация Буша незадолго до начала предвыборной гонки 2008 года одобрила подачу заявки Министерством энергетики в Комиссию по ядерному регулированию на лицензирование хранилища. В этом же году Агентство по охране окружающей среды выпустило нормативный документ с критериями безопасности для хранилища ВАО, в котором появилось требование о непревышении годовой дозы 0,15 мЗв в течение первых 10 тысяч лет и 1 мЗв в течение последующих 990 тысяч лет. Сенатор Гарри Рейд выразил протест против облучения будущих поколений в дозе 1 мЗв/год, которая, по его мнению, представляет опасность для человека. Агентство возразило, что каждый человек ежегодно получает дозу облучения от природных источников в размере 3,6 мЗв. Сенатор продолжал настаивать на своем, ссылаясь на принятую в профессиональном сообществе линейную беспороговую концепцию действия радиации на организм человека, и грозил судебными разбирательствами.

Результатом избрания Барака Обамы президентом стало то, что в 2009/2010 годах государственное финансирование проекта Юкка-Маунтин было сильно урезано. Не получив необходимых средств для продолжения работ, Министерство энергетики отозвало свою заявку на лицензирование хранилища.

В январе 2010 года президент Обама инициировал создание Независимой комиссии по вопросам будущего атомной энергетики в США⁵⁸. Комиссия должна была рассмотреть в ближайшие два года альтернативные варианты хранения, переработки и захоронения ядерных отходов. Отвечая на вопросы журналистов, советник президента Обамы по энергетике пояснил, что дебаты по поводу хранилища Юкка-Маунтин закончены, поскольку таково решение президента.

В пик этому решению Республиканская партия создала в январе 2010 года специальный комитет по расследованию действий Администрации Обамы в отношении хранилища. Комитет рассмотрел все имеющиеся документы по обоснованию безопасности хранилища и публично заявил, что не нашел ни одного научного текста, подтверждающего заявления президента Обамы и других политических деятелей о небезопасности хранилища Юкка-Маунтин. Напротив, Комитет убедился, что ученые и технические специалисты, отвечающие за обоснование безопасности

⁵⁷ Gregory V. Jaczko был председателем Комиссии по ядерному регулированию с 2009 по 2012 годы

⁵⁸ В США независимая комиссия (blue gibbon commission) — группа авторитетных экспертов — нанимается правительством для изучения определенного вопроса. Комиссия независима от политического давления, она не имеет собственных властных полномочий. Рекомендации комиссии могут быть приняты во внимание при принятии важных государственных решений.

хранилища, единодушны в том, что Юкка-Маунтин является наиболее изученной площадкой на нашей планете, и что ядерные отходы могут быть надежно изолированы здесь в течение десятков тысяч лет в соответствии с требованиями Комиссии по ядерному регулированию. Тем не менее в 2011 году проект Юкка-Маунтин был окончательно свернут.

Еще через год, в январе 2012 года, Независимая комиссия по вопросам будущего атомной энергетики предложила общую стратегию создания «по-настоящему интегрированной национальной системы обращения с РАО», отложив на неопределенное время вопрос о выборе места для геологического могильника. Ключевыми пунктами новой стратегии стали:

- необходимость изменения законодательства;
- создание организации, политически или финансово независимой от интересов действующей администрации и имеющей непосредственный доступ к средствам Фонда ядерных отходов;
- закрепление за местными сообществами права вето на размещение могильников на своих территориях.

3.2. Почему общество не прислушивается к мнению специалистов атомной отрасли в вопросах безопасности?

Приведенные выше результаты, также как данные других российских и зарубежных исследований, показывают, что вклад предприятий атомной отрасли в повседневное облучение местного населения пренебрежимо мал. Кроме того, вероятность тяжелых аварий со значимым выбросом радиоактивности в окружающую среду на порядки меньше, чем в других видах электроэнергетики. Радиологические последствия таких аварий ограничены масштабами общепромышленных аварий средней тяжести. На других этапах жизненного цикла, начиная с добычи урана и кончая обращением с ОЯТ и РАО, радиационные риски значительно меньше, чем на этапе эксплуатации. Соответствующие оценки рисков зафиксированы в официальных документах международных организаций НКДАР ООН, МКРЗ, МАГАТЭ. При сжигании атомного топлива не образуется CO_2 , что выгодно отличает атомную энергетику от традиционной углеродной. Совокупность всех этих фактов позволяет специалистам считать современное атомное производство экологически безопасным.

Однако за пределами достаточно узкого профессионального круга преобладают прямо противоположные представления. Считается, что безопасных атомных предприятий не бывает. Широкую распространенность подобных представлений социологи фиксируют на протяжении четырех десятилетий не только в ядерных странах, но и по соседству с ними. С течением времени ситуация практически не меняется — специалисты продолжают расширять доказательную базу безопасности атомных технологий, отношение общественности остается максимально настроенным.

От имени обеспокоенного большинства крупные международные экологические организации «Гринпис», Международный социально-экологический союз, «Беллона» и другие формулируют антиядерные аргументы и подводят под них «на-

учную базу». Помимо рисков для здоровья «зеленые» делают акцент на двойном назначении и высокой капиталоемкости атомных технологий.

Политики во многих случаях прислушиваются к аргументам антиядерных организаций. В результате в одних странах (Индия, Китай, Россия, Франция, Южная Корея и др.) государства традиционно поддерживают атомную отрасль, в других отношении к ней нейтральное (Канада, США, Финляндия и др.), в третьих политические власти решают со временем перейти на возобновляемые источники энергии (Бельгия, Германия, Швейцария и др.) или вводят полный запрет на развитие национальной атомной генерации (Италия, Австрия и др.) [19].

Изначально социальные психологи связывали особую настороженность общества с негативными факторами восприятия риска (риск недобровольный, катастрофический, новый...). По мнению экспертов по радиационной безопасности, определенную роль здесь играет неоднозначная позиция профессионального сообщества в отношении влияния малых доз на здоровье. Чтобы разобраться в этом, рассмотрим, на каком фундаменте строятся наиболее типичные опасения общественности в отношении атомных предприятий.

3.3. Особое восприятие обществом рисков от атомных предприятий

Впервые социологи обратили внимание на «особое» восприятие рисков атомных предприятий еще в начальный период массового строительства атомных станций. В 1976-1978 годах граждане США, участвовавшие в первых психометрических исследованиях, оценили риски от АЭС намного выше, чем технические эксперты. По их мнению, ежегодно от радиационного воздействия нормально работающей АЭС гибнут от 16 до 600 человек (средняя оценка — 20). При аварии на атомном реакторе число жертв на порядки выше [20].

За прошедшие десятилетия разрыв между общественным восприятием и экспертными оценками риска практически не сократился. Так, по данным общероссийского опроса в 2012 году, средняя оценка числа погибших от «чернобыльской радиации» отличалась от фактических данных на три математических порядка. «Фукусимская радиация», по мнению большинства россиян, как и чернобыльская, унесла десятки и сотни тысяч жизней [21]. Примерно так же оценили человеческие потери сами японцы: в 2011-2013 годах около 60 % респондентов ответили, что авария на АЭС унесла больше жизней, чем предшествовавшее ей стихийное бедствие, в котором погибли более 19 тыс. человек [22].

Особая настороженность общества ярко проявляется при общественных обсуждениях планов строительства новых объектов. Например, в 2011 году порядка 70 % американских респондентов высказались против строительства АЭС в радиусе 50 миль [23] от своего места жительства. В 2016 году 90 % опрошенных китайцев ответили, что безопасное расстояние от АЭС составляет не менее 60 км, каждый второй респондент выбрал дистанцию 150 км и более [24].

Кроме предполагаемых тяжелых последствий аварий обычно люди опасаются облучения от повседневной работы атомных предприятий и рисков, связанных с утилизацией ядерных отходов. Так, в 2007 году в России в регионах планируемого

строительства новых атомных мощностей⁵⁹ двое из трех респондентов согласились с утверждением о вреде нормально работающих АЭС. В 2014 году в Тайване такие ответы дали более 70 % респондентов, обеспокоенность по поводу возможных аварий и отходов АЭС выразили 8 человек из 10 опрошенных [25]. Во Франции в 2016 и 2017 годах в число самых убедительных доводов против атомной энергии респонденты включили нерешенность проблемы ядерных отходов (≈ 70 % опрошенных), вероятность серьезной аварии (~ 60 %) и риски для будущих поколений (~ 50 %) [26].

Обобщая эти опасения, международные экологические организации указывают на три основных причины, по которым обществу следует отказаться от «мирного атома»: «опасность атомной энергии даже в безаварийном режиме работы, возможность новых радиационных аварий и катастроф, нерешенность проблемы радиоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива» [27].

3.3.1. Риски при нормальной эксплуатации

Атомные предприятия выбрасывают в воздух и воду радиоактивные вещества. По мнению антиядерных экологов, это опасно, даже если выбросы и сбросы не превышают разрешенных уровней. Они утверждают, что разрешенные уровни не гарантируют безопасность, поскольку «пороговая величина защиты от облучения допускает вред, вызываемый облучением» и «даже самое маленькое облучение наносит вред здоровью» [28]. Этот тезис подкрепляется ссылками на многочисленные научные исследования [29].

Действительно, специалисты в области демографии, медицинской статистики, экологической эпидемиологии и биомедицины уже четыре десятка лет ищут «доказательства» вреда атомных станций и других атомных предприятий. Время от времени в научных журналах публикуются статьи, авторы которых заявляют, что частота того или иного изучаемого ими неблагоприятного явления связана с облучением. Далее мы обсудим подробнее, почему поиск доказательств не прекращается. Здесь отметим, что публикации подобного рода затрагивают интересы больших групп населения в разных странах и в каждой стране приводят в действие один и тот же социальный механизм.

Антиядерные активисты, не дожидаясь оценки профессионального радиологического сообщества, продвигают «научную сенсацию» в средствах массовой информации. Поскольку «плохая новость» затрагивает интересы миллионов граждан, проживающих по соседству с атомными предприятиями, вопрос перерастает из сугубо научной плоскости в политическую. Власти инициируют проведение многолетних уточняющих исследований. Когда завершается официальное «исследование», его результаты уже не вызывают столь же широкого общественного резонанса. Как известно, хорошие новости «продаются» хуже плохих. К тому же в вопросах, касающихся влияния радиации на здоровье, общественность не доверяет комментаторам от атомной отрасли, а медицинские власти формулируют свою позицию уклончиво и не ставят окончательную точку.

⁵⁹ Опросы проводились в Тверской, Воронежской, Ростовской, Нижегородской, Свердловской и Ленинградской областях, а также в Санкт-Петербурге.

Приведем в качестве примера многолетние исследования кластеров детской лейкемии вблизи европейских АЭС. Российские общественные экологи активно ссылались на эти исследования в связи с общественным обсуждением планов строительства новых российских АЭС в 2007-2008 годах [30]. В 2019 году к этой теме вернулись белорусские «зеленые» в связи с приближающимся пуском Белорусской АЭС [31].

Впервые локальные кластеры повышенной заболеваемости детей лейкемией были выявлены в 1980-х годах в Великобритании в районах размещения двух крупных атомных комплексов Селлафилд и Даунрей. Опубликованные медиками результаты вызвали широкий общественный резонанс. Специально созданные правительственные комитеты и комиссии после длительного разбирательства пришли к выводу, что дозы облучения от атомных предприятий слишком малы, чтобы атрибутировать к ним выявленные локальные аномалии [32, 33]. За это время обеспокоенность возможным вредным влиянием нормально работающих атомных предприятий распространилась на другие европейские государства.

В начале 1990-х годов еще один кластер был обнаружен рядом с АЭС Крюммель в Германии. И снова для выяснения причинно-следственной связи с облучением и/или другими внешними факторами правительства федеральных земель Нижняя Саксония и Шлезвиг-Гольштейн создали несколько комитетов и рабочих групп. Уточняющие исследования продолжались до 2005 года, но причину повышенной заболеваемости детей лейкемией на локальной территории вблизи АЭС власти объявили неизвестной [34].

К 2010 году в десяти европейских странах исследования по кластерам детской лейкемии были проведены в районах размещения почти 200 предприятий ядерно-топливного цикла. Основной метод исследования — сравнение общенациональной частоты заболевания детей лейкемией с частотой в районах размещения предприятий. В Германии, Франции и Великобритании также проводились масштабные радиационно-эпидемиологические и цитологические исследования [35, 36]. Достоверно доказать наличие кластеров со статистически значимым превышением удалось только в трех случаях (Селлафилд, Даунрей и германская АЭС Крюммель). Но и в этих случаях связь с радиационным воздействием достоверно установить не удалось [33, 37].

В 2013 году английский Университет Ньюкасла опубликовал данные, согласно которым вблизи атомных комплексов Селлафилд и Даунрей у детей и подростков не выявлено повышенных уровней заболеваемости лейкемией [36]. В 2015 году метаанализ с использованием данных 8 разных исследований не выявил статистически значимого превышения частоты лейкемии у детей до 5 лет в радиусе до 25 км от атомных станций [38]. Однако поиск доказательств вреда при нормальной эксплуатации атомных предприятий на этом, очевидно, не закончился.

3.3.2. Риски при тяжелых авариях

На атомных предприятиях могут происходить аварии с выбросом радиоактивности в окружающую среду. По мнению антиядерных экологов, это чрезвычайно опасно, поскольку «...при взрыве на АЭС рак грозит миллионам. Чернобыльская катастрофа и проведенные исследования показывают, что количество больных раком после взрыва должно было подскочить до предела» [28].

Действительно, в первые десять лет после аварии на ЧАЭС в научной периодике медицинского профиля было много публикаций, напрямую связывавших с действием малых доз радиации начавшееся в конце 1980-х серьезное ухудшение самых разных показателей общественного здоровья, в том числе на радиационно загрязненных территориях. В начале 1990-х годов на этих территориях власти поручили поиск доказательств негативного действия облучения местным органам практического здравоохранения. Появившиеся в этот период «доказательства» в основном были результатом грубых методических ошибок; корректный анализ указывал на определяющую роль социально-экономических факторов в ухудшении общественного здоровья. Тем не менее представления об опасности малых доз и недооценке этой опасности официальной наукой получили самое широкое распространение.

Попытки обосновать опасность малых доз чернобыльскими данными продолжались четверть века. Так, к 20-й годовщине аварии на ЧАЭС несколько российских ученых во главе с член-корреспондентом РАН А. В. Яблоковым опубликовали в издательстве Нью-Йоркской академии наук книгу, где утверждали, что с учетом реальной опасности малых доз облучения за два десятилетия только в «чернобыльских зонах» от радиогенных заболеваний преждевременно умерли 985 тыс. человек [39]. К 25-й годовщине Европейский комитет по радиационному риску⁶⁰ оценил общее число чернобыльских раков в мире на уровне 1,4 млн случаев за 50 лет [40].

После аварии АЭС «Фукусима-Дайичи» история с поиском доказательств повторяется. В 2012 году Европейский комитет по радиационному риску в пику НКДАР ООН и ВОЗ заявил, что в результате выброса радиоактивности в окружающую среду во время аварии в ближайшие два десятилетия в Японии возникнет около полумиллиона дополнительных случаев заболевания раком [41]. В 2015 году группа ученых во главе с директором Института глобального здоровья Университета Южной Каролины (США) при поддержке Международного Зеленого креста опубликовала доклад, в котором заявила, что в Японии «под постоянным риском долговременных и кратковременных последствий облучения» находятся 32 млн человек [42].

В 2019 году японские медики, сославшись на чернобыльские исследования, указали на облучение как возможную причину выросшей частоты наследственных болезней сердца у детей первого года жизни [43]. Их выводы опровергли исследователи из Медицинского университета префектуры Фукусима. Отметив, что негативные последствия для здоровья населения Японии будут минимальными, они призвали продолжать исследования [44].

3.4. Риски при захоронении ядерных отходов

При окончательной изоляции высокоактивных долгоживущих отходов радиационная безопасность должна быть обеспечена на весь период их потенциальной опасности, который сегодня определяют как 1 миллион лет. Антиядерные экологи считают, что на таких временах обеспечить полную безопасность технологически невозможно [45]. Поэтому пункты захоронения РАО представляют собой вечную угрозу для будущих поколений: «В инструкции по технике безопасности для за-

⁶⁰ Европейский комитет по радиационному риску — неформальное объединение ученых, развивающее альтернативные подходы к оценке радиационного риска в диапазоне малых доз.

хоронений, выпущенной в 2009 году, написано, что захоронение атомных отходов все еще считается надежным, если оно не может изолировать радиоактивность от биосферы. Люди же из-за радиоактивности болеют раковыми заболеваниями или серьезными недомоганиями. Все потому, что облученные вещества попадают в грунтовые воды и распространяются на большие территории. Люди, живущие по соседству, будут страдать от этого еще 100 000 лет» [45].

Действительно, практического опыта долговременной безопасной изоляции долгоживущих РАО пока нет, но причина, как известно экспертам, не в отсутствии технологических решений [46, 47]. Например, в США уже создан пункт захоронения ВАО Якка-Маунтин, обеспечивающий непревышение годовой дозы 0,15 мЗв в течение первых 10 тысяч лет и 1 мЗв в течение последующих 990 тысяч лет. При аварийных сценариях на этом объекте риски будут ограничены уровнем 10^{-5} в год. Вопреки убежденности экспертного сообщества, что Якка-Маунтин соответствует всем заявленным требованиям радиационной безопасности, некоторые специалисты считают, что доказать это невозможно [46, 47]. Это дает политикам повод заявлять, что «все же остаются серьезные вопросы относительно безопасности ядерных отходов, которые будут там захоронены» [48].

Легко показать, что неопределенности при моделировании процессов глубинного захоронения РАО существенно меньше, чем при оценке экологических последствий радиационных аварий [46]. При самом консервативном подходе к учету неопределенностей дозы облучения рядом с ПГЗРО не выйдут из диапазона малых доз. Таким образом, исходной точкой для высказываемых некоторыми специалистами сомнений в долговременной безопасности ПГЗРО является их отношение к опасности малых доз.

3.5. Фундаментальные причины противоречивого отношения общества к опасности малых доз

Выше мы видели, что за противоречивым отношением общества к атомным технологиям во всех трех случаях скрывается неоднозначное отношение научного сообщества к опасности малых доз.

3.5.1. Диапазон научной неопределенности

Вопрос о биологических эффектах действия малых доз излучения, особенно проблема их количественной оценки (как, впрочем, и любых иных антропогенных факторов малой интенсивности), продолжает оставаться предметом многочисленных дискуссий и полярных мнений по поводу их опасности для человека и среды его обитания.

Линейная беспороговая концепция действия ионизирующих излучений была принята в качестве рабочей гипотезы международными научными организациями (НКАДР и МКРЗ) в основном для обоснования принципов и методов регламентации малых доз облучения. При ее обосновании исходили из теоретически корректных представлений о механизмах взаимодействия излучений с биосубстрата-

ми на молекулярном уровне, экспериментальных исследований на биологических моделях *in vitro* и на микроорганизмах. Из-за отсутствия сколько-нибудь надежных данных при действии малых доз данные о канцерогенных эффектах у человека при действии больших доз и больших мощностей доз были экстраполированы в область малых доз и низких мощностей доз (с введением некоторых поправочных коэффициентов, учитывающих меньшую биологическую эффективность малых доз).

В то же время возникает много проблем, касающихся доказательства существования таких эффектов у человека. Согласно теории и соответствующим расчетам риск, точнее, вероятность проявления у людей в обсуждаемом диапазоне малых доз, особенно хронического облучения — весьма редкое событие. Для выявления таких стохастических эффектов на фоне высоких уровней спонтанной патологии (рак и наследственные дефекты естественного происхождения) требуются популяции, исчисляемые многими сотнями тысяч и даже миллионами людей (без учета так называемых контрольных, т. е. без облучения, групп обследуемого населения). Эти эффекты нельзя наблюдать на единичных случаях — каждый конкретный исход случаен (человек, получивший и малую дозу, может заболеть, а получивший в 100 раз больше — остаться здоровым).

При действии на людей различных факторов малой интенсивности, будь то радиация или иные агенты антропогенной природы, возникает необходимость учета и количественного анализа множества дополнительных моментов и обстоятельств, которые затрудняют, маскируют либо искажают оценку истинной картины воздействия данного фактора на здоровье обследуемой популяции людей.

Пока не найдено никакого теста, позволяющего отличить радиогенный рак от других видов опухолей тех же гистологических типов. Поэтому радиогенный рак можно связать с облучением только путем тщательного статистического сравнения с количеством ожидаемых случаев в популяциях, идентичных по всем показателям, кроме воздействия дополнительной дозы облучения. Например, небольшое превышение числа случаев злокачественных опухолей, которое предположительно связывают с излучением, может считаться достоверно установленным, только если оно примерно вдвое превышает стандартное отклонение, характерное для неизбежного варьирования ожидаемого числа случаев (спонтанных опухолей) в обследуемой группе населения.

В таблице 3.1 приведены размеры выборки, необходимой для статистически значимого определения зависимости доза-эффект в канцерогенезе.

Таблица 3.1. Размеры выборки, необходимой для статистически значимого определения зависимости доза-эффект в канцерогенезе

Уровень доз, Зв	Размер выборки, чел.
1	1000
0,1	100 000
0,01	10 000 000

По мнению большинства ученых, не существует совокупности доказанных данных, устанавливающих рост канцерогенного риска при дозах ниже 0,5-0,2 Гр [50].

Японские ученые располагают, по-видимому, наиболее заслуживающими доверия данными, прослеживающими влияние малых доз на протяжении нескольких десятилетий. Согласно их статистике, даже после ядерной бомбардировки не было

зарегистрировано учащение случаев рака у лиц, облученных дозами менее 0,5 Гр, по сравнению с контрольной группой. Исследовалось также тератогенное влияние облучения, причем оценивались и неблагоприятные исходы беременности (мертворождение, серьезные врожденные дефекты, смерть в первую неделю после рождения). Частота этих нарушений у облученных оказалась не выше, чем в контрольной необлученной группе.

Например, применительно к некоторым лейкозам человека, радиогенное происхождение которых четко доказано, ряд ученых предполагают наличие практического порога для их индукции в пределах доз 0,3-0,4 Гр.

В последние годы в литературе появились публикации, посвященные так называемому гормезису — положительному эффекту хронического облучения в малых дозах. Так, японский исследователь С. Кондо, проанализировав данные 40-летних наблюдений за лицами, пережившими атомную бомбардировку, обнаружил, что кривая «доза — эффект» для большинства видов раковых опухолей имеет «впадину» в диапазоне малых доз от 1 до 0,5 Гр. Иными словами, «малые дозы», по-видимому, способствуют снижению заболеваемости раком.

Крупный российский радиобиолог член-корр. РАН А. М. Кузин, много лет изучающий стимулирующее действие малых доз радиации, связывает этот процесс с активизацией иммунной системы организма. Напомним, что по данным НКДАР ООН, достоверное снижение иммунитета выявлено в дозах более 1 Гр. При значительно меньшем облучении наблюдаются противоположные явления: усиливаются фагоцитоз и образование антител, растет уровень лизоцима и отчетливо прослеживается стимуляция общеиммунологического статуса организма. Интересно отметить, что даже у рентгенологов в условиях удовлетворительной защиты и малых доз радиации обнаружена стимуляция бактерицидной активности сыворотки крови, причем ее степень возрастает с увеличением стажа их работы. Стимуляцией иммунитета можно, по-видимому, объяснить и известный оздоравливающий эффект радоновых ванн.

3.5.2. Линейная беспороговая гипотеза

Первая теоретическая работа по оценке отдаленных последствий облучения в малых дозах появилась еще в конце 1950-х годов [51]. Обосновывая необходимость отказа от испытаний ядерного оружия, ее автор, советский физик, один из создателей водородной бомбы А. Д. Сахаров, ставший впоследствии лауреатом Нобелевской премии мира, применил для прогноза канцерогенных эффектов от облучения в малых дозах коэффициент риска, определенный для более высокого дозового диапазона. Расчеты показали, что «полное число жертв уже сейчас приближается к 1 млн человек, и каждый год продолжения испытаний увеличивает это число на 200-300 тысяч».

В конце 1960-х и начале 1970-х годов на американском континенте основную роль в научных дебатах по опасности малых доз сыграл еще один крупный ученый, участник Манхэттенского проекта, основатель Комитета по ядерной ответственности радиохимик Дж. Гоффман. Во многом благодаря его усилиям в 1970-х линейная беспороговая гипотеза стала основным инструментом радиационно-гигиенического нормирования в диапазоне малых доз [52].

К концу 1970-х линейная беспороговая гипотеза (ЛБГ) была легитимирована Международной комиссией по радиационной защите (МКРЗ) в качестве основной научной парадигмы радиационной защиты. За прошедшие десятилетия ЛБГ не получила бесспорных экспериментальных доказательств, и, по мнению Комиссии, такие доказательства вряд ли удастся собрать. Однако МКРЗ продолжает поддерживать эту парадигму, но с оговоркой, что «для целей планирования общественного здравоохранения не следует рассчитывать гипотетическое число случаев рака или наследственных заболеваний, которое может быть ассоциировано с очень малыми дозами, полученными огромным числом людей за очень длительные периоды времени» [53].

Как любая научная парадигма, ЛБГ обеспечила фундамент для более глубоких исследований, с другой стороны, она исключила из поля зрения ученых некоторые проблемы и, по большому счету, некоторую часть действительности [54]. Коротко обсудим основные плюсы и минусы ЛБГ.

3.5.2.1. Плюсы и минусы ЛБГ

1. ЛБГ — рациональная основа для оценки радиационных рисков и сравнения их с другими видами рисков.
2. ЛБГ отражает взвешенный (консервативный) подход научного радиологического сообщества к оценке рисков в диапазоне научной неопределенности.
3. ЛБГ лежит в основе действующей системы радиационно-гигиенического нормирования, направленного, главным образом, на снижение выбросов и сбросов предприятиями атомной отрасли.
4. ЛБГ не имеет научного обоснования и потому провоцирует острые дискуссии внутри профессионального сообщества.

Академия наук Франции (2005) настаивает на существовании практического порога для радиационного рака.

5. В силу особенностей общественного восприятия ЛБГ является барьером для практической реализации принципа оптимизации.

Опыт прошлых аварий и инцидентов в атомной промышленности показывает, что при любой радиационной аварии должностные лица склонны применять неоправданные защитные меры, руководствуясь принципом «чем меньше радиации, тем лучше». Из-за этого многократно возрастает масштаб социально-экономических последствий аварии.

6. ЛБГ дезориентирует медицинское сообщество и регуляторов, провоцирует безосновательные гигиенические опасения, которые влекут за собой значительные расходы, в том числе на снижение регулирующих уровней и поиск доказательств вреда здоровью населения в диапазоне малых доз.

Неполнота знаний и или принципиальная невозможность получить определенный ответ [55]⁶¹ (онтологическая или гносеологическая неопределенность).

⁶¹ С. М. Сучкова трактует неопределенность как неотъемлемое существенное свойство, связанное с виртуальностью, потенциальностью некоторых состояний бытия, т. е. их способность существовать в процессах перехода, выбора, становления. Автор выделяет два качественных типа неопределенности: эпистемологическую (гносеологическую), связанную с неполнотой описания, недостаточностью знаний об объекте, субъективными особенностями процесса познания и несовершенством понятийного отображения, и онтологическую неопределенность, обусловленную сущностными свойствами объекта познания.

7. В общественном сознании ЛБГ создает трудно преодолимые преграды для коммуникации риска в диапазоне малых доз.

Адаптированный фрагмент статьи Мелихова, Абалкина в Мед. радиологии, 2020, № 2 (в печати).

8. ЛБГ ставит атомную промышленность в заведомо проигрышную позицию по отношению к другим технологиям, обуславливая дополнительные издержки на повышение ее социальной приемлемости.

В заключение отметим, что пока ЛБГ сохраняется в качестве основной научной парадигмы, отношение общественности к рискам от атомных технологий останется столь же противоречивым [54]⁶².

Возможно также одновременное комплексное существование обоих типов неопределенности. Количественными характеристиками неопределенности выступают вероятность, энтропия, различные виды фрактальных размерностей. Неопределенность представляет собой характеристику нелинейного развития, исключающего возможность точных, однозначных предсказаний, измерений, прогнозов в широком классе систем. Неопределенность тесно связана с явлением динамического хаоса, для которого характерно существование сложных нелинейных законов, исключающих возможность точных предсказаний, характеризующихся неустойчивостью, неоднозначной зависимостью состояния от начальных условий.

⁶² Складывается неоднозначная ситуация, в которой, с одной стороны, есть явная проблема, а с другой стороны, есть сильное сопротивление со стороны теории, разрешающей множество других проблем. По мнению Куна, такая ситуация крайне полезна для науки в целом, хоть и беспощадна по отношению к психологическому состоянию ученых: достигнув однажды статуса парадигмы, научная теория объявляется недействительной только в том случае, если альтернативный вариант пригоден к тому, чтобы занять ее место. Разрешается кризис одним из трех вариантов.

1. Нормальная наука все-таки находит в себе силы разрешить возникнувшие проблемы и сохранить существующую парадигму.

2. Ученые могут признать проблему неразрешимой и оставить ее в наследство будущим поколениям с расчетом на появление более совершенных методов исследования. В такой ситуации парадигма также сохраняется, но в более уязвимом состоянии.

3. Возникают новые теории, методологии и подходы, претендующие на место парадигмы, ввиду чего начинается научная революция.

Список использованных источников к разделу 3

1. Доминанты. Поле мнений. Социологический бюллетень. М.: Фонд «Общественное мнение». 21.04.2011. № 16. — 52 с.
2. *Ермаков С. В., Саркисов А. А.* Общественное мнение в России о развитии атомной энергетики после Чернобыльской катастрофы. Препринт ИБРАЭ № NSI-11-93. М.: ИБРАЭ, 1993.
3. *Slovic Paul.* Perception of Risk and the Future of Nuclear Power // Symposium on Perception of Risk and the Future of Nuclear Power: Confronting the Crisis of Public Confidence in Science and Technology. Articles. Volume 23, Number 1, January, 1994.
4. Лекция Сергея Владиленовича Кириенко в НИЯУ МИФИ. Электронный ресурс. URL: https://mephi.ru/content/articles/index.php?ELEMENT_ID=47668. Дата обращения: 26.11.2014.
5. *Прамм У. Т.* Восприятие общественностью радиоактивного загрязнения // Диалог по вопросам снижения риска. Диалог с общественностью по вопросам снижения риска. Сборник трудов 1-го международного семинара «Гармонизация нормативной базы экологического регулирования на основе концепции риска: проблемы, подходы, перспективы» (4-6 марта 2002 года, Москва, Россия) и 2-го международного семинара «Проблемы снижения риска при использовании атомной энергии» (7-9 июня 2004 г., Москва, Россия). — М.: Изд. «Комтехпринт», 2005. — С. 59-62.
6. DOE, 1997. Department of Energy US. Information on the Tritium Leak and Contractor Dismissal at the Brookhaven National Laboratory. Report to Congressional Requesters. November 1997. GAO/RCED-98-26.
7. *Blair Gavin.* Beginning of the end for nuclear power in Japan? // The Christian Science Monitor. June 20, 2011. Электронный ресурс. URL: <http://www.csmonitor.com/World/Asia-Pacific/2011/0620/Beginning-of-the-end-for-nuclear-power-in-Japan>.
8. *Kingston Jeff.* Japan's Nuclear Village. // The Asia-Pacific Journal: Japan Focus/Vol. 10, Issue 37, No. 1, September 10, 2012.
9. *Холев В.* Ядерная энергия в Японии может сохраниться. Электронный ресурс. URL: <http://nsrus.ru/informacionnaja-politika-jaor/v-mire-atomnoi-yenergetiki/-05-2012-jadernaja-yenergija-v-japonii-mozhet-sohranitsja.html>. Дата обращения: 05.03.2014.
10. *Westlake A.* Osaka governments call for shutdown of Oi nuclear plant. Sep 04, 2012 // JDP. Электронный ресурс. URL: <http://japandailynews.com/osaka-governments-call-for-shutdown-of-oi-nuclear-plant-0411117>.
11. EDITORIAL: Court ruling on Oi nuclear plant should be accepted. The Asahi Shimbun Company. Электронный ресурс. URL: <http://ajw.asahi.com/article/views/editorial/AJ201405220026>. Дата обращения: 22.05.2014.
12. Editorials. Reflect on Fukui nuclear ruling. The Japan Times. Электронный ресурс. URL: <http://www.japantimes.co.jp/opinion/2014/05/23/commentary/reflect-on-fukui-nuclear-ruling/#.VkyIab892Iр>. Дата обращения: 23.05.2014.
13. Атомная энергия в энергетической структуре Японии 2030 года. Размещено на сайте Nippon Communications Foundation. Электронный ресурс. URL: <http://www.nippon.com/ru/features/h00114/>. Дата обращения: 20.08.2015.
14. Court ruling bans restart of Ohi Nuclear Power Plant Nuke Info Tokyo No.160. Электронный ресурс. URL: <http://www.cnic.jp/english/?p=2919>; <http://www.cnic.jp/english/?p=2919>. Дата обращения: 30.03.2014.
15. Меркель доверила атомную энергетику комиссии по этике. // Интернет-издание Lenta. Ru. Электронный ресурс. URL: <http://lenta.ru/news/2011/03/22/ethikkommission>. Дата обращения: 22.03.2011.
16. Germany's Energy Turnaround — A Collective Effort for the Future. The Ethics Commission on a Safe Energy Supply. Berlin. Электронный ресурс. URL: <http://www.mng.org.uk/gh/>

- private/germanys_energy_turnaround_may_2011.pdf. Дата обращения: 30.05.2011.
17. *White G. F., Bronzinit M. S., Colglaziert E. W. et al.* // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 1994. Vol. 91. November. P. 10786-10789.
 18. *Beaver W.* The Demise of Yucca Mountain // The Independent Review. 2010. Vol. 14. Spring/ No. 4. — P. 535-547.
 19. *Шульга И.* Проатомные условия // Интернет-издание «Атомный эксперт», 2016. URL: http://atomicexpert.com/proatomnie_usloviya (дата обращения 12.05.2020).
 20. *Slovic Paul, Fischhoff Baruch, and Lichtenstein Sarah (1981).* Facts and Fears: Societal Perception of Risk, in NA — Advances in Consumer Research Volume 08, eds. Kent B. Monroe, Ann Arbor, MI : Association for Consumer Research, Pages: 497-502. Электронный ресурс. URL: <http://acrwebsite.org/volumes/5844/volumes/v08/NA-08>.
 21. *Мелухова Е. М., Биркина Е. М., Перишина Ю. А.* О некоторых механизмах социального усиления риска для здоровья при освещении в СМИ аварии на АЭС Фукусима // Медицинская радиология и радиационная безопасность. 2013. Т. 58, № 4. — С. 5-16.
 22. *Rafferty J. P., Pletcher K.* Japan earthquake and tsunami of 2011. Encyclopedia Britannica. Last updated Mar 27, 2020. Электронный ресурс. URL: <https://www.britannica.com/event/Japan-earthquake-and-tsunami-of-2011/Aftermath-of-the-disaster> (дата обращения 20.05.2020).
 23. Электронный ресурс. URL: <http://www.pollingreport.com/energy.htm>.
 24. *Yan Y., Lu F.* A Survey and Analysis on the Sense of Nuclear Safety & Security for the Public: A Chinese Perspective. Conference Report // Sustainability. 2018, Vol. 10, 2495; doi: 10.3390/su10072495.
 25. *Ho J.-Ch., Tzu Ch., Lee P., Kao Sh.-F., Chen R.-Y., Jeong M. C. F., Chang H.-L., Hsieh W.-H., Tzeng Ch.-Ch., Lu Ch.-F., Chang P. W.* Perceived environmental and health risks of nuclear energy in Taiwan after Fukushima nuclear disaster // Environment International. 2014, vol. 73. — P. 295-303. Электронный ресурс. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412014002554> (дата обращения 20.05.2020).
 26. ERIA (2019). Public View of Nuclear Energy Today, in Murakami, O. and V. Anbumozhi (eds.). Public Acceptance of Nuclear Power Plants in Hosting Communities: A Multi-level System Analysis. ERIA Research Project Report FY 2018 no.18, Jakarta: ERIA. — P. 1-27.
 27. *Лусина М.* Жителям Архангельска рассказали, что «мирного атома не бывает» // Архангельские известия. 27.04.2015 URL: <https://www.izvestia29.ru/politics/2015/04/27/15500.html> (дата обращения 18.05.2020).
 28. 100 хороших аргументов против атомной энергии. Инициатива экологически чистых электростанций г. Шонау. Электронный ресурс. URL: https://100-gute-gruende.de/pdf/g100rs_ru.pdf (дата обращения 16.05.2020).
 29. Мифы об атомной энергии. Почему развитие атомной энергетики ведет нас в тупик. Издание Фонда им. Генриха Белля. Авторы статей: Владимир Сливяк, Герд Розенкранц, Энтони Фрогатт, Майкл Шнайдер, Стив Томас, Отфрид Нассауэр, Генри Д. Сокольски. Редактор российского издания: Владимир Сливяк.
 30. Электронный ресурс. URL: <https://bellona.ru/2007/12/13/lejchemiya-u-detej-mozhet-vyzyvatsya-sos/>.
 31. *Чигурь В.* Ядерная промышленность убивает. Радиация от атомных реакторов вызывает лейкемию у детей. Интернет издание Ggreenbelarus.info. 10 сентября 2019. Электронный ресурс. URL: <https://udf.by/news/health/198838-jadernaja-promyshlennost-ubivaet-radiacija-ot-atomnyh-reaktorov-vyzyvaet-lejchemiju-u-detej.html> (дата обращения 16.05.2020).
 32. *Fairlie I.* Childhood Leukemias Near Nuclear Power Stations: new article. July 25, 2014. Электронный ресурс. URL: <https://www.ianfairlie.org/news/childhood-leukemias-near-nuclear-power-stations-new-article/> (дата обращения 13.05.2020).

33. *Kuehni C. E., Spycher Ben D.* Nuclear power plants and childhood leukaemia: lessons from the past and future directions // *Swiss Med Wkly.* 2014; 144:w13912. Электронный ресурс. URL: <https://smw.ch/article/doi/smw.2014.13912> (дата обращения 14.05.2020).
34. *Grosche B., Kaatsch P., Heinow B. and Wichmann H.-E.* The Krümmel (Germany) Childhood Leukaemia Cluster: a review and update. // *Journal of Radiological Protection*, 2017. V. 37, № 4. Электронный ресурс. URL: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1361-6498/aa8ce9/meta#artAbst> (дата обращения 14.05.2020).
35. *Sermage-Faure C., Laurier D., Goujon-Bellec St., Chartier M., Guyot-Goubin A., Rudant J., Hemon D. and Clavel J.* Childhood leukemia around French nuclear power plants — The Geosap study, 2002-2007 // *Int. J. Cancer: 131, E769-E780 (2012) VC 2012.* Электронный ресурс. URL: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/ijc.27425> (дата обращения 14.05.2020).
36. *Bithell J. F., Murphy M. F. G., Stiller C. A., Toumpakari E., Vincent T. and Wakeford R.* Leukaemia in young children in the vicinity of British nuclear power plants: a case-control study // *Radiat. Prot. Dosimetry.* 2008. 132 (2). — P. 191-197.
37. *Burton A.* Childhood Leukemia and Proximity to Nuclear Power Plants // *Environmental Health Perspectives* 2009. Vol. 117, No.10.
38. *Mueller William, Gilham Clare.* Childhood leukemia and proximity to nuclear power plants: A systematic review and meta-analysis // *Journal of Cancer Policy.* 2015. Vol. 6. — P. 44-56. Электронный ресурс. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213538315300199> (дата обращения 15.05.2020).
39. Predicting the global health consequences of the Chernobyl accident according to the methodology of the European Committee on Radiation Risk. Электронный ресурс. URL: <https://esquire.ru/articles/99252-kakovy-realnye-posledstviya-chernobylskoy-katastrofy-skolko-chelovek-pogibli-i-pochemu-ot-straha-pered-radiaciyey-smertey-bylo-v-desyatki-razbolshe/#part1> (дата обращения 22.05.2020).
40. Электронный ресурс. URL: <https://euradcom.eu/predicting-the-global-health-consequences-of-the-chernobyl-accident-according-to-the-methodology-of-the-european-committee-on-radiation-risk/>.
41. *Сливяк В.* Постоянный кошмар Фукусимы. Вряд ли стоит ожидать преодоления кризиса на АЭС «Фукусима-Дайчи» в обозримом будущем // *Газета.ru.* 2012. 11.03. Электронный ресурс. URL: https://www.gazeta.ru/comments/2012/03/11_a_4033661.shtml (дата обращения 22.05.2020).
42. Электронный ресурс. URL: https://www.greencross.ch/wp-content/uploads/uploads/media/media_2015_03_11_fukushima_report_2015_en.pdf.
43. *Murase K., Murase J., Mishima A.* Nationwide increase in complex congenital heart diseases after the Fukushima nuclear accident // *Journal of the American Heart Association.* 2019. 8. e009486. Электронный ресурс. URL: https://www.researchgate.net/publication/331874247_Nationwide_Increase_in_Complex_Congenital_Heart_Diseases_After_the_Fukushima_Nuclear_Accident.
44. *Kobashi Yu., Sawano T., Crump A., Kami M., Tsubokura M.* Unambiguous evidence is required to accurately understand the health impacts of nuclear accidents // *Journal of Radiation Research*, Volume 61, Issue 1, January 2020. — P. 90-91. Электронный ресурс. URL: <https://doi.org/10.1093/jrr/rrz069https://academic.oup.com/jrr/article/61/1/90/5628134>.
45. Электронный ресурс. URL: <https://www.conserve-energy-future.com/dangers-and-effects-of-nuclear-waste-disposal.php>.
46. *Абалкина И. Л., Большов Л. А., Капырин И. В., Линге И. И., Савельева Е. А., Свительман В. С., Уткин С. С.* Обоснование долговременной безопасности захоронения ОЯТ и РАО на 10 000 и более лет: методология и современное состояние. Препринт ИБРАЭ № 2019-03. — М: ИБРАЭ РАН, 2019. — 40 с.
47. *Regulating the Long-term Safety of Geological Disposal Towards a Common Understanding*

- of the Main Objectives and Bases of Safety Criteria. NEA OECD. 2007. NEA No. 6182. Электронный ресурс. URL: <https://www.oecd-nea.org/rwm/reports/2007/nea6182-regulating.pdf> (дата обращения 24.05.2020).
48. *Beaver W.* The Demise of Yucca Mountain // *The Independent Review*, v. 14, n. 4, — P. 535-547. Spring 2010. Электронный ресурс. URL: https://www.independent.org/pdf/tir/tir_14_04_04_beaver.pdf.
 49. Облучение малыми дозами. Электронный ресурс. URL: <http://www.ibrae.ac.ru/russian/chernobyl-3d/man/2.htm>.
 50. Техногенное облучение и безопасность человека. М.: ИздАТ, 2006. — 304 с.
 51. *Аганов А. М., Новиков Г. А., Арутюнян Р. В., Мелихова Е. М.* Кто помог создать чернобыльский миф? // *Атомная стратегия*. 2004. № 12. С. 10-12. Электронный ресурс. URL: <http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=191> (дата обращения 25.05.2020).
 52. *Semendeferi I.* Legitimizing a nuclear critic: John Gofman, radiation safety, and cancer risks. *Hist Stud Nat Sci*. 2008. 38 (2). P. 259-301. DOI: 10.1525/hsns.2008.38.2.259.
 53. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите. (МКРЗ) / Пер с англ.; Под общ. ред. М. Ф. Киселева и Н. К. Шандалы. М.: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009. Электронный ресурс. URL: www.icrp.org/docs/P103_Russian.pdf.
 54. Электронный ресурс. URL: <http://concepture.club/post/obrazovanie/koncepcija-nauchnyh-revoljucij-i-smen-paradigm-tomasa-kuna>.
 55. Электронный ресурс. URL: [http://www.unn.ru/pages/e-library/vestnik_soc/99990201_West_soc_2011_4\(24\)/16.pdf](http://www.unn.ru/pages/e-library/vestnik_soc/99990201_West_soc_2011_4(24)/16.pdf).

ОБОЗНАЧЕНИЯ И СОКРАЩЕНИЯ

AGR	—	Advanced Gas-Cooled Reactor
BWR	—	Boiling Water Reactor
FBR	—	Fast Breeder Reactor
GCR	—	галактические космические лучи
GCR	—	Gas-Cooled Reactor
HELCOM	—	Baltic Marine Environment Protection Commission — Helsinki Commission
HWR	—	Heavy Water Reactor
KEPCO	—	Kansai Electric Power Company
LWGR	—	Light Water Graphite Reactor
МОХ-топливо	—	Mixed-Oxide fuel
PWR	—	Pressurized water reactor
RSK	—	Комиссия по безопасности ядерных реакторов
SCR	—	солнечные космические лучи
АМН	—	Академия медицинских наук
АН	—	Академия наук
АО	—	акционерное общество
АС	—	атомная станция
АСКРО	—	автоматизированная система контроля радиационной обстановки
АСПАВ	—	анионные синтетические поверхностно-активные вещества
АТР	—	Азиатско-Тихоокеанский регион
АЭС	—	атомная электрическая станция
БАЭС	—	Белоярская атомная электрическая станция
БН	—	реактор на быстрых нейтронах
БНЛ	—	Брукхевенская национальная лаборатория
БПК	—	биохимическое потребление кислорода
БУОБ	—	безопасный уровень облучения биоты
БФЛ	—	биофизическая лаборатория
ВАО	—	высокоактивные радиоактивные отходы
ВАСХНИЛ	—	Всесоюзная академия сельскохозяйственных наук им. В. И. Ленина
ВВЭР	—	водо-водяной энергетический реактор
ВИАЦ	—	информационно-аналитический центр ведомственных подсистем мониторинга радиационной обстановки федеральных органов исполнительной власти и Госкорпорации «Росатом»
ВНИИ	—	Всероссийский научно-исследовательский институт
ВНИИАЭС	—	Акционерное общество «Всероссийский научно-исследовательский институт по эксплуатации атомных электростанций»

ВОЗ	—	Всемирная организация здравоохранения
ВУРС	—	Восточно-Уральский радиоактивный след
ВФУ	—	воздухо-фильтрующая установка
ГДР	—	Германская Демократическая Республика
ГИАЦ	—	главный информационно-аналитический центр
ГИС	—	государственная испытательная станция
ГКАЭ	—	Государственный комитет Совета Министров Союза Советских Социалистических Республик по использованию атомной энергии
ГМЗ	—	гидрометаллургический завод
ГРЭС	—	государственная районная электрическая станция
ГХК	—	Горно-химический комбинат
ДВ	—	допустимый выброс
ДОА	—	допустимая среднегодовая объемная активность
ДПР	—	дочерние продукты распада
ДС	—	допустимые сбросы
ДУА	—	допустимая удельная активность
ЕГАСМРО	—	Единая государственная автоматизированная система мониторинга радиационной обстановки
ЕСКИД	—	Единая система контроля и учета индивидуальных доз
ЖРО	—	жидкие радиоактивные отходы
ЗАЗТ	—	зона аварийного загрязнения территории
ЗАО	—	закрытое акционерное общество
ЗАТО	—	закрытое административно- территориальное образование
ЗН	—	зона наблюдения
ЗШО	—	золошлакоотвал
ИАЭ	—	Институт атомной энергии им. И. В. Курчатова
ИБРАЭ РАН	—	Институт проблем безопасного развития атомной энергетики Российской академии наук
ИБФ	—	Институт биофизики
ИГЕМ РАН	—	Институт геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии Российской академии наук
ИИИ	—	источник ионизирующего излучения
ИРГ	—	инертные радиоактивные газы
ИРМ	—	Акционерное общество «Институт реакторных материалов»
ИХЗ	—	изотопно-химический завод
КВ	—	кучное выщелачивание
КИРО	—	комплексное инженерное и радиационное обследование
КП	—	контрольный пункт
КПП	—	контрольно-пропускной пункт

КПСС	—	Коммунистическая партия Советского Союза
КТ	—	компьютерная томография
ЛБГ	—	линейная беспороговая гипотеза
ЛБК	—	левобережный обводной канал
ЛВДК	—	лаборатория внешнего дозиметрического контроля
ЛВРК	—	лаборатория внешнего радиационного контроля
ЛРЭМ	—	лаборатория радиоэкологического мониторинга
ЛСК	—	Ленинградский специализированный комбинат
МАГАТЭ	—	Международное агентство по атомной энергии
МАЭД	—	мощность амбиентного эквивалента дозы
МГУ	—	Московский государственный университет
МД	—	мощность дозы
МДА	—	минимальная детектируемая активность
МЗ	—	Министерство здравоохранения
МКРЗ	—	Международная комиссия по радиологической защите
МОЗРВ	—	металлические отходы, загрязненные радиоактивными веществами
МРО	—	металлические радиоактивные отходы
МСХ	—	Министерство сельского хозяйства
МУ	—	методические указания
МЭД	—	мощность эквивалентной дозы
НВАЭС	—	Нововоронежская атомная электрическая станция
НИИКИ ОЭП	—	Научно-исследовательский институт комплексных испытаний оптико-электронных приборов и систем
НИИРГ	—	Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены им. профессора П. В. Рамзаева
НИКИЭТ	—	Научно-исследовательский и конструкторский институт энерготехники им. Н. А. Доллежала
НИР	—	научно-исследовательская работа
НИТИ им. А. П. Александрова	—	Федеральное государственное унитарное предприятие «Научно-исследовательский технологический институт им. А. П. Александрова»
НКДАР ООН	—	Научный комитет Организации Объединенных Наций по действию атомной радиации
НКМ	—	Нижнеканский массив
НО РАО	—	Национальный оператор по обращению с радиоактивными отходами
НП	—	нормы и правила
НП	—	населенный пункт
НПО	—	научно-производственное объединение
НПО «Тайфун»	—	Научно-производственное объединение «Тайфун»
НРБ	—	Нормы радиационной безопасности

НРБ-99/2009	— СанПиН 2.6.1.2523-09. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. — 100 с.
НТС	— Научно-технический совет
ОА	— объемная активность
ОАО	— открытое акционерное общество
ОВОС	— оценка воздействия на окружающую среду
ОДК	— ориентировочно допустимые концентрации
ОНБ	— основные нормы безопасности
ОНИС	— опытная научно-исследовательская станция
ООБ	— отчет по обоснованию безопасности
ООН	— Организация Объединенных Наций
ООО	— общество с ограниченной ответственностью
ОРБ	— отдел радиационной безопасности
ОСПОРБ-99/2010	— СП 2.6.1.2612-10. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010), утв. постановлением главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 26 апреля 2010 г. № 40
ОСУБ	— облученные стандартные урановые блоки
ОЯТ	— отработавшее ядерное топливо
ПАО	— публичное акционерное общество
ПБК	— правобережный обводной канал
ПГЗ ЖРО	— пункт глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов
ПГЗРО	— пункт глубинного захоронения радиоактивных отходов
ПГС	— песчано-гравийная смесь
ПГУ	— Первое Главное управление
ПДВ	— предельно допустимые выбросы
ПДК	— предельно допустимая концентрация
ПЗРО	— пункт захоронения радиоактивных отходов
ПКИ	— программа координированных исследований
ПЛК	— промливневый канал
ПО «Маяк»	— Производственное объединение «Маяк»
ППГХО	— Приаргунское производственное горно-химическое объединение
ПХРО	— пункт хранения радиоактивных отходов
РАМН	— Российская академия медицинских наук
РАН	— Российская академия наук
РАО	— радиоактивные отходы
РБМК	— реактор большой мощности канальный
РГП	— радиационно-гигиенический паспорт

РЗ	—	радиохимический завод
РНКРЗ	—	Российская научная комиссия по радиационной защите
РРЦ	—	Региональный радиологический центр
РСФСР	—	Российская Советская Федеративная Социалистическая Республика
РФ	—	Российская Федерация
СанПиН	—	санитарно-эпидемиологические правила и нормативы
СЗЗ	—	санитарно-защитная зона
СИЧ	—	спектрометр излучения человека
СК «Радон»	—	специализированный комбинат «Радон»
СКЦ	—	сернокислотный цех
СМ СССР	—	Совет Министров Союза Советских Социалистических Республик
СМП	—	стратегический мастер-план
СНК СССР	—	Совет Народных Комиссаров Союза Советских Социалистических Республик
СПАВ	—	синтетические поверхностно-активные вещества
СПСЧ	—	специализированная пожарно-спасательная часть
СССР	—	Союз Советских Социалистических Республик
СФТИ	—	Свердловский физико-технический институт
СХК	—	Сибирский химический комбинат
США	—	Соединенные Штаты Америки
ТВЭЛ	—	тепловыделяющий элемент
ТКВ	—	Теченский каскад водоемов
ТРО	—	твердые радиоактивные отходы
ТСХА	—	Московская сельскохозяйственная академия им. К. А. Тимирязева
ТЭС	—	тепловая электростанция
ТЭЦ	—	теплоэлектроцентраль
УВ	—	уровень вмешательства
УГМС	—	Управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды
УГРУ	—	Урановое горнорудное управление
УПИ	—	Уральский государственный технический университет
ФАО	—	Продовольственная и сельскохозяйственная организация
ФБУН НИИРГ им. П. В. Рамзаева	—	Федеральное бюджетное учреждение науки «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены им. профессора П. В. Рамзаева» Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека
ФГБУ	—	Федеральное государственное бюджетное учреждение

ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А. И. Бурназяна ФМБА России	—	Федеральное государственное бюджетное учреждение «Государственный научный центр — Федеральный медицинский биофизический центр им. А. И. Бурназяна» Федерального медико-биологического агентства России
ФГБУЗ ЦГиЭ	—	Федеральное государственное бюджетное учреждение здравоохранения «Центр гигиены и эпидемиологии»
ФГУП	—	федеральное государственное унитарное предприятие
ФГУП «ГИ «ВНИПИЭТ»	—	Федеральное государственное унитарное предприятие «Головной институт «Всероссийский проектный и научно-исследовательский институт комплексной энергетической технологии»
ФГУП «РосРАО»	—	Федеральное государственное унитарное предприятие «Предприятие по обращению с радиоактивными отходами «РосРАО»
ФГУП «ФЭО»	—	Федеральное государственное унитарное предприятие «Федеральный экологический оператор»
ФЗ	—	федеральный закон
ФМБА	—	Федеральное медико-биологическое агентство
ФНП	—	федеральные нормы и правила
ФРГ	—	Федеративная Республика Германия
ФЦП ЯРБ-1	—	Федеральная целевая программа «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года»
ФЦП ЯРБ-2	—	Федеральная целевая программа «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2016-2020 годы и на период до 2030 года»
ФЭИ	—	Акционерное общество «Государственный научный центр Российской Федерации — Физико-энергетический институт им. А. И. Лейпунского»
ХЖО	—	хранилище жидких радиоактивных отходов
ХЛБ	—	хроническая лучевая болезнь
ХПК	—	химическое потребление кислорода
ЦЗЛ	—	центральная заводская лаборатория
ЦК КПСС	—	Центральный комитет Коммунистической партии Советского Союза
ЦЧО	—	центрально-черноземные области
ЧАЭС	—	Чернобыльская атомная электрическая станция
ЩЖ	—	щитовидная железа
ЭРОА	—	эквивалентная равновесная объемная активность
ЯРОО	—	ядерно и радиационно опасный объект
ЯТЦ	—	ядерный топливный цикл
ЯЭУ	—	ядерная энергетическая установка

Научное издание

**Радиоэкологическая обстановка
в регионах расположения предприятий
Государственной корпорации по атомной энергии
«Росатом»**

Художественный редактор Е. Л. Наконечная

Технический редактор С. В. Турецкий

Корректор А. И. Иоффе

Дизайн и верстка Е. Л. Наконечная, И. А. Митрофанова

Художественное оформление обложки Е. Л. Наконечная

Оригинал-макет подготовлен ИБРАЭ РАН

Сдано в набор 10 января 2021 г.

Подписано в печать 26 апреля 2021 г.

Формат 70×100¹/₆. Бумага офсетная 80 г/м²

Гарнитура «Times New Roman», «Arial»

Уч.-изд. л. 43,25. Усл.-печ. л. 45,1

Заказное

Отпечатано в типографии