

**Радиоэкологическая обстановка
в регионах расположения предприятий Росатома**

Москва
2015

УДК
621.039:502.1
ББК 20.1:28.080.1
П69

Авторы:

Панченко С.В. (гл. 1, разд. 2.2, гл.3), д.т.н., член РНКРЗ Линге И.И. (введение, разд. 3.2), к.т.н. Сахаров (разд. 1.1, 2.3), Воробьева Л.М. (разд. 3.2, 3.5, 3.6, 3.7), к.ф.-м.н. Мелихова Е.М. (гл. 4.), к.т.н., член РНКРЗ Уткин С.С. (разд. 2.7) – ИБРАЭ РАН.

Д.ф.-м.н., профессор, член РНКРЗ Крышев И.И. (гл.1; гл. 2, разд. 3.1, 3.2, 3.3, 3.4, 3.6, 3.7), д.ф.-м.н. Сазыкина Т.Г. (разд. 2.3.3, 2.7, 3.1, 3.2, 3.4) — ФГБУ НПО «Гайфун» Росгидромета.

Д.б.н., профессор Гераськин С.А. (разд. 2.2, 2.4) — ВНИИРАЭ.

Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Росатома. // Под общей редакцией И.И. Линге и И.И. Крышева. — М.: «САМ полиграфист», 2015. — 296 с.

ISBN 978-5-00077-357-4

Вниманию читателей предлагается книга, в которой рассматриваются практические вопросы оценки текущего 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 некоммерческой организацией Фонд экологической безопасности энергетики в рамках более общей работы, предусмотренной Федеральной целевой программой «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года».

Авторы выражают благодарность специалистам ИБРАЭ РАН, принявшим активное участие в подготовке этой книги: Гавриловой Е.А. и Печкуровой К.А.

ISBN 978-5-00077-357-4



9 785000 773574 >

Содержание

| | |
|---|----|
| Введение | 6 |
| Глава 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 | 24 |
| 1.2 Антропогенный вклад в радиоактивность биосферы | 26 |
| 1.2.1 Глобальное загрязнение биосферы в результате испытаний ядерного оружия | 27 |
| 1.2.2 Программы по созданию ядерного оружия и развертывание атомной энергетики | 28 |
| 1.2.3 Радиационные аварии | 32 |
| 1.2.4 Дозовые нагрузки от техногенных радионуклидов | 37 |
| 1.2.5 Дозовые нагрузки от всех факторов и медицинского облучения | 39 |
| Литература к главе 1 | 41 |
| Глава 2 Методические вопросы оценки экологического риска, обусловленного ЯРОО | 50 |
| 2.1 Основные положения и принципы оценки экологического риска | 50 |
| 2.2 Этапы оценки радиационного экологического риска | 52 |
| 2.3 Порядок проведения оценки радиационного экологического риска | 53 |
| 2.3.1 Оценка воздействия на окружающую среду по данным радиоэкологического мониторинга | 53 |
| 2.3.2 Оценка доз облучения населения | 54 |
| 2.3.3 Оценка радиационного воздействия ЯРОО на биоту | 58 |
| 2.4 Управление радиоэкологической безопасностью ЯРОО | 60 |
| 2.5 Комплексная оценка экологического риска | 62 |
| 2.6 Комплексный критерий оценки радиоэкологического воздействия ЯРОО | 63 |
| 2.7 Радиоэкологическая база данных радиационного мониторинга | 70 |
| 2.7.1 Цели и задачи радиоэкологического мониторинга ЯРОО | 70 |
| 2.7.2 Интегральная оценка радиоэкологической обстановки в зонах наблюдения ЯРОО | 71 |
| 2.7.3 Структура базы радиоэкологических данных мониторинга окружающей среды в районах расположения ЯРОО | 72 |
| 2.7.4 Гармонизация с международными нормативно-методическими документами | 74 |
| Литература к главе 2 | 75 |
| Глава 3 Оценка радиоэкологического воздействия предприятий отрасли | 82 |

| | |
|---|-----|
| 3.1 Приаргунское производственное горно-химическое объединение (ППГХО)..... | 82 |
| 3.1.1 Систематизация радиоэкологической информации района расположения ПАО «ППГХО»..... | 83 |
| 3.1.2 Оценка доз облучения населения..... | 92 |
| 3.1.3 Оценки доз облучения биоты..... | 94 |
| 3.2 Влияние НВАЭС на состояние окружающей среды..... | 97 |
| 3.2.1 Систематизация радиоэкологической информации в районе расположения НВАЭС..... | 99 |
| 3.2.2 Влияние остановленных блоков Нововоронежской АЭС на состояние окружающей среды..... | 107 |
| 3.2.3 Текущая оценка доз облучения населения от эксплуатации работающих блоков НВАЭС..... | 115 |
| 3.2.4 Комплексная оценка рисков для населения Воронежской области..... | 119 |
| 3.2.5 Оценка доз облучения биоты..... | 122 |
| 3.3 Влияние Ленинградской АЭС и других радиационно-опасных объектов на радиоэкологическую обстановку региона..... | 124 |
| 3.3.1 Систематизация радиоэкологической информации..... | 128 |
| 3.3.2 Оценка доз облучения населения..... | 145 |
| 3.3.3 Оценка доз облучения биоты..... | 147 |
| 3.4 Оценка воздействия на окружающую среду АЭС с реактором БН (Белоярская АЭС)..... | 149 |
| 3.4.1 Краткая характеристика Белоярской АЭС..... | 149 |
| 3.4.2 Оценка радиационно-экологического воздействия..... | 164 |
| 3.5 Влияние предприятий концерна ТВЭЛ на формирование радиационной обстановки (на примере Кирово-Чепецкого механического завода)..... | 168 |
| 3.5.1 Систематизация радиоэкологической информации..... | 171 |
| 3.5.2 Дозовые нагрузки на население..... | 180 |
| 3.5.3 Оценка возможной миграции радионуклидов за пределы производственной зоны..... | 181 |
| 3.6 Оценка воздействия на окружающую среду Сибирского Химического Комбината (СХК)..... | 191 |
| 3.6.1 Влияние СХК на радиационную обстановку в регионе..... | 194 |
| 3.6.2 Оценка дозы облучения населения..... | 219 |
| 3.6.3 Оценка дозы облучения референтных организмов биоты..... | 220 |
| 3.7 Оценка воздействия на окружающую среду Горно-химического комбината..... | 222 |

| | |
|---|------------|
| 3.7.1 Влияние ГХК на радиационную обстановку в регионе | 229 |
| 3.7.2 Оценки доз существующего облучения на население | 244 |
| 3.7.3 Оценки доз облучения биоты..... | 253 |
| 3.8 Короткое заключение к главе 3..... | 255 |
| Литература к главе 3 | 256 |
| Глава 4 Общественное восприятие экологического воздействия предприятий атомной | |
| отрасли | 269 |
| 4.1 Примеры радиоэкологического популизма | 269 |
| 4.1.1. Армянская АЭС, 1987-1995 гг. | 269 |
| 4.1.2. Брукхейвенская национальная лаборатория, США, 1979-1999..... | 271 |
| 4.1.3. Перезапуск реакторов АЭС Ои, 2012-2015 | 272 |
| 4.1.4. Атомные станции в Германии, 2011 | 274 |
| 4.1.5. Могильник ВАО в Юкка-Маунтин, 1980-2012 | 274 |
| 4.2. Общественная поддержка и страх перед «мирным» атомом..... | 277 |
| 4.2.1. Отношение населения к нормально работающим атомным предприятиям..... | 282 |
| 4.3. Психология восприятия риска | 283 |
| 4.3.1. Эвристики и когнитивные искажения риска | 283 |
| 4.3.2. Чувственно-эмоциональные реакции на риск | 287 |
| 4.4. Этические проблемы радиационной защиты | 289 |
| 4.4.1 Моральные дилеммы радиационной защиты..... | 291 |
| 4.4.2. Необходимость публичной рефлексии | 292 |
| Литература к главе 4 | 293 |

Введение

В рамках федеральной целевой программы «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года» было реализовано одно крайне ограниченное по объемам финансирования, но чрезвычайно насыщенное экологическими идеями мероприятие. Оно называлось «Разработка критериев, методов и программно-технических средств оценки текущих и прогнозируемых уровней экологического влияния ядерно и радиационно опасных объектов на население и окружающую среду». В работах по этой теме приняли участие ведущие специалисты ИБРАЭ РАН, НПО «Тайфун», МРНЦ РАМН, ВНИИСХРАЭ, НТЦ ЯРБ и ряда других научных центров. Программой НИР предусматривались сбор и систематизация радиоэкологических данных, разработка моделей и программных модулей, а также проведение работ по мониторингу развития нормативно-правовой базы в сфере исследований и выработке соответствующих рекомендаций по оптимизации их содержания. В рамках работы анализировались многие проекты нормативно-правовых актов и давались рекомендации по их содержанию. Всего было проанализировано 89 проектов нормативных документов и изменений к ним, и даны рекомендации по их развитию, которые в ряде принципиальных случаев учтены. Среди таких принципиальных случаев, например, предложения по изменению критериев отнесения радиоактивных отходов к ЖРО с десятикратным (до 100 УВ) увеличением критериального значения. Это так сказать побочный, хотя с практической точки зрения и основной результат НИР, в которой все эти предложения апробировались на беспрецедентно большом объеме мировых и отечественных данных.

По мере получения новых и новых радиоэкологических данных встал вопрос о том, как их лучше сформировать, чтобы более эффективно использовать в будущем. Очевидным ответом стало формирование базы радиоэкологических данных и соответствующих расчетных программ. Базы данных и расчетные программы созданы, но вопрос о том, как ими наиболее эффективно пользоваться остается открытым без развернутой методологии. Эта методология раскрыта в двух изданиях, подготавливаемых в завершение работы. Это книга «Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту» и настоящее издание «Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Росатома». Оба издания ориентированы 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.

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. 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 обязательному установлению соответствующих приоритетов. Такой подход позволяет сосредоточиться только на тех проблемах, которые реально (научно обоснованно) заслуживают внимания. В этом плане рассматриваемая тема лежит в очень своеобразной плоскости. С одной стороны проблемы нет. Долгое

время существует так называемая основная парадигма радиоэкологии, которая кратко формулируется так «защищен человек — защищена окружающая среда». Основные доводы в пользу отказа от нее и перехода к эгоцентрическому подходу лежат в сфере этики взаимоотношения с природой. С радиационной защитой человека в промышленности тоже все неплохо. По очень меткой оценке одного из наиболее авторитетных специалистов в области радиационной гигиены – профессора И.К. Романовича вклад атомной промышленности в облучение населения – это 2% от доз медицинского облучения, которые варьируются во времени и пространстве – от субъекта к субъекту в разы и в отношении которых есть более сильные механизмы управления. Сомневаться в правильности этой оценки не приходится – её автор это директор НИИ радиационной гигиены им. П. В. Рамзаева. С другой стороны есть требования нормативных документов по оценке воздействия и обоснованию безопасности и очень широкий выбор средств измерения, которые почти всегда позволяют что-либо обнаружить, а потом и интерпретировать, в том числе самым неожиданным образом. Именно эти обстоятельства доминировали при подготовке данного издания.

Кроме этого нами предполагалось, что специалисты эксплуатирующих организаций в полной мере:

- понимают все особенности формирования радиационного воздействия собственной организации и уровни такого воздействия на население и окружающую среду;
- владеют всеми имеющимися у них инструментами получения данных по содержанию радиоактивных веществ в объектах окружающей среды,
- но, для них будет интересно:
- более широкое обращение к источникам данных – в рамках НИР было проанализировано более 700 работ;
- более детальная и адаптированная к региону картина по основным источникам радиационного воздействия на человека и объекты живой природы;
- насчитывающие уже 70 лет данные по истории формирования современного радиационного фона;
- подходы к комплексной оценке риска;
- практические примеры, характеризующие особенности восприятия радиационного риска.

Эти послы и обусловили структуру данной книги, являющейся по сути одним из двух взаимодополняющих томов.

В первой главе дана широкая, в том числе по временным параметрам, картина формирования фоновых параметров радиоэкологической обстановки. При подготовке этого раздела ставилась задача демонстрации практическим специалистам максимально широкого диапазона изменений фоновых параметров и возможных механизмов формирования его локальных особенностей, с которыми, как правило, и приходится сталкиваться практическим работникам.

Во второй главе рассмотрены методические вопросы оценки экологического риска, обусловленного ядерно и радиационно опасным объектом, в том числе в комплексной форме с учетом не только одних радиационных факторов. Первая половина главы по целевому назначению в значительной мере перекликается с содержанием практических рекомендаций по оценке радиационного воздействия. Однако в завершающих разделах второй главы можно найти принципиально новый материал, посвященный описанию структуры радиоэкологической базы данных радиационного мониторинга, целям и задачам радиоэкологического мониторинга ЯРОО.

В главе 3 представлены данные по радиоэкологической обстановке в нескольких регионах России. Выбор этих регионов преследовал несколько целей: максимальный охват основных переделов ядерного топливного цикла и стадий их жизненного цикла. В отношении последнего из обстоятельств интересно рассмотреть отдельные работающие блоки НВАЭС.

В главе 4 рассмотрены особенности общественного восприятия экологического воздействия предприятий атомной отрасли, для чего приведено много примеров, главным образом зарубежных.

Глава 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.
 - 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 естественного происхождения в среду обитания при добыче полезных ископаемых.
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 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 изучается на биосферном уровне.

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.

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 присутствовал в биосфере. В.И. Вернадский отмечал огромную роль радиоактивности элементов в эволюции и существовании биосферы [Вернадский, 1987].

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 % этой компоненты приходится на протоны и (12 %) на α -частицы, и только около 1 % на все остальные нуклоны от лития до урана [Spurny, 2001]. Энергетический спектр этих частиц изменяется от 10^8 до 10^{20} эВ [UNSCEAR, 2010].

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 Алена (рисунок 1.1), хотя американский исследователь Ван-Аллен открыл только внутренний пояс [Van Allen, 1958], а открывателями внешнего радиационного пояса по данным "ИСЗ-2" и "ИСЗ-3" были советские ученые С.Н. Вернов и А.Е. Чудаков [Вернов, Чудаков, 1960].

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 в сутки, а при нахождении во внешнем поясе — нескольких тысяч зивертов [UNSCEAR, 2010]. 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/час 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 [Bouville, Lowder, 1988]:

$$\dot{E}(z) = \dot{E}(0) \cdot [0,21e^{-1,649z} + 0,79e^{-0,452z}]$$

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/час. А средневзвешенная по населению планеты доза от нейтронов оценивается величиной 5,5 нГр/час или в пересчете на годовую эффективную дозу для человека — 0,048 мЗв/год [UNSCEAR, 2000].

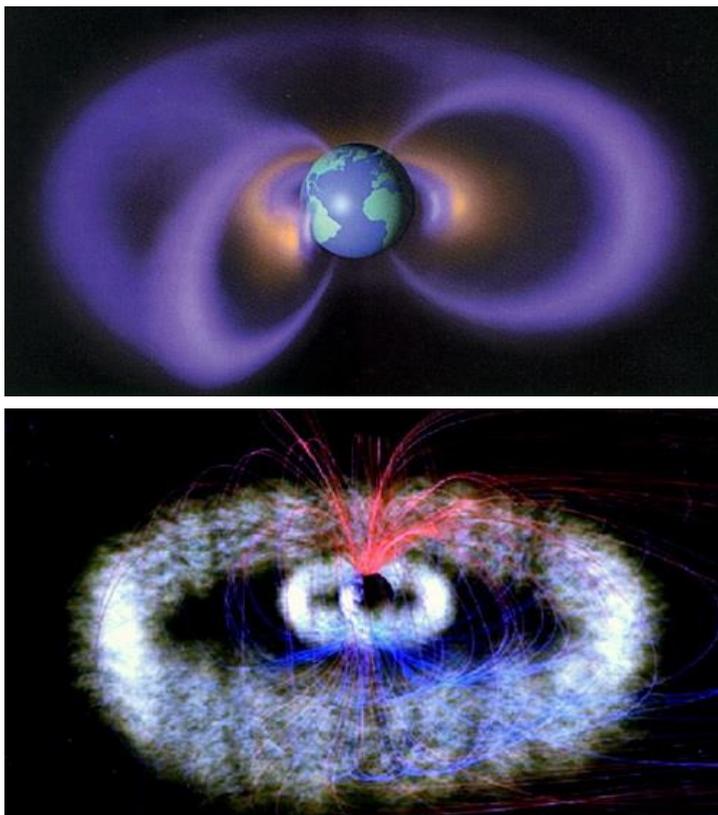


Рисунок 1.1 – Радиационные поля вокруг земли

Для населения России средняя годовая эффективная доза космического излучения оценивается в 0,45 мЗв/год. [Сахаров, 2006].

1.1.2 Естественные радионуклиды

Естественные радионуклиды образовались:

- в результате нуклеосинтеза еще при возникновении Земли и не распавшихся до настоящего времени (примордиальные радионуклиды). Тяжелые элементы (тяжелее Fe), образованные в результате взрывов нейтронных звезд, были занесены на Землю другими космическими телами [Эдо Бергер, 2013]. Периоды полураспада примордиальных нуклидов сопоставимы с возрастом Земли.

- в результате ядерных реакций под действием первичных и вторичных космических лучей, постоянно идущих в атмосфере, 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. Т.е. с предполагаемого момента образования нашего мира из каждых 1 000 000 000 000 000 атомов ^{76}Ge распалось пока только два атома.

Из космогенных радионуклидов основной вклад в естественную радиоактивность вносят тритий ^3H (общий запас трития 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. Таблица 1.1 - Годовое производство и концентрация некоторых естественных радионуклидов в тропосфере Земли [UNSCEAR, 2000]

| 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 |

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 своём 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. Существует 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 % [Титаева, 2000]. Согласно современным оценкам поток тепла от Земли в космос составляет $44,2 \pm 1,0$ ТВт, из которых на долю ²³²Th и ²³⁸U приходится большая часть, а на долю ⁴⁰K—примерно 4 ТВт [Partial, 2011]. Для сравнения установленная 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 остановится на таких значимых для протекания жизненных процессов радионуклидах как тритий (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.

²Самый близкий к Земле слой атмосферы – тропосфера, её 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 $3,62275 \cdot 10^{18}$ м³.

Тритий. Тритий (Т) представляет собой сверхтяжелый изотоп водорода с периодом полураспада 12,3 лет, распадающийся с испусканием бета-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 ³Н по сравнению с протием ¹Н обуславливает некоторые различия в течение 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 бета-частиц, который значительно меньше размеров клетки (средняя длина пробега частиц трития в мягкой ткани от 0,5 до 2 мкм; для сравнения: у ³²P — 8000 мкм). Тритием преимущественно облучаются те структуры клеток и тканей, которые содержат изотоп или находятся в близком соседстве с атомами трития. Считается, что мягкий бета-излучатель, тритий, в 2-3 раза эффективнее жестких бета-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 [Oliphant et al., 1934]. Тритий природного происхождения был впервые обнаружен в 1950 году в процессе анализа смеси газов He-Ne, образующейся при заводском производстве жидкого воздуха в Гамбурге [Faltings, Harteck, 1950], а затем и в тяжелой воде [Grosse et al., 1951].

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 [Грачева, Королев, 1977].

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). При этом 65% трития содержится в Мировом океане; 27% - на земной поверхности и в биосфере; около 8 % - в атмосфере [UNSCEAR, 1982].

До начала испытаний термоядерного оружия (1954 г.) концентрация трития в воде океана соответствовала примерно 1 атому трития на 10¹⁸ 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 [Жигаловская и др., 1976; Чеботина, 1983].

Таблица 1.2 - Данные об образовании и распределении трития естественного происхождения [UNSCEAR, 1982; Катрич, 1991]

| 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 | 0,084 |
| во всей атмосфере | 0,25 |
| Суммарная активность, ПБк | 1300 |
| Распределение по отношению к суммарной активности, %: | |
| стратосфера | 6,8 |
| тропосфера | 0,4 |
| поверхность Земли и биосфера | 27,8 |
| верхние перемешивающиеся слои океана | 35 |
| глубокие слои океана | 30 |
| Концентрация в поверхностных водах около континентов, Бк/л | 0,2-1 |
| Концентрация в атмосферных осадках, Бк/л | 1,6-7,2 |

Содержание трития в атмосферных осадках до термоядерных испытаний составляло: в Чикаго в 1952 г. – 1,6 Бк/л [Buttlar, Libby, 1955], в ледниках Гренландии в 1925-1950 гг. – 7,2 Бк/л [Povines, 1977], во льдах Антарктиды в 1929-1942 гг. – 2,2-5,5 Бк/л [Jonzel, Merlivat, 1981].

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 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 [UNSCEAR, 1982].

Сразу после первых испытаний 1954 г. 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 г. наблюдалось экспоненциальное снижение концентрации трития в атмосфере и гидросфере [Ленский, 1981; Сойфер и др., 2008].

Практически все термоядерные испытания проводились в северном полушарии. Концентрация трития в осадках северного полушария в период испытаний была намного выше. Например, в 1958-1959 гг. осадки континентальных участков северного полушария имели среднее значение трития около 120 Бк/л, а в 1963 г. – около 600 Бк/л [Тетчер и др., 1968]. В южном полушарии в 1963 г. средней удельной активностью трития в осадках составляла 1,8 Бк/л. К 1969 г. 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 в глубь континента. Это связано с обогащением атмосферной влаги континентальных участков, удаленных от побережья океана, тритием стратосферного происхождения [Сойфер и др., 2008]. 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 [Вакуловский и др., 1978; Сойфер и др.,

2008]. В 1975 г. плотность атмосферных выпадений трития на территории СССР в среднем составляла 6,7 ГБк/км² [Катрич, 1991]. В 2002-2005 гг. годовые выпадения трития на территории РФ стабилизировались на уровне 1,4 ГБк/км², обусловленном тритием естественного происхождения [Сойфер и др., 2008].

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 г. – около 200 Бк/л. Затем содержание трития в воде стало снижаться с периодом полууменьшения 3-3,6 лет [Bennett, 1973]. В настоящее время среднее содержание трития в реках России составляет 2-3 Бк/л [Росгидромет, 2001-2015; Сойфер и др., 2008].

В настоящее время 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.

В таблице 1.3 приведены обобщенные данные о динамике выбросов трития в атмосферу и сбросах в гидросферу для АЭС с разными типами реакторов [UNSCEAR, 2010]. Из представленных данных следует, что с 1985-1990 гг. величины выбросов и сбросов трития остаются примерно на одном уровне, зависящем от типа реактора.

Таблица 1.3 - Обобщенные оценки выбросов и сбросов трития на АЭС с различными типами реакторов в 1970-2002, 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 |

Примечание. * Оценки по данным работ [Гусев, 1976; Косинский и др., 1987].

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

Усредненные выбросы трития для реакторов PWR (ВВЭР) приближенно оцениваются в 2,4; BWR – 1,4; GCR – 5; FBR – 50 ТБк/(ГВт-год) [UNSCEAR, 2010]. Для РБМК в работе [Косинский и др., 1987] выброс трития оценивается величиной 0,6-3,9 ТБк/(ГВт-год), а по более ранним данным [Гусев, 1976] более высокой величиной 22 ТБк/(ГВт-год). Наиболее высокие величины выбросов трития в атмосферу имеют место для реакторов 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 [Косинский и др., 1987; UNSCEAR, 2010].

По оценкам НКДАР [UNSCEAR, 2000] 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.

Общее поступление техногенного трития в окружающую среду от объектов ЯТЦ (АЭС и радиохимических предприятий) оценивается величиной $4,2 \cdot 10^{17}$ Бк [UNSCEAR, 2000], 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 общей тритиевый фонд организма весьма невелик по сравнению с НТО.

Окись трития 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 НТО 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 [Москалев, 1968] Выводится тритий из организма достаточно быстро. Выведение трития из организма человека может быть аппроксимировано трех-компонентной моделью с периодами полувыведения 9, 30 и 450 дней [Garston, 1979]. Быстро выводимые фракции соответствуют той части изотопа, которая находится преимущественно в свободной воде тканей. Медленно выводимый тритий входит 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.

Следует отметить, что тритий, как правило, не концентрируется в почвах, донных отложениях водоемов и тканях организмов. 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 [UNSCEAR, 2010]. 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 природных процессах.

Углерод-14. Углерод-14 представляет собой радиоактивный изотоп углерода с периодом полураспада 5730 лет, распадающийся с испусканием бета-частиц с максимальной энергией 155 кэВ (средняя энергия 49,3 кэВ). Его поведение в окружающей среде похоже на поведение углерода, играющего ключевую роль в биохимических процессах в биосфере. В естественных условиях углерод-14 образуется в результате взаимодействия нейтронов космического происхождения с атомами земной атмосферы.

Источником техногенного углерода-14 стали испытания ядерного оружия, а также деятельность предприятий ядерного комплекса (таблица 1.4).

Таблица 1.4 – Оценки содержания природного и техногенного углерода-14 в окружающей среде [Рублевский и др., 2004; Yim and Caron, 2006; UNSCEAR, 2010]

| Компонент | Содержание углерода-14 |
|---|------------------------|
| 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 |

Основная часть природного углерода-14 находится в наземной среде. Суммарное поступление углерода-14 в результате атмосферных испытаний ядерного оружия соизмеримо с его природными запасами в атмосфере. Вклад выбросов объектов ядерной энергетики в общие запасы техногенного углерода-14 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.

О роли ^{14}C в облучении человеческой популяции писал еще А.Д. Сахаров [Сахаров, 1958]. Андрей Дмитриевич Сахаров показал, 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 неблагоприятный элемент некоторой односторонности [Сахаров, 1990]. Количественные оценки, выполненные А.Д. Сахаровым, подробно разобранные в публикации, выпущенной к 50-летию выхода статьи [Арутюнян и др., 2009] 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 [ICRP, 2007]. 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 57000 последующих лет, 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 [Арутюнян и др., 2009]. Углероду-14, его наработке при использовании разных технологий и миграции в биосфере посвящено немало исследовательских работ, среди которых можно порекомендовать отечественную монографию [Рублевский и др., 2004].

В таблице 1.5 приведены обобщенные данные о динамике выбросов ^{14}C в атмосферу и сбросах в гидросферу для АЭС с разными типами реакторов [UNSCEAR, 2010]. Из

представленных данных следует, что с 1985-1990 гг. величины выбросов углерода-14 в атмосферу остаются примерно на одном уровне, зависящем от типа реактора.

Таблица 1.5 - Обобщенные оценки выбросов углерода-14 на АЭС с различными типами реакторов в 1970-2002, 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 |

Примечание. * 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, $0,12 \div 0,53$ ТБк в год, а для реакторов GCR, HWR, РБМК, несколько выше, $1,2 \div 1,3$ 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 ОЯТ в 117 чел-Зв [UNSCEAR, 2010]. 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 $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ [Yankovich et al., 2013] и $^3\text{H}/\text{H}$ [Давыдочкина и др., 2012; Jean-Baptiste et al., 2007; Turner et al., 2009; Boyer et al., 2009].

Калий-40. В биосфере Земли радиоактивный калий по весу занимает 3-е место среди радиоактивных элементов (после ^{232}Th и ^{238}U)³ — примерно $8,5 \cdot 10^{18}$ г, а по активности — первое. 1 г естественной смеси калия содержит примерно 30 Бк⁴ 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 ещё в 1906 г. своими расчётами Р.Д. Стретт (позднее лорд Релэй), 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 [Вернадский, 1987]). Но какая-то доля калия присутствовала и в момент формирования Земли.

2,5 млрд лет назад⁵ 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 [Адамов и др., 1996], полезно помнить, что естественная 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 количества предполагаемых захоронений РАО пока ещё весьма далеки от утраченных

³ 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 .

⁴ Если быть более точным, то 30,24 Бк/г естественной смеси чистого калия

⁵ Примерное время зарождения жизни на планете.

количеств. Так например, прогнозируемое накопление высокоактивных РАО (99% всех РАО по активности) в США к 2020 году составит 1,5 млн ПБк [Электронный ресурс 1]. В России на конец 2010 г. было накоплено примерно 1 млн ПБк (0,9 млн ПБк ОЯТ и 0,08 млн ПБк РАО) [Третий национальный доклад РФ, 2012].

Можно предполагать, что к 2020 г. суммарное количество РАО составит около 3 млн ПБк, т.е. будет в 20 тысяч раз меньше, чем утрачено только за счет распада ^{40}K . Т.е. 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 [Вернадский, 1994].

Концентрация калия в различных породах вместе с рядом других радионуклидов представлена в таблице 1.6. Как видно из данных таблицы 1.6, различия в концентрациях могут достигать порядка величины. Самая большая концентрация ^{40}K , естественно, в очищенном минерале КСl— около 16000 Бк/кг.

Таблица 1.6 - Концентрация естественных радионуклидов в горных породах и мощность поглощённой дозы в воздухе на расстоянии 1 м от поверхности породы [Сахаров, 2006]

| 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 концентрация калия (^{40}K) различается до 1,7 тысяч раз от 0,007 Бк/кг для низко минерализованных вод до 12 Бк/кг [Radiation, 2002] 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-ти кратной величины [Блэк, 1973]. По России в целом диапазон ещё больше - от 90 до 1400 Бк/кг [Сахаров, 2006]. 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) [UNSCEAR, 2000].

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 её вероятно используют либо для интенсификации биологических процессов, либо для запуска отдельных механизмов апоптоза⁶, либо и для того и для другого.

В организме взрослого человека содержится 120÷180 г калия (около 0,23% от общей массы тела). В стандартном человеке, 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 (рисунок 1.2).

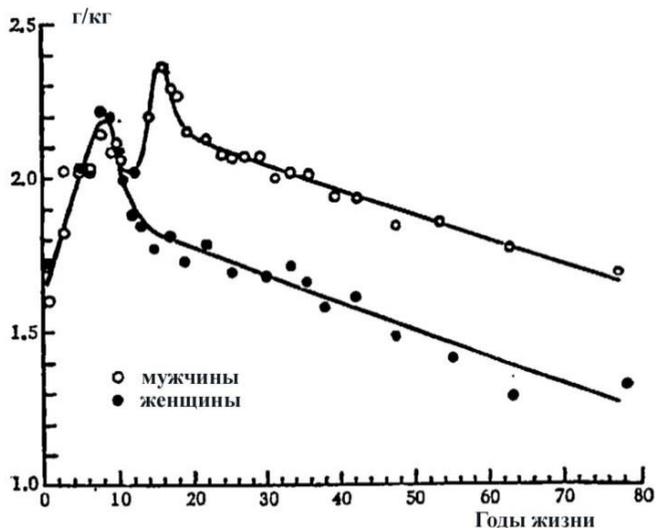


Рисунок 1.2 – Динамика концентрации калия в организме человека [UNSCEAR, 1962]

Ежегодно на Земле в продуктах питания циркулирует около 0,2 ПБк ⁴⁰К. С учётом того, что на планете проживает в настоящее время примерно 7,3 млрд. человек, можно ориентировочно оценить количество ⁴⁰К 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 [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009]. При поступлении 24 кБк/год ⁴⁰К внутренняя доза облучения референтного человека составит 1 мЗв/год. Реальная доза от этого нуклида, как известно, составляет чуть менее 0,2 мЗв/год [UNSCEAR, 2000]. Во многом это связано с тем, что в реальном суточном рационе человека содержится существенно меньше калия, чем получается при расчётах, 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).

⁶Апопто́з (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 взвесями | 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 | 12-18 |

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 [Высоцкий и др., 2007].

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) [Глазовский, 2006].

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 | |
| С | $7,7 \cdot 10^{21}$ | $3,8 \cdot 10^{19}$ | $7,5 \cdot 10^{17}$ | $1,2 \cdot 10^{18}$ | $7,8 \cdot 10^{21}$ | 0,2 |
| К | $6,1 \cdot 10^{22}$ | $5,4 \cdot 10^{20}$ | | $3,4 \cdot 10^{16}$ | $6,2 \cdot 10^{22}$ | 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 | | | | | |
| С | $2,3 \cdot 10^6$ | $1,1 \cdot 10^4$ | $2,3 \cdot 10^2$ | 360 | $2,3 \cdot 10^6$ | |
| К | $1,8 \cdot 10^9$ | $1,6 \cdot 10^7$ | | 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)

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).

Таблица 1.9 - Содержание основных естественных радионуклидов в земной коре (верхний слой почвы, взвешенное по населению) [UNSCEAR, 2000]

| Радионуклид | Средняя мировая концентрация в почве, Бк/кг | Диапазон концентраций в почве, Бк/кг | Оценка общего содержание 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

Радон (²²²Rn) — радиоактивный газ с периодом полураспада примерно 92 часа. Именно этот газ вместе с дочерними продуктами его распада (ДПР) создает основное 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 ²²⁶Ra. В атмосфере радона значительно меньше — около 5200 ПБк. Но это более чем в 5 раз больше, чем активность, образовавшаяся от всех ядерных испытаний, ¹³⁷Cs.

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

Таблица 1.10 – Средние значения концентрации ²²²Rn в атмосфере в различных регионах мира (в скобках диапазон)

| Регион | В воздухе, Бк/м ³ | | В воде**, Бк/л | Ссылка на литературный источник |
|-----------------------|------------------------------|-----------------|----------------|---------------------------------|
| | На улице | В жилье | | |
| Австрия | 7,0 | | 1480 | Sohrabi, 2000 |
| Антарктика | 0,3 | | | Rammachandran, Balani, 1993 |
| Бразилия | 130 (56÷280) | 204 (50÷1046) | | Veigaet.al., 2002 |
| Великобритания | 3,3 | | | UNSCEAR, 1982 |
| Германия | 9,0 | | | Gehrcke et al., 2008 |
| Иран | 65 (0÷500) | 2745 (55÷31000) | 64 (1÷160) | Mortazavi, 2005 |
| Испания | 10÷210 | 150÷1400 | | UNSCEAR, 2008 |
| Китай* | 22÷22000 | 68000÷340000 | | Xutong, 2005 |
| Острова Тихого океана | 0,02÷0,2 | | | UNSCEAR,1982 |
| Чешская Республика | 2÷25 | 442 (10÷20870) | | Manova, Matolin, 1995 |
| Япония | 2,1÷6,1 | | 437 | Oikawa et al., 2003 |

*) район Sichuan, Jiangzha

**) вода минеральных источников

Наряду со средними значениями в таблице 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 ²²²Rn примерно на порядок величины выше.

Неравномерность содержания радона в почвах, воде и воздухе хорошо иллюстрирует карта радоноопасности, составленная ведущими российскими специалистами на основе обобщённых аналитических данных по радиогеохимии, радиометрическим наблюдениям и другим материалам, полученным по данным долговременных наблюдений различными российскими научными институтами (рисунок 1.3).

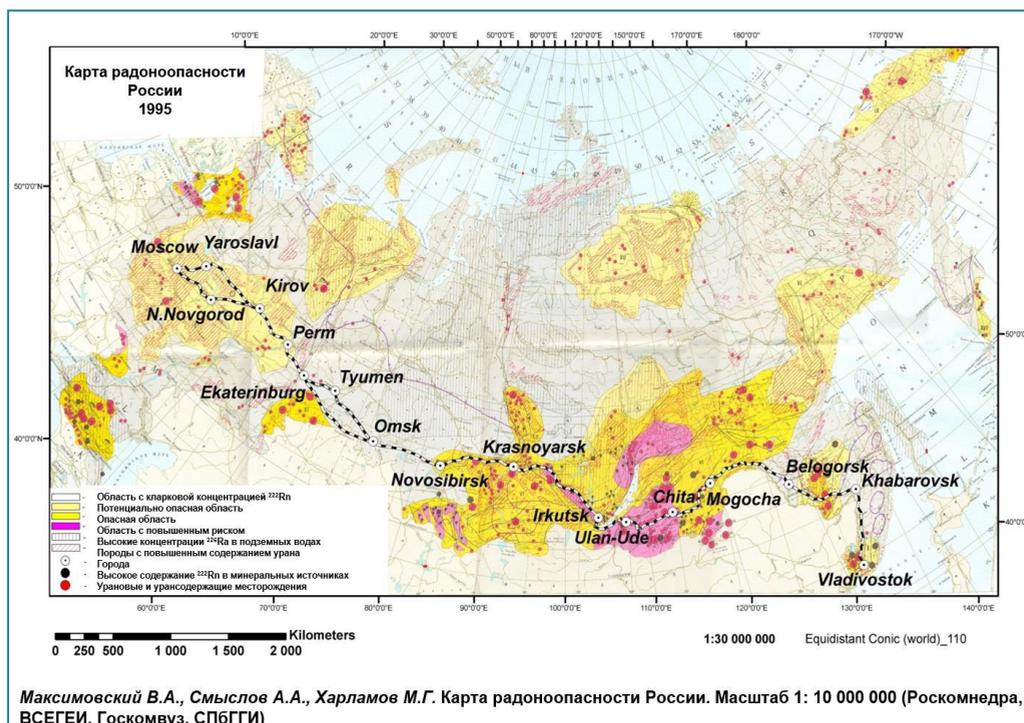


Рисунок 1.3 - Карта радоноопасности России [Максимовский и др., 1995].

Пунктиром показан маршрут эксперимента TROIA

Концентрация радона в приземном воздухе имеет сезонный и суточный ход. В экспериментах TROIA наибольшие приземные концентрации ^{222}Rn (до 75 Бк/м^3) обычно наблюдались ночью во время мощных и продолжительных инверсий температуры [Березина, 2014]. По сезонам максимальные концентрации почти повсеместно отмечены в осенний период. При этом в радиоэкологических оценках часто используют среднее континентальное значение эмиссии ^{222}Rn , равное $21,0 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сек}^{-1}$ ($1 \text{ атом} \cdot \text{см}^{-2} \cdot \text{сек}^{-1}$). Эмиссия с водной поверхности (моря и океаны) на два-три порядка ниже [Zahorowski et al., 2004].

Важным источником облучения человека является радон в жилых помещениях. Согласно оценкам, представленным в отчете НКДАР за 2006 год [UNSCEAR, 2009, Annex E], в РФ содержание радона в воздухе жилых помещений в среднем составляет $50\text{-}60 \text{ Бк/м}^3$, что на порядок выше содержания радона в воздухе на открытой местности.

^{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 $0,05 \text{ Бк/л}$ [Радиоэкология, 1999], в водах рек и озер концентрация ^{222}Rn редко превышает $0,5 \text{ Бк/л}$. В подземных водах концентрация ^{222}Rn существенно выше, чем в поверхностных в результате эманации ^{222}Rn из горных пород и растворения его в воде, и может изменяться от $3\text{-}4 \text{ МБк/л}$ до $4\text{-}5 \text{ Бк/л}$, поэтому содержание ^{222}Rn в воде из глубоких скважин может превышать 100 кБк/м^3 . Довольно высокие концентрации радона отмечаются, например, в минеральных водах практически всех бальнеологических курортов [Маньшина, 2007].

Добыча полезных ископаемых и производство электроэнергии стали дополнительными источниками поступления ^{222}Rn в атмосферу (таблица 1.11 [UNSCEAR, 2000]).

Таблица 1.11- Оценки выбросов ^{222}Rn при добыче и переработке урановой руды, ТБк/(ГВт·год), и приведенной коллективной эффективной дозы

| Источник | Приведенный выход, ТБк·(ГВт·год) ⁻¹ | Приведенная коллективная эффективная доза, чел·Зв·(ГВт·год) ⁻¹ |
|-------------------------------------|--|---|
| Добыча руды | 75 | 0,19 |
| Переработка руды | 3 | 0,0075 |
| Рудные отвалы при работающем заводе | 3 | 0,04* |
| Рудные отвалы старые | 0,3 | 7,5** |

*) при допущении, что период выхода составляет 5 лет;

**) при допущении, что период выхода составляет 10000 лет.

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

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 (НКДАР ООН). 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.

В докладе НКДАР 2008 г. приводятся средние значения и вариации годовых эффективных доз от естественных источников радиации таблица 1.12, [UNSCEAR, 2010].

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. В среднем доза облучения человека от естественных источников составляет около 2,4 мЗв/год (табл. 1.12), при этом на долю космического излучения и космогенных радионуклидов приходится около 16 %, а на долю земных источников радиации - 84 % дозы от естественной радиации. Величина дозы облучения, создаваемая космическими лучами, возрастает с увеличением высоты над уровнем моря, составляя 1,8 мЗв/год на высоте 4 км [Радиация, 1988].

Таблица 1.12 – Среднегодовая эффективная доза обучения взрослого человека от естественных источников радиации [UNSCEAR, 2010]

| Компонент облучения | Годовая эффективная доза естественного фона, мЗв | | |
|-----------------------------------|--|------------------------|--------------------|
| | Средняя | | Диапазон изменений |
| | Мир | Россия [Сахаров, 2006] | |
| Космическое излучение | | | |
| Космические лучи | 0,38 | 0,45 | |
| Космогенные радионуклиды | 0,01 | 0,01 | |
| Сумма от космического излучения | 0,39 | 0,46 | 0,3-1,0 |
| Земные радионуклиды | | | |
| Внешнее облучение | 0,48 | | 0,3-1,0 |
| Внутреннее облучение | | | |
| Ингаляция | | | |
| Ряды урана и тория | 0,006 | 0,006 | |
| Радон (^{222}Rn) | 1,15 | | |
| Торон (^{220}Rn) | 0,1 | | |
| Сумма от ингаляции | 1,26 | 1,16 | 0,2-10 |
| Пероральное поступление | | | |
| Калий-40 | 0,17 | | |
| Ряды урана и тория | 0,12 | | |
| Сумма от перорального поступления | 0,29 | 0,31 | 0,2-1,0 |
| ВСЕГО | 2,44 | 2,37 | 1,0-13 |

Около 95 % населения 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 Гуарапари (Бразилия) на улицах 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 до 400 мЗв/год, что на три порядка выше "нормального" фона [Радиация, 1988].

Внутреннее облучение от природных источников радиации примерно в 1,8 раза больше внешнего облучения [UNSCEAR, 2000]. Среди радионуклидов, дающих наибольший вклад в дозу внутреннего облучения, наиболее значимыми являются короткоживущие продукты распада радона-222 и калий-40. 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 радона.

Оценки дозы от естественной радиации для объектов биоты приведены в таблицах 1.13 и 1.14 [Крышев, Рязанцев, 2010; Whicker, Schults, 1982; Woodhead, 1976]. 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 содержания в них калия-40, 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 [Whicker, Schults, 1982]). Для норных животных существенный вклад в облучение может давать радон (см. главу 3).

Таблица 1.13. Оценки мощности дозы облучения наземных позвоночных от естественных источников радиации

| Источник облучения | Мощность дозы, мГр/год |
|--|------------------------|
| Внешнее облучение: | |
| Космические лучи | 0,35 |
| Гамма-облучение от земной поверхности | 0,60 |
| Внутреннее облучение: | |
| Калий-40 | 0,19 |
| Углерод-14 | 0,01 |
| Радий-226, радий-228 | 0,01 |
| Другие (тритий, рубидий-87, полоний-210 и др.) | 0,01 |
| Сумма (приближенно) | 1,2 |

Таблица 1.14. Оценки мощности дозы облучения водных организмов от естественных источников радиации, мГр/год

| Группа организмов | Морские (глубина 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 |

Дозы облучения водных организмов от естественных источников радиации близки по порядку величины 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.

1.2 Антропогенный вклад в радиоактивность биосферы

Вклад человеческой деятельности в содержание радиоактивных изотопов на нашей планете имеет вполне реальные точки отсчёта.

16 июля 1945 года, в 5:29:45 в США было произведено первое испытание ядерного оружия, а затем 6 августа была осуществлена бомбардировка Хиросимы, а затем и Нагасаки.

Другая точка отсчёта была задана супругами Кюри, когда они начали добывать из урановой смолки радий. В 1902 г. они выделили 0,1 г чистого препарата радия и определили его атомный вес. Этот продукт долго был самым дорогим элементом. В середине 1910-х –1 г радия стоил столько же, сколько 160 кг золота. Уже в 1904 г. во Франции появился первый радиевый завод. Производство радия сопровождалось образованием отходов, и эти отходы также были радиоактивными. Но масштабы производства были весьма скромными: по оценкам к 1928 г. в мире было добыто всего 500 г радия [Башилов, 1932] или иными словами 500 Ки (0,0185 ПБк).

В СССР⁷ работы по выделению радия из отечественного сырья были начаты немного позднее. В 1918 г. при Академии Наук образована Коллегия по организации первого радиевого завода в России. Тогда же создаётся радиологическая лаборатория Академии Наук, а её заведующим назначается В.Г. Хлопин. Радиевый завод, начал разворачиваться

⁷ В России до 1917 г. добыча радия не велась.

около г. Елабуга Татарской Республики (ныне г. Менделеевск в Республике Татарстан⁸). 1 декабря 1921 г. запаяна ампула с первым советским радием. В 1923 г. первый в СССР опытный Радиевый завод заработал полностью. Началось систематическое освоение руды, добываемой на руднике в Средней Азии, и налажен регулярный выпуск радиевых солей. Кроме того, из Тюя-Муюнской 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 г.

В 1928 году на реке Ухте в районе нынешнего посёлка Водного была организована первая стационарная лаборатория по осаждению солей радия и получению концентрата [Богоявленский, 1928]. Вскоре началось промышленное производство радия в нашей стране. До 1952 г. на Водном промысле было выпущено примерно 271 г радия [Кичигин, Таскаев, 2004]. В это же время мировой запас радия составлял около 2,5 кг [Terrilletal., 1954]. Всего в мире было накоплено около 3 кг радия, что соответствует его активности 0,11 ПБк, и на этом производство было свернуто во всех странах.

Производство радия сопровождалось образованием радиоактивных отходов (само сырьё радиоактивное, а также радиоактивные продукты распада радия). Несмотря на мизерное количество добытого вещества, количество образовавшихся РАО обусловило локальное загрязнение территорий на месте ряда бывших предприятий, что побудило через десятки лет рассматривать и решать вопросы по реабилитации загрязнённых территорий.

Но вполне правомерна и другая точка зрения, заключающаяся в том, что многие виды деятельности человека, начиная от строительства жилья, добычи любых ископаемых из недр и заканчивая полётами на самолётах 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) [Некос, 1998].

Остановимся лишь на отдельных аспектах изменения радиационного фона, оказывающих влияние на формирование дозовых нагрузок на человека.

1.2.1 Глобальное загрязнение биосферы в результате испытаний ядерного оружия

В радиоактивных осадках изначально содержалось около трёх сотен различных радионуклидов – продуктов деления, однако большинство из них быстро распадались. Основной вклад в облучение объектов биосферы давало и ещё даёт сравнительно небольшое число относительно долгоживущих радионуклидов, таких, как ^{137}Cs , ^{90}Sr . Кроме того, при делении ядерной взрывчатки в момент взрыва происходило взаимодействие нейтронов с ядрами атомов воздуха, вследствие чего образовывались радиоактивные изотопы: тритий и углерод-14. Взрывы кратковременно изменили равновесное содержание в атмосфере углерода-14 примерно в 2 раза, а трития — почти в 100 раз (таблица 1.15).

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

⁸ Ныне ОАО "Менделеевский химический завод им. Л. Я. Карпова"

примерно 8 лет. Т.е., к концу XX столетия равновесное состояние $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ с точностью до нескольких процентов восстановилось [Рублевский и др., 2004]. Количество трития в атмосфере также заметно уменьшилось, как за счет выведения, так и за счет распада радионуклида, фактически вернувшись к прежнему уровню.

Таблица 1.15 - Количество и глобальное распределение в атмосфере ряда наиболее значимых радионуклидов от всех ядерных испытаний [UNSCEAR, 2000, 2010]

| Радионуклид | Период полураспада, $T_{1/2}$, лет | Производство, ПБк/Мгт | Общий выброс в атмосферу, ПБк |
|-------------------|--|--------------------------|-------------------------------------|
| ^3H | 12,33 | 740 | 186 000 |
| ^{14}C | 5 730 | 0,85 | 213 |
| ^{54}Mn | 0,86 | 15,9 | 3 980 |
| ^{55}Fe | 2,73 | 6,1 | 1 530 |
| ^{89}Sr | 0,14 | 730 | 117 000 |
| ^{90}Sr | 28,78 | 3,88 | 622 |
| ^{95}Zr | 0,175 | 921 | 148 000 |
| ^{106}Ru | 1,02 | 76,0 | 12 200 |
| ^{125}Sb | 2,76 | 4,62 | 741 |
| ^{131}I | 0,022 | 4 210 | 675 000 |
| ^{141}Ce | 0,089 | 1 640 | 263 000 |
| ^{144}Ce | 0,78 | 191 | 30 700 |
| ^{137}Cs | 30,07 | 5,9 | 948 |
| ^{239}Pu | 24 110 | | 6,52 |
| ^{240}Pu | 6563 | | 4,35 |
| ^{241}Pu | 14,35 | | 142 |

До XXI века основное производство трития было связано с военно-промышленным комплексом, на гражданские нужды шло не более 20 % произведенного нуклида [Kalinowski, Colschen, 1994]. 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 г. 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 США предельный уровень составляет 740 Бк/л [US EPA, 1999], исходя из максимальной дозы для населения 40 мкЗв/год от питьевой воды. Еще более жесткие нормы установил Европейский союз — 100 Бк/л [ЕС, 1998]. Впрочем, вопрос нормирования радионуклидов заслуживает отдельного рассмотрения.

Оцененная максимальная среднемировая эффективная годовая доза от испытаний ядерного оружия наблюдалась в 1963 г.: она равнялась 0,11 мЗв/год. В настоящее время она более чем в 10 раз ниже.

1.2.2 Программы по созданию ядерного оружия и развертывание атомной энергетики

Производство атомного оружия, а впоследствии и производство электроэнергии на атомных электростанциях (АЭС), являются частью ядерного топливного цикла (ЯТЦ), который включает целый комплекс производств, начиная с добычи, переработки и изготовления топлива и заканчивая переработкой отработавшего топлива и захоронением радиоактивных отходов (рисунок 1.4). На каждой стадии этого цикла в окружающую среду попадают радиоактивные вещества. Становление атомной промышленности, в сравнении с иными отраслями, происходило зачастую с упреждающими действиями по

охране здоровья персонала и окружающей среды. Но, как это часто бывает с новыми технологиями не без издержек, в том числе в виде загрязнения окружающей среды.

Начальной стадией ЯТЦ является горнодобывающее производство, где добывается урановая руда. 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 отходы, которые накапливаются в так называемых хвостохранилищах, являющихся источником поступления радионуклидов в атмосферу, главным образом радона. Кроме того, сами хвостохранилища в их современном виде становятся новыми ландшафтными объектами, и возникает необходимость оценивать их возможное влияние на живые объекты.

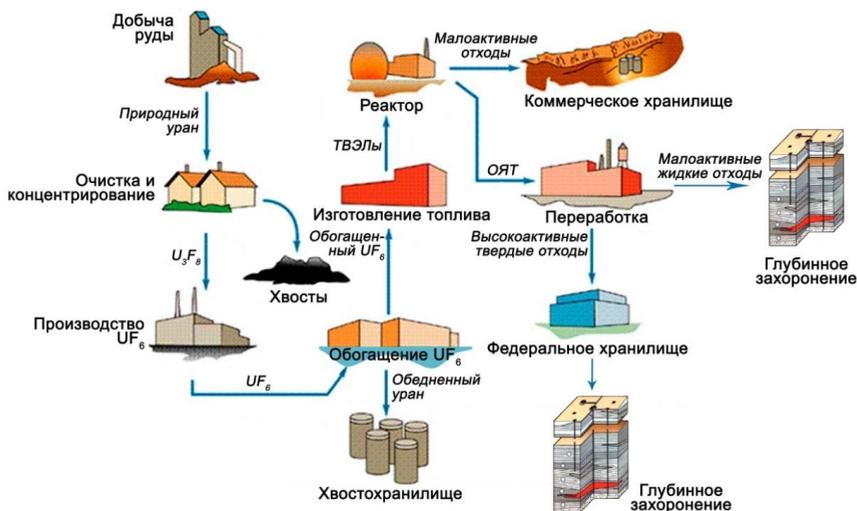


Рисунок 1.4 - Основные компоненты ядерного топливного цикла

При добыче и измельчении урановой руды основной высвобождаемый дозобразующий радионуклид — газ радон. В среднем на одну тонну добытого урана в атмосферу высвобождается примерно 0,2 ТБк радона. Так при добыче в мире 53654 т урана в 2011 году (максимальный уровень) выход радона мог составить около 10 ПБк/год. В России крупнейшее уранодобывающее предприятие — Приаргунское производственное горно-химическое объединение (ППГХО) добывало ежегодно около 3 тыс. т (93 % всего урана в стране), а регистрируемые выбросы из шахт составляли в 2010 — 0,33 ПБк; в 2011 — 0,39 ПБк; и в 2012 — 0,44 ПБк [ППГХО, 2012, 2013].

Напомним, что в верхнем однометровом слое континентальной почвы находится примерно 6300 ПБк радона-222, а годовой уровень выхода ^{222}Rn из почвы в атмосферу составляет около 100 тысяч 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 его содержание в нижних слоях атмосферы на уровне от нескольких сотен до нескольких тысяч ПБк в отдельные периоды времени.

Сама добыча $5,4 \cdot 10^{10}$ г урана высвобождает из недр одновременно с радонами примерно 10 ПБк ^{238}U и 10 ПБк ^{234}U , а также и другие дочерние продукты распада ^{234}U .

На обогатительных фабриках генерируется около одной тонны концентрата на тонну руды добытой, в которых содержится 5-10% от урана и 85% от общей активности. Типичная активность ^{238}U в хвостах составляет 40÷100 кБк/кг. В хвостах также остается некоторое количество ^{226}Ra , с типичным диапазоном концентрации 1÷20 кБк/кг породы [UNSCEAR, 2006].

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 нагузов.

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 г. Два радиохимических завода по выделению оружейного плутония начали действовать в 1944 и 1945 гг. соответственно.

В период с 1944 по 1947 гг. суммарные выбросы ^{131}I в атмосферу составили 22 ПБк [Heeb, 1992; Napier, 1996]. По оценкам, приведенным в работе [Napier et al., 1994], для радиоактивных сбросов Хэнфордского ядерного центра в реку Колумбия в 1955-1959 гг. были характерны величины (0,4-1)·ПБк/сутки 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 гг. достигала 0,16·ПБк/сут⁹ (период максимальных сбросов) [Алексахин и др., 2001]. В 1956 году р. Теча была перекрыта плотиной. В результате этого поступление радиоактивных веществ в реку сократилось до $2 \cdot 10^9$ Бк/сутки.

В СССР первый промышленный реактор А-1 по производству плутония был запущен 19 июня 1948 года [На атомной, 2005]. Сразу же началась переработка облуженных блоков. Реконструкция сбросов, выполненная в работе [Ильин, 1956], разбирает весь активный период сбросов в окружающую среду на два периода: с 1949 по 28 октября 1951 гг. и с последней даты по IV квартал 1956 г.

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 [Ильин, 1956]. 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-х лет [Мокров, 2002]. 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 [Мокров, 2002].

Второй период характеризовался сбросом радиоактивных отходов во внутренние водоемы, преимущественно в оз. Карачай (водоём В-9). За долгие годы в водоеме накопилось значительное количество активности, большую долю которой составляет ^{137}Cs (до 60%). Оценка распределения радионуклидов по компонентам водоёма (7% – в воде, 52% – в гидроксидных илах, 41% – в суглинках ложа) была выполнена Синицыным В.И. и Корсаковым Ю.Д. с сотрудниками в 1970 г. [Алексахин, 2007].

⁹Суммарная β-активность.

А первая оценка общего количества радионуклидов, накопленных в водоёме-9, была выполнена В.И. Синицыным по состоянию на 1986 г. на основе данных обследования 1970 г., данных о количестве сбросов и данных мониторинга радионуклидного состава воды водоёма-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 [Алексахин, 2007]. Позднее эта оценка практически не трансформировалась, так количество ^{137}Cs в этом водоеме по состоянию на 2000 г. оценивалось примерно в 2600 ПБк [Меркушкин, 2000]. Объясняется это и тем фактом, что сбросы в этот водоем продолжались, причем в таком объеме, чтобы компенсировать распад двух рассматриваемых радионуклидов [Алексахин, 2007].

Выбросы и сбросы радионуклидов объектами ядерного комплекса России в 90-ые годы были сравнительно невелики: так по ^{137}Cs они составляли в выбросах 10÷100 ГБк/год, а сбросы от 40 до 220 ГБк/год [Росгидромет, 2000]. В дальнейшем выбросы и сбросы только снижались.

Выбросы и сбросы Сибирским химическим комбинатом (СХК) и Горно-химическим комбинатом (ГХК), начиная с 2000 г., более подробно будут рассмотрены в главе 3.

Атомные электрические станции (АЭС)

Выбросы работающих реакторов различного типа обычно для удобства рассмотрения и сравнения нормируют на производство единицы электроэнергии, в качестве которой используют ГВт-год. Так в России в 2012 году было выработано 118,4 ГВт-год электроэнергии, в том числе за счет атомной энергетики —20,2 ГВт-год (15,8 %). По состоянию на 2014 год в 31 стране мира размещены 197 атомные электростанции 6 типов с 439 энергетическими установками общей мощностью 376821 МВт.

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 контайнмент. 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 (см. подробнее в книге [Практические, 2015]).

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. Величины выбросов и их радионуклидный состав зависят от типа реактора, состояния активной зоны и оборудования,

эффективности очистки, условий эксплуатации и систем обращения с отходами [Крышев, Рязанцев, 2010].

Основную долю в выбросах радионуклидов на АЭС составляют продукты деления. В их состав входят инертные радиоактивные газы (изотопы криптона и ксенона), тритий, а также радионуклиды 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.

Сравнение отечественных АЭС с мировой атомной энергетикой иллюстрирует таблица 1.16, в которой приведены данные по выбросам всех АЭС мира [UNSCEAR, 2008] и выбросы российских АЭС [Росгидромет, 2003].

Таблица 1.16 - Некоторые параметры производства электроэнергии на АЭС мира, определяющие загрязнение окружающей среды за счет выбросов (2002 год)

| Параметр | Все АЭС мира, 2002 г. | | Российские АЭС, 2001 г. | |
|--------------------------------------|-----------------------|-------------|-------------------------|-------------|
| | ТБк | ТБк/ГВт-год | ТБк | ТБк/ГВт-год |
| Производство электроэнергии, ГВт-год | 283,8 | | 14,9 | |
| Радиоактивные благородные газы (РБГ) | 6364,1 | 22,4 | 1366,2 | 91,7 |
| Тритий (^3H)* | 3143,9 | 116 | - | - |
| Углерод-14 (^{14}C)* | 52,6 | 0,19 | - | - |
| Йод-131 (^{131}I) | 0,047 | 0,00017 | 0,015 | 0,001 |
| Аэрозоли | 0,13 | 0,00046 | 0,0087 | 0,00058 |
| в том числе ^{137}Cs | 0,01 | 0,00005 | | |

*) В СССР и России выбросы трития и углерода не нормировались, и поэтому регистрация их выбросов не была обязательной для АЭС. В среднем выбросы этих радионуклидов были на уровне среднемировых значений.

В последующие 10 лет величины газоаэрозольных выбросов в РФ заметно сократились, их регистрация помимо информационной функции о радиационной безопасности объекта несет еще и технологические функции. Разброс величины выбросов для различных типов реакторов велик. Так по РБГ выбросы РМБК на два порядка выше, чем у АЭС с реакторами PWR; выбросы трития почти в 1000 раз выше у реакторов на тяжелой воде типа CANDU, по сравнению с реакторами BWR, но в то же время эти реакторы более чем на три порядка величины выбрасывают меньше аэрозолей, чем BWR. Поэтому сравнение АЭС более корректно проводить по дозам облучения населения в окрестности расположения объектов (для сравнения между собою) или по величине создаваемых рисков (при сравнении с другими производителями энергии).

В целом же можно утверждать, что современные АЭС при штатных режимах работы относятся к наиболее безопасным для населения и окружающей среды промышленным объектам большой мощности. Более детально данные о выбросах радионуклидов на АЭС России с различными типами ядерных реакторов будут представлены в главе 3. Там же мы подробно остановимся на характере и оценке мощности радиационного воздействия этих и других объектов ядерной отрасли на природные объекты и человека.

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 литературе 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..." [Яблоков, 2007]. Где то пишется более строго, что эта величина суммарного выброса рассчитана на 6 мая 1986 г. (время, когда распалась большая часть короткоживущих радионуклидов) [Чернобыль, 1990], 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 вовнутрь 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 [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009]. 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-Дайичи» в атмосферу Земли было выброшено примерно 12600 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.

Поэтому 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 говорит и высокий выход при делении ^{235}U и период полураспада, соизмеримый с продолжительностью жизни человека (30,05 лет [ВМР-5, 2006]). ^{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 вещества. Так 21 апреля 1964 г. 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 [Плутоний, 1994]. Или радиационная авария на ПО «Маяк» с выбросом радиоактивных веществ в атмосферу, которая произошла 29 сентября 1957 г. В долгосрочном плане реперным радионуклидом, определяющим опасность для человека, стал ^{90}Sr , общий выброс которого составил примерно 2,5 ПБк [Итоги, 1990; Pavlovski, 1988]. 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 1.17 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 радиологического воздействия, то на первом месте стоит авария на ЧАЭС, затем на АЭС «Фукусима-Дайичи» и Кыштымская авария. Следует отметить, что в острый период сильное воздействие на биоту в непосредственной близости от эпицентра, было отмечено при аварии 1957 г. на НПО «Маяк» (поражение и гибель диких и сельскохозяйственных животных, отдельных видов растительности) и при аварии на ЧАЭС (поражение и гибель отдельных видов биоты) [Крупные, 2001].

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

Как при нормальной производственной деятельности, так и в случае аварийных ситуаций обычно не удается избежать выбросов изотопов йода во внешнюю среду. Однако количество инжектируемого 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) [UNSCEAR, 2000]. В таблице 1.18 приведен ряд характерных примеров связанных с наиболее значительными выбросами радиоактивного ^{131}I в атмосферу за весь период существования атомной отрасли.

Таблица 1.17 – Основные источники локализации и поступления во внешнюю среду ¹³⁷Cs

| Источник | Место нахождения | Активность, ПБк | ссылки |
|---|---|-----------------------------|---|
| ОЯТ и РАО (суммарно) | Временные хранилища в ряде развитых стран | $(1,2 \div 1,6) \cdot 10^6$ | Наши оценки, [Третий, 2012] |
| Ядерные испытания | Глобальное рассеяние (в основном северное полушарие) | 948 | UNSCEAR, 2011 |
| Оз. Карачай | Территория НПО «Маяк» | 2600 | Алексахин, 2007 |
| Сбросы в р. Теча с комбината «Маяк» (1949-1956 гг.) | Челябинская область, преимущественно донные отложения реки Теча и пойма в верхней части | 1 | Мокров, 2002 |
| Сбросы с предприятий США (1946-1951) | | $\sim 1 \div 1,5$ | Napier, 1996 |
| Сбросы ГХК за весь период работы | Красноярский край, р. Енисей | 0,2 0,25** | Хижняк, 1993; Povov et.al., 2005 |
| Радиационные аварии: | | | |
| «Кыштым», 1957 | Восточно-уральский след | 0,7 0,26 | Pavlovski, 1998; Романов, в кн.: Крупные, 2001 |
| Уиндскейл, 1957 | (Область Камберленд) на северо-западном побережье Великобритании юго-восточный след | $0,022 \div 0,045$ | Селлафилд, 2004 |
| ЧАЭС, 1986 | Глобальное (преимущественно Белоруссия, Россия и Украина) | 85 | UNSCEAR, 2000 |
| Авария на АЭС «Фукусима-1» | Глобальное (преимущественно Тихий океан) | 20 | Report, 2011; Авария, 2013 |
| Годовой сброс и выброс всех АЭС, 2002* | Глобальное (преимущественно страны с развитой ядерной энергетикой) | 0,01 | UNSCEAR, 2010; Наши оценки |

*)-год выбран для гармонизации с оценками доклада НКДАР ООН [UNSCEAR, 2010], выбросы за другие годы несущественно отличаются от приведенного значения

**)-сбросы и выбросы ГХК

Таблица 1.18 - Выбросы ¹³¹I 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 | $2,2 \cdot 10^{16}$ | Heeb, 1992; Napier, 1996 |
| Производственная деятельность ПО "Маяк" | СССР | 1953-середина 1957 | $1,0 \cdot 10^{16}$ | Хохряков, Дрожко, 2000 |
| Авария в Уиндскейле | Англия | 10-11.10.1957 | $7,4 \cdot 10^{14}$ | Loutit et.al., 1960 |
| Испытания ядерного оружия в атмосфере | | 1962 | $2,8 \cdot 10^{20}$ | Ильин, 1972 |
| Авария на реакторе SL-1 в Айдахо | США | 03.01.1961 | $3,0 \cdot 10^{12}$ | Cottrell, 1962 |
| Инцидент на заводе по переработке ОЯТ в Саванна-Ривер | США | 29.05-23.06.1961 | $5,7 \cdot 10^{12}$ | Marter, 1963 |
| Инцидент на заводе по переработке ОЯТ в Хэнфорде | США | 2-3.09.1963 | $2,2 \cdot 10^{12}$ | Soldat, 1965 |
| 1-ый промышленный ядерный взрыв на р. Чаган, мощностью 140 кт | СССР | 15.01.1965 | $5,8 \cdot 10^{16}$ | Ахметов, 1994 |
| 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 | $5,6 \cdot 10^{11}$ | Raphael, 1983 |
| Авария на IV блоке ЧАЭС | СССР | 26.04-26.05.1986 | $1,7 \cdot 10^{18}$ | Buzulukov, Dobrynin, 1993 |
| Работа всех типов АЭС | Все страны | 1996 | $1,0 \cdot 10^{11}$ | UNSCEAR, 2000 |
| Авария на АЭС «Фукусима-1» | Япония | 12-16.03.2011 | $(0,9 \div 7) \cdot 10^{17}$ | IAEA, 2015 |

Некоторые из приведенных в таблице 1.18 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 г. должна была бы составить около 630 кБк/м^2 , в то время как, например, в Хилтоне (Великобритания) была зафиксирована суммарная за год плотность выпадений около $2,5 \text{ кБк/м}^2$ [Cambray et.al., 1963], а популяционно взвешенная - всего $0,15 \text{ кБк/м}^2$ [UNSCEAR, 2000]. В то же время при более низких и в миллионы раз более слабых выбросах, плотность загрязнения земной поверхности может быть сопоставима с приведенными значениями и даже превышать их. Так при безобидном¹⁰ для населения и окружающей среды инциденте на реакторе SL-1 (1961 г.) уровни загрязнения почвы составили от 0,2 до 10 кБк/м^2 .

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 [Шинкарев, 2009]).

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 1.19).

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 отличался для этих аварий почти в 2000 раз, максимальные уровни загрязнения молока различаются лишь примерно на порядок величины. Причины здесь две.

Во-первых, в Уиндскейле выброс йода происходил через 125-метровую трубу в течение 2-х 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 км 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 покров травяного покрова, 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 способствовало частичному очищению травяного покрова.

¹⁰ Оценка доз на ЩЖ взрослого населения составила $0,35 \text{ мГр}$, что в то время составляло около 1% от величины предельно допустимой годовой дозы для населения, проживающего вблизи ядерных установок.

Таблица 1.19 - 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* | Хохряков, 1999 |
| Авария в Уиндскейле | 51800 | Booker, 1958 |
| Испытания ядерного оружия в атмосфере | 26 | Ильин и др., 1972 |
| 1-ый промышленный ядерный взрыв на р. Чаган, мощностью 140 кт | 2040 | Мирные, 2001; |
| Авария на реакторе SL-1 в Айдахо | 7,4 | Abee, 1964 |
| Инцидент на заводе по переработке ОЯТ в Саванна-Ривер | 200 | Marter, 1963 |
| Инцидент на заводе по переработке ОЯТ в Хэнфорде | 5,2 | Soldat, 1965 |
| Авария на IV блоке ЧАЭС | 400000 | Ильин, Павловский, 1988 |
| Авария на АЭС «Фукусима-1» | 5300 | IAEA, 2015 |

*) реконструкция среднегодового значения. Примерно такое же среднегодовое значение было реконструировано и в окрестностях Хэнфорда [Napier, 1996]

Еще ярче влияние отмеченных факторов проявились 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 подверглось не несколько десятков человек (как, например, 190 жителей округа Нисияма г. Нагасаки, не подвергшихся внешнему облучению в момент взрыва бомбы в 1945 г., или 64 жителя острова Ронгелап во время испытания американской водородной бомбы на атолле Бикини в 1954 г.), 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-Дайичи» 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-Дайичи» от ситуации, возникшей после аварии на Чернобыльской АЭС, когда меры по защите населения от дополнительного облучения ^{131}I явно запоздали [Ильин, 1996].

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 расчётные 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 ИИИ 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 АЭС. Поэтому все потенциальные дозовые нагрузки получают расчетным путем. Рассчитанное значение максимальной среднелетней 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 21-го века 0,27 чел.Зв на 1 ГВт·год выработанной электрической энергии [UNSCEAR, 2010], или 75 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 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 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. Детально ситуация с дозами облучения населения и биоты вблизи референтных ЯРОО описывается в главе 3.

Полную картину дозовых нагрузок от всего цикла ЯТЦ иллюстрирует таблица 1.20. В таблице отражена наряду с трендами в области загрязнения окружающей среды радиоактивными веществами при производстве электрической энергии и сравнительная значимость отдельных производственных циклов.

Таблица 1.20 - Приведенная коллективная эффективная доза у лиц среди населения от радионуклидов, попавших во внешнюю среду за счет ядерного топливного цикла [UNSCEAR, 2000, 2010]

| Источник | Приведенная коллективная эффективная доза, чел.Зв/(ГВт·год) | | | | |
|---|--|------------|-------------|-------------|-------------|
| | 1970-79 | 1980-84 | 1985-89 | 1990-94 | 1995-2002 |
| Локальная и региональная составляющая | | | | | |
| Добыча руды | 0,19 | 0,19 | 0,19 | 0,19 | 0,19 |
| Переработка руды | 0,008 | 0,008 | 0,008 | 0,008 | 0,008 |
| Хвосты шахт и горно-обогатительных предприятий (выделения за 5 лет) | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 |
| Изготовление топлива | 0,003 | 0,003 | 0,003 | 0,003 | 0,003 |
| Эксплуатация реакторов: | | | | | |
| загрязнение атмосферы | 2,8 | 0,7 | 0,4 | 0,4 | 0,22 |
| загрязнение водной среды | 0,4 | 0,2 | 0,06 | 0,05 | 0,05 |
| Переработка топлива: | | | | | |
| загрязнение атмосферы | 0,3 | 0,1 | 0,06 | 0,03 | 0,028 |
| загрязнение водной среды | 8,2 | 1,8 | 0,11 | 0,10 | 0,081 |
| Транспортировка | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 |
| ИТОГО (округленно): | 12 | 3,1 | 0,97 | 0,92 | 0,72 |
| Твердые отходы: удаление и глобальная составляющая | | | | | |
| Хвосты шахт и горно-обогатительных предприятий* | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 |
| Эксплуатация реакторов: | | | | | |
| загрязнение атмосферы | 0,00005 | 0,00005 | 0,00005 | 0,00005 | 0,00005 |
| загрязнение водной среды | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| Удаление твердых отходов | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| Глобально рассеянные р/н * | 95 | 70 | 50 | 40 | 40 |
| ИТОГО (округленно): | 100 | 80 | 60 | 50 | 50 |

*) расчет ограничен 10000 лет

Согласно оценкам, представленным в таблице 1.20, величина дополнительной дозовой нагрузки от объектов ЯТЦ на человека несоизмеримо мала по сравнению с уровнем естественного фона и не может повлиять на его здоровье.

1.2.5 Дозовые нагрузки от всех факторов и медицинского облучения

Общее облучение населения страны и отдельных регионов отражено в ежегодных выпусках Радиационно-гигиенических паспортов Российской Федерации [Результаты, 2002-2014]. Анализ представленных в ежегодниках данных позволяет сопоставить вклады различных источников ионизирующего излучения в общую дозу. Вклад различных источников излучения в коллективную дозу облучения населения Российской Федерации в 2013 году представлен на рисунке 1.5.

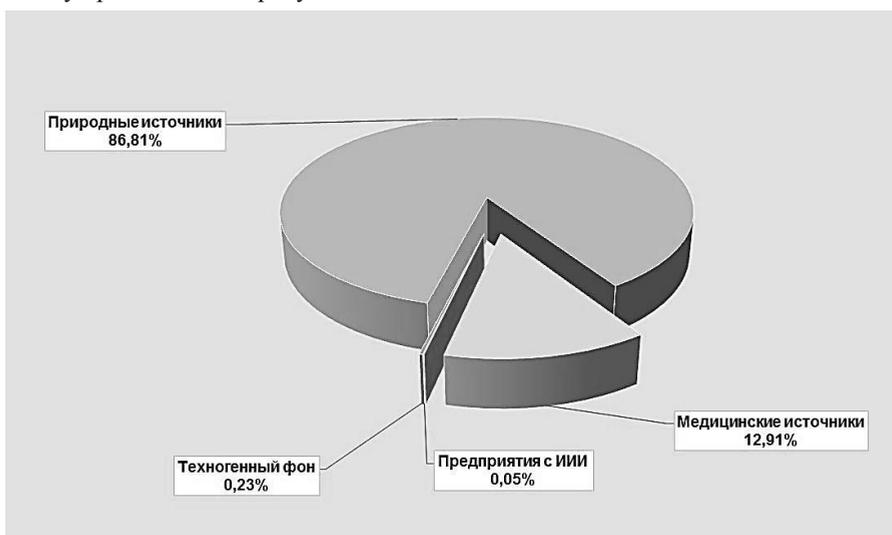


Рисунок 1.5 - Вклад различных источников излучения в коллективную дозу облучения населения Российской Федерации в 2013 [Романович, 2015]

На рисунке представлена общая картина облучения населения, из которой видно, что основное облучение населения РФ в настоящее время обусловлено природными источниками. В то же время наиболее мобильным среди представленных 4-х 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, он не постоянен во времени. На рисунке 1.6 показаны тенденции в формировании коллективной дозы населения для двух процедур: рентгеноскопии и компьютерной томографии (КТ). Использование нового оборудования, которое дает существенно меньшие дозы на 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 последние годы в Российской Федерации вклад медицинского облучения в общую дозовую нагрузку населения неуклонно снижался и в 2013 г составлял около 13 % (рисунок 1.5). Динамика дозовых нагрузок на население РФ от медицинского облучения представлена на рисунке 1.7. В тоже 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.

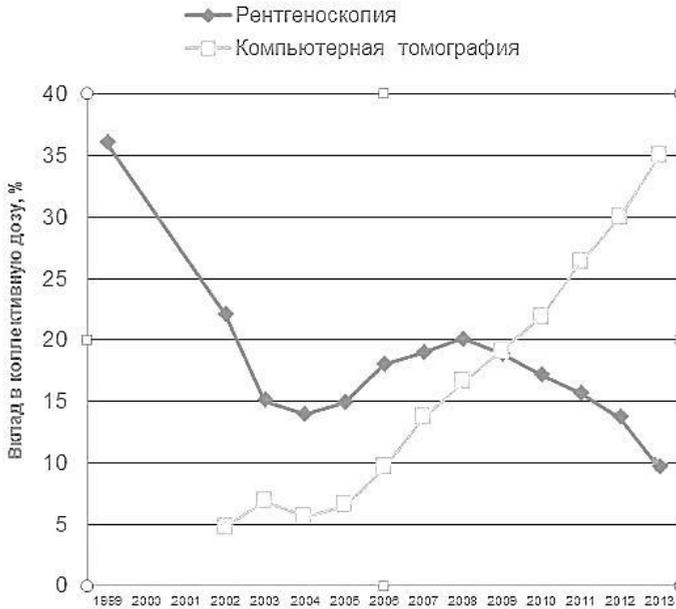


Рисунок 1.6 - Динамика вклада различных медицинских процедур в коллективную дозу облучения населения РФ [Романович, 2015]

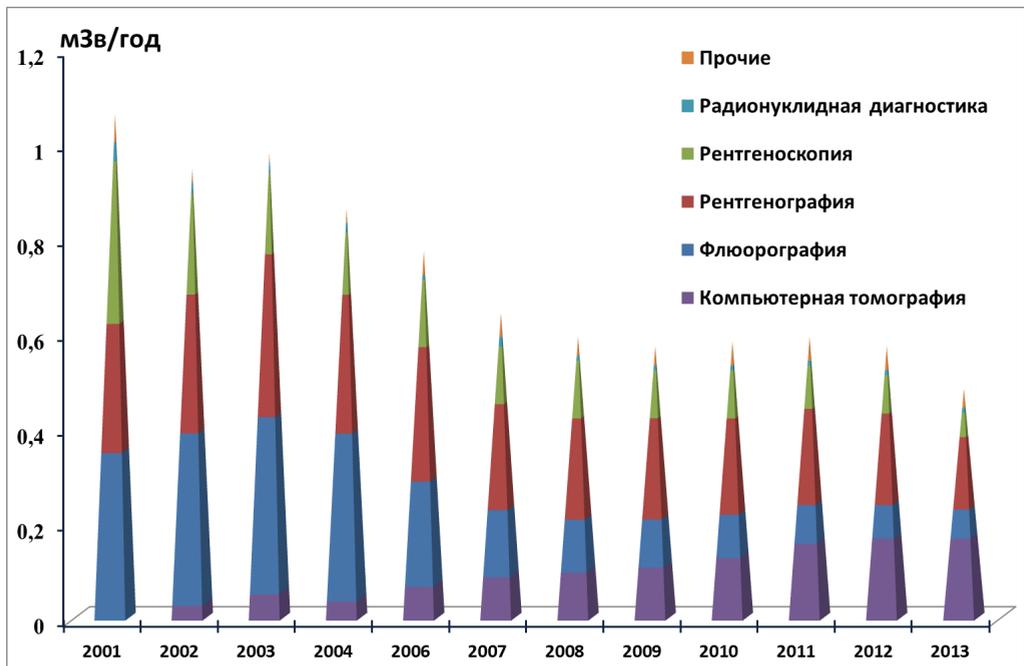


Рисунок 1.7 - Динамика дозовых нагрузок на население РФ от медицинского облучения и вклады отдельных процедур [Результаты, 2002-2014]

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 РФ 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 [Романович, 2015].

В целом можно отметить, что в 20-ом веке 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 г. на Урале, 1986 г. на Чернобыльской атомной станции, в местах проживания в непосредственной близости от промышленных объектов атомной отрасли. При этом само наименование этих предприятий — **ядерно и радиационно опасные объекты** (ЯРОО) оказывает 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 и от её 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 посвящена глава 4.

Конечно, в мире и в нашей стране издано немало книг и вышло значительное число серьезных научных трудов, в которых авторы старались дать объективную оценку радиозоологическому 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.

Литература к главе 1

- 1 Авария на АЭС «Фукусима-1»: опыт реагирования и уроки // науч. ред. Р.В. Арутюнян. — «Наука», М.: 2013. — 246 с.
- 2 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.

- 3 Алексахин А.И., Глаголев А.В., Дрожко Е.Г. и др. Водоём-9 – хранилище жидких радиоактивных отходов и воздействие его на геологическую среду. Москва – Озерск, 2007, - 256 с.
- 4 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.
- 5 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 — сс. 79-97.
- 6 Башилов И.Я. Введение в технологию редких элементов. М., Л.: Государственное химико-технологическое издательство, 1932. С. 156.
- 7 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 учёной степени кандидата ф.-м. наук, 2014, 136 с.
- 8 Блэк К.А. Растение и почва. М.: Колос, 1973. 504 с.
- 9 Богоявленский Л.Н. Ухтинское месторождение радия // Доклады АН СССР. Сер. А, 1928. № 14/15. С. 156.
- 10 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.
- 11 Вернадский В.И. Живое вещество и биосфера. М.; 1994, с.346.
- 12 Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и её окружения — М.: Наука, 1987 г., 340 с.
- 13 Вернов С.Н., Чудаков А.Е. // Успехи физ. Наук. -1960. -Т.70. -С.585
- 14 Высоцкий Э.А., Губин В.Н., Кутырло В.Э. Экономико–географические аспекты калийной промышленности. Вестник БГУ. Сер. 2. 2007. № 1.
- 15 Глазовский Н.Ф. Избранные труды т.1. Геохимические потоки в биосфере. М., Товарищество научных изданий КМК: 2006, 535 с.
- 16 Грачева Л.М., Королев В.Г. Генетические эффекты распада радионуклидов в клетках. М.: Атомиздат, 1977. – 158 с.
- 17 Гусев Н.Г. Обеспечение радиационной безопасности на АЭС. Атомная энергия. 1976. Т.41. Вып.4. с. 254.
- 18 Давыдочкина 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 сс.58-66.
- 19 ЕС, 1998. О качестве воды, предназначенной для употребления людьми. Директива 98/83/ЕС Совета от 3 ноября 1998 года.
- 20 Жигаловская Т.Н., Колосков И.А. и др. Тритий в реках умеренных широт. Труды Института экспериментальной метеорологии, 1976, вып.4 (56), с.21.
- 21 Ильин Д.И. Миграция радиоактивных веществ из открытых водоемов: Диссертация на соискание д-ра т.н./Архив ПО «Маяк», Озерск, 1956, - 270 с.
- 22 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
- 23 Ильин Л.А. Реалии и мифы Чернобыля.М.: 1996. -474 с.
- 24 Ильин Л.А., Г.В. Архангельская, Ю.О. Константинов, И.А. Лихтарев. Радиоактивный йод в проблеме радиационной безопасности М., АтомИздат, 1972, 272 с.

- 25 Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана. Под ред. А.И. Бурназяна, М.: Энергоатомиздат, 1990, 144 с.
- 26 Катрич И.Ю. Динамика выпадения трития с атмосферными осадками на территорию СССР и его сток в окружающие моря. Метеорология и гидрология, 1991, N7, с.106-110.
- 27 Кичигин А.И., Таскаев А.И. “Водный промысел”. История производства радия в республике Коми (1931-1956 гг). Вопросы истории естествознания и техники. № 4, 2004.
- 28 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.
- 29 Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. //Р.М.Алексахин, Л.А.Булдаков, В.А. Губанов и др. Под общей редакцией Л.А.Ильина и В.А.Губанова/ М.: ИздАТ, 2001, 752 с.
- 30 Крышев И.И. и Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: ИздАТ, 2010, - 498 с.
- 31 Ленский Л.А. Физика и химия трития. М.: Энергоиздат, 1981.
- 32 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.
- 33 Маньшина Н.В. Курортология для всех. За здоровьем на курорте. – М.: Вече, 2007. – 592 с.
- 34 Меркушкин А.О. Озеро Карачай — хранилище радиоактивных отходов под открытым небом. ОТИ МИФИ, г. Озёрск, 2000 - <http://www.polar.mephi.ru/ru/conf/2000/6/8.html>.
- 35 Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении. Кол. Авторы под рук. Проф. В.А.Логачева — М.: Изд.АТ, 2001 — 519 с., ил.
- 36 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 гг. Озерск, 2002, - 174 с.
- 37 Москалев Ю.А. (Ред.). Окись трития. М., 1968.
- 38 На атомной волне: Советский атомный проект - решающая предпосылка взлёта 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.
- 39 Некос В.Е.. Основы общей экологии и неозоологии: учебное пособие. Экология Часть I, - Харьков, 1998.
- 40 Плутоний в России. Экология, экономика, политика. Независимый анализ. Под руководством чл.-корр. РАН проф. А.В. Яблокова. Социально-экологический Союз, 1994, 144 с.
- 41 ППГХО, 2012. Отчет по экологической безопасности ОАО «ППГХО» за 2011 г. Краснокаменск, 2012. - 24 с.
- 42 ППГХО, 2013. Отчет по экологической безопасности ОАО «ППГХО» за 2012 г. Краснокаменск, 2013.- 23 с.
- 43 Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту – М., 2015 г. (в печати)
- 44 Радиация. Дозы, эффекты, риск/Пер. с англ. М.: Мир, 1988.
- 45 Радиозоология (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.
- 46 Результаты, 2002. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2001 год (радиационно-гигиенический паспорт

- 59 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.
- 60 Росгидромет, 2000. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1999 году. – Обнинск, 2000. – 239 с.
- 61 Росгидромет, 2001. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2001. – 251 с.
- 62 Росгидромет, 2002. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2002. – 225 с.
- 63 Росгидромет, 2003. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году: Ежегодник / ГУ «НПО Тайфун» - СПб.: Гидрометеиздат, 2003. – 248 с.
- 64 Росгидромет, 2004. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2004. – 274 с.
- 65 Росгидромет, 2005. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году. – М., Метеоагентство Росгидромета, 2005. – 288 с.
- 66 Росгидромет, 2006. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году. – М., Метеоагентство Росгидромета, 2006. – 273 с.
- 67 Росгидромет, 2007. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году. – Н. Новгород: Вектор-Тис, 2007. – 280 с.
- 68 Росгидромет, 2008. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году. – Обнинск: ВНИИГМИ - МЦД, 2008. – 285 с.
- 69 Росгидромет, 2009. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. – Обнинск: Росгидромет, 2009. – 297 с.
- 70 Росгидромет, 2010. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году. – Обнинск: Росгидромет, 2010. – 316 с.
- 71 Росгидромет, 2011. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. – Обнинск: Росгидромет, 2011. – 281 с.
- 72 Росгидромет, 2012. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. – Обнинск: Росгидромет, 2012. – 297 с.
- 73 Росгидромет, 2013. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. – Обнинск: Росгидромет, 2013. – 344 с.
- 74 Росгидромет, 2014. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. – Обнинск: Росгидромет, 2014. – 358 с.
- 75 Рублевский В.П., Яценко В.Н., Чанышев Е.Г. (под ред. Кочеткова О.А.). Роль C-14 в техногенном облучении человека, М.: 2004. — 197 с.
- 76 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.
- 77 Сахаров А.Д. Воспоминания. Нью-Йорк: Изд-во им. Чехова, 1990, 943 с.
- 78 Сахаров А.Д. Радиоактивный углерод ядерных взрывов и непороговые биологические эффекты. «Атомная энергия», т. 4, № 6, июнь 1958.
- 79 Сахаров В.К. Радиоэкология: Учебное пособие. — СПб.: Издательство «Лань», 2006. — 320 с : ил. — (Учебники для вузов. Специальная литература).
- 80 Селлафилд, Доклад объединения «Беллона». Эрик Мартиниуссен, 2004, 90 с.
- 81 Сойфер В.Н., Горячев В.А., Вакуловский С.М., Катрич И.Ю. Тритиевые исследования природных вод в России. М.: ГЕОС, 2008. – 286 с.
- 82 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.
- 83 Титаева Н.А. Ядерная геохимия. М.: Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.

- 84 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.
- 85 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.
- 86 Хохряков 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
- 87 Хохряков 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, сс.31-36.
- 88 Чеботина М.Я. Тритий в компонентах биосферы. – Поведение радионуклидов в водоемах и почвах. Свердловск, Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1983, с.3-21.
- 89 Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А. и др. –Л.: Гидрометеиздат, 1990. –295 с.
- 90 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.
- 91 Электронный ресурс 1 http://www.epa.gov/rpdweb00/docs/radwaste/402-k-94-001-snf_hlw.html
- 92 Эдо Бергер (профессор Гарвард-Смитсоновского астрофизического центра (CfA)) пресс-конференция CfA в Кембридже, штат Массачусетс, 2013
- 93 Яблоков А.В., Нестеренко В.Б., Нестеренко А.В. Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы. – СПб.: 2007. – 376 с.
- 94 Abee H.H. Nuclear Safety, 6, 87, 1964.
- 95 Bennett, B.G. Fallout tritium in the environment and the dose commitment. HASL-268, January 1, 1973.
- 96 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.
- 97 Booker D.V. UKAEA Report AERE HP/R 2607, 1958
- 98 Bouville A. and Lowder W.M. Human population exposure to cosmic radiation. Radiat. Prot. Dosim. 1988, 24(1): 293-299.
- 99 Boyer C., L. Vichot, M. Fromm, Y. Losset, F. Tatin-Froux, P. Guйтat, P.M. Badot Tritium in plants: A review of current knowledge Environmental and Experimental Botany 67 (2009) 34–51.
- 100 Buttlar, H. and Libby, W.F. Natural distribution cosmic ray produced tritium II. Journal Inorganic and Nuclear Chemistry, 1955, N 1.
- 101 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.
- 102 Cambray R.S. et al., Radioactive fallout in air and rain, results to the middle of 1963. UKAEA Report AERE R-4392, 1963
- 103 Cottrell Wm. B. Nuclear Safety, 3, 64 1962.
- 104 Faltings, V. and Harteck, P.Z. Z. Natur. 5a (1950) 438.
- 105 Garston, A.L. Tritium in the environment. Adv. Radiat. Biol., 1979, v.8, p. 419.
- 106 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. 92–95.
- 107 Grosse, A.V., Jonston, W.M., Wolfgang, R.L. and Libby, W.F. *Science* 113 (1951) 1.
- 108 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.
- 109 IAEA, 2015. The Fukushima Daiichi Accident. Technical Volume 4 Radiological Consequences. Vienna : International Atomic Energy Agency, 2015.
- 110 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. – P.313.
- 111 Jean-Baptiste P., D. Baumier, E. Fourre', A. Dapoigny, B. Clavel. The distribution of tritium in the terrestrial and aquatic environments of the Creys-Malville nuclear power plant (2002–2005). *Journal of Environmental Radioactivity* 94 (2007). P. 107–118.
- 112 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.*
- 113 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, pp. 131- 203.
- 114 Loutit J.F. et.al. In book: The Hazards to man of nuclear and allied radiations, Cmnd. 1225. London, H.M.S.O., 1960 129 p.
- 115 Manova M. and M. Matolin. Radiometric map of the Czech Republic 1:500 000. Czech Geological Survey. Prague (1995).
- 116 Marter W. L. Radioiodine release incident at the Savannah River plant//*Health Phys.—1963.—Vol. 9.—P. 1105—1109.*
- 117 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. Steinhauser, eds.). Elsevier B.V., 2005.*
- 118 Napier B.A. Hanford Environmental Dose Reconstruction Project. В б-ке журнала «Мед. Радиология и радиационная безопасность» т.2. Материалы 1-го Международного симпозиума г. Челябинск, 9-13 января 1995, М., 1996.
- 119 Napier B.A., Shippler 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.*
- 120 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.
- 121 Oliphant ML, Hartreck P, Lord Rutherford (1934) Transmutation effect observed with heavy hydrogen. *Nature* 133:413
- 122 Partial radiogenic heat model for Earth revealed by geo neutrino measurements. The KamLAND Collaboration. *Nature Geoscience* 4, 647–651 (2011) doi:10.1038/ngeo1205.
- 123 Pavlovski O.A. et al. Radiological hazard assessment code exercise, Moscow, 1998.
- 124 Popov V.K., E. Stukin, E. Kvasnikova, M. Savkin, V.Golosov. KRASNOYARSK-26. Вкн.: René J.C.Kirchmann & Arrigo A. Cigna. Radioactivity from Military Installations sites and Effects on Population Health, 2005. <http://www.ancia.be/radio>.
- 125 Povinec, P. Radioactivity produced in the earth's atmosphere by solar particles. – *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Commemanae Physia*, 1977, vol.18.

- 126 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.
- 127 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.
- 128 Raphael B. The Anatomy of Bereavement. New York. Basic book, 1983
- 129 Report of the Japanese Government to the IAEA Ministerial Conference on Nuclear Safety, Attachment 04-1, June 2011, - p. 780.
- 130 Sohrabi M. Environments with elevated radiation levels from natural radioactive substances, p. 113-134 in: Restoration of Environments with Radioactive Residues. Proceedings Series. STI/PUB/1092. IAEA. Vienna (2000).
- 131 Soldat J. K. Environmental evaluation of an acute release of ¹³¹I to the atmosphere/Health Phys.—1965.—Vol. 11.—P. 1009—1015.
- 132 Spurny F. Radiation doses at high altitudes and during space flights. Radiation Phys. Chem. 2001, 61 (3-6): 301-307.
- 133 Terrill J.G. et al., 1954. Цит. по: Вдовенко В.М., Дубасов Ю.В. Аналитическая химия радия. С. 18.
- 134 Turner A., G. E. Millward, M. Stemp. Distribution of tritium in estuarine waters: the role of organic matter Journal of Environmental Radioactivity 100 (2009). P. 890–895.
- 135 UNSCEAR, 1962. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1958 Report to the General Assembly. – New York, 1962.
- 136 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.
- 137 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.
- 138 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.
- 139 UNSCEAR, 2010. – UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly. Annex B, New York, 2010. 245 p.
- 140 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.
- 141 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.
- 142 Van Allen J.A. et al.// Jet Propulsion. -1958. -V.28.-P.1.
- 143 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 für Strahlenschutz, Salzgitter, 2002.
- 144 Whicker, F.W. and Schults, V. Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 1982.

- 145 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. N 172. P.5-54.
- 146 Xutong L., Z. Li, C. Ling et al. Preliminary investigation of natural radiation level for Jiangzha hot spring area in Sichuan province. *Radiat. Prot.* 25(6): 369-375 (2005). (In Chinese).
- 147 Yankovich T., K.J. King-Sharp, M.L. Benz, J. Carr, R.W.D. Killey, 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* 126 (2013), 352-366.
- 148 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.

Глава 2 Методические вопросы оценки экологического риска, обусловленного ЯРОО

Одной из приоритетных проблем современности является минимизация экологических рисков и ущербов при использовании различных технологий получения энергии. В этой связи, возникает необходимость в разработке единого подхода для определения уровней воздействия энерготехнологий на человека и окружающую среду, учитывающего характер антропогенной нагрузки, и все ситуации, связанные с этим воздействием. В последние годы произошли существенные изменения в подходах к обеспечению радиационной безопасности, охраны окружающей среды при использовании атомной энергии. Ведущие международные организации в области радиационной защиты, такие как НКДАР ООН, МАГАТЭ и МКРЗ, начали уделять серьезное внимание экологическим аспектам радиационной защиты. В этой связи, были разработаны и приняты международные документы, касающиеся качества окружающей среды и жизни человека, отраженные в докладах НКДАР ООН [UNSCEAR: 2000, 2006, 2011], рекомендациях МКРЗ [ICRP, 2003, 2007, 2009, 2014; МКРЗ, 2004, 2009] и документах МАГАТЭ [МАГАТЭ, 2007, 2011; IAEA, 2001, 2014].

Актуальность и практическая значимость рассматриваемых вопросов связана с необходимостью унификации методики комплексной оценки экологического риска для ЯРОО с учетом современного международного опыта в области обеспечения радиационной экологической безопасности. Практическое использование предлагаемых методических подходов позволит более надежно оценивать воздействие ядерно- и радиационно опасных объектов на человека и объекты окружающей среды на единой методической основе.

2.1 Основные положения и принципы оценки экологического риска

В настоящее время под экологическим риском понимается вероятность наступления события, имеющего неблагоприятные последствия для природной среды и вызванного негативным воздействием хозяйственной и иной деятельности, чрезвычайными ситуациями природного и техногенного характера [Федеральный закон, 2011]. Соответственно, оценка экологического риска – это выявление, анализ и учет прямых, косвенных и иных последствий воздействия на окружающую среду планируемой и существующей хозяйственной и иной деятельности в целях обеспечения экологической безопасности.

В общем случае, оценка экологического риска связана с анализом рисков от источников опасности природного происхождения, а так же с рисками, возникающими вследствие загрязнения и воздействия других антропогенных факторов на локальном, региональном и глобальном уровнях.

Общая схема оценки экологического риска:

- Анализ источников риска. Ранжирование источников воздействия на человека и биоту при нормальной эксплуатации рассматриваемых объектов и различных сценариях аварий, включая природные катастрофы;
- Анализ переноса загрязняющих веществ (других источников риска) в окружающей среде. Изучение процессов трансформации физико-химических форм загрязняющих веществ, их миграционных способностей и токсичности. Ранжирование источников риска, переносимых в окружающей среде и биоте, в нормальных и аварийных условиях;
- Анализ воздействия источников риска на человека и биоту, с учетом как прямых, так и опосредованных взаимодействий. Определение возможного нелинейного

(синергического) взаимодействия источников риска;

– Количественная оценка экологического риска включает в себя определение дозы (величины воздействия факторов стресса), оценку экологических эффектов, определение зависимости доза-эффект с целью оценки вероятности и количественного уровня эффектов.

Оценка экологического риска является составной частью системы экологического менеджмента предприятия, т.е. совокупности управленческих, технологических, финансово-экономических мероприятий, направленных на снижение экологической нагрузки на окружающую природную среду. Согласно системе стандартов ISO 14000 [ГОСТ Р ИСО 14001-2007, 2007], экологический менеджмент включает в себя организационную структуру, планирование деятельности, распределение ответственности, собственно практическую работу, процедуры, процессы и ресурсы для разработки, внедрения, оценки достигнутых результатов и совершенствования экологической политики предприятия (рисунок 2.1).

Изменения в окружающей среде, обусловленные деятельностью предприятий ЯТЦ, проявляются на всех ее этапах, начиная с добычи топлива. При ведении горных работ воздействию подвергаются непосредственно сами недра. При строительстве и эксплуатации ЯРОО происходит нарушение растительного и почвенного покрова, загрязнение водной среды и атмосферы радиоактивными и химическими веществами, развиваются эрозионные процессы. Более серьезные последствия для населения и биоты могут вызвать аварийные ситуации.



Рисунок 2.1 – Система экологического менеджмента [ГОСТ Р ИСО 14001-2007, 2007]

При оценке экологического влияния ЯРОО обычно выделяют физический и химический риски. При этом ионизирующие излучения обычно рассматриваются как отдельный вид физического воздействия. Учет всех экологически значимых видов антропогенного влияния представляется более объективным, хотя и методически сложно

реализуемым. Так, например, особенность воздействия химических веществ заключается в том, что для человека и объектов живой природы они, во-первых, представляют непосредственную опасность как токсиканты и ксенобиотики, во-вторых, в процессе метаболизма в организме они в ряде случаев преобразуются в различные канцерогенные или токсические производные, концентрации которых могут вызывать или стимулировать возникновение нежелательных эффектов. Это является основной причиной тех значительных неопределенностей, которые появляются при оценке величины химического риска. В тоже время, радиационное воздействие является наиболее поддающимся интегральной количественной оценке, а дозиметрия ионизирующих излучений наиболее методически проработана.

Возможное радиационное воздействие является одним из социально значимых факторов влияния действующих ЯРОО на человека и окружающую среду. Поэтому, при разработке методики оценки экологического риска ЯРОО основное внимание было уделено методическим подходам к оценке радиационного риска. В настоящее время, под радиационным риском для человека понимается вероятность возникновения у индивида или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения, приводящего к сокращению продолжительности жизни [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009]. Под радиационным экологическим риском понимается количественная оценка неблагоприятного воздействия радиации на объекты живой природы, связанная с вероятностью увеличения заболеваемости, преждевременной смертности, или снижения репродуктивных способностей среди представителей фауны и флоры [Pentreath, 2002; ICRP, 2008; Крышев, Рязанцев, 2010]. В основных нормах безопасности МАГАТЭ под радиационным риском понимается вредное воздействие радиационного облучения на здоровье (включая вероятность такого воздействия), а также любые другие риски (включая риски, которым подвергаются биологические сообщества и экосистемы), которые могут возникать как следствие радиационного облучения или присутствия радиоактивных веществ в окружающей среде [IAEA, 2014].

В основу разработанной методологии оценки радиационного экологического риска, положены следующие принципы [ICRP, 2003, 2009; Крышев и др., 2009, Рекомендации, 2014; EPA, 2005, NCRP, 2004]:

- интегральность оценки – методология анализа риска является современным средством интегральной оценки качества окружающей среды;
- системность – анализируется множество путей воздействия на человека и референтные объекты биоты;
- надежность (консервативность) – в качестве входных используются обобщенные данные экологического мониторинга, недостающие параметры измеряются дополнительно или оцениваются с помощью математических моделей, не допускающих занижение оценки риска;
- практическая значимость – результаты анализа риска используются для обоснования принятия решений в области экологической безопасности.

2.2 Этапы оценки радиационного экологического риска

В соответствии с рекомендациями ведущих международных организаций в области радиационной защиты, таких как МКРЗ, НКДАР ООН и МАГАТЭ [ICRP, 2007; UNSCEAR, 2011; IAEA, 2014] методология комплексной оценки радиационного экологического риска ЯРОО включает в себя следующие ключевые элементы:

- статистический анализ и обобщение данных радиозэкологического мониторинга в зонах наблюдений ЯРОО и на фоновых участках;
- оценку планируемого радиационного воздействия на население от штатных

выбросов и сбросов ЯРОО;

- оценку фактического радиационного воздействия на население с учетом регионального радиационного фона и множества путей радиоактивного загрязнения окружающей среды в зоне наблюдений ЯРОО;

- оценку и прогнозирование радиационного воздействия на население в случае возникновения гипотетических аварийных ситуаций на ЯРОО;

- оценку радиационного воздействия ЯРОО на референтные объекты биоты;

- научно-практические рекомендации по управлению радиоэкологической безопасностью ЯРОО на основе методологии оценки риска.

Консервативно предполагается, что все радионуклиды, поступающие в окружающую среду, могут быть потенциальными источниками радиационного риска. В виду необходимости учета множества источников и путей радиационного воздействия, в первую очередь, требуется определение:

- выбросов и сбросов радионуклидов ЯРОО;

- процессов их миграции в окружающей среде и степени загрязнения природных сред;

- характера воздействия на элементы окружающей среды;

- возможности радиационного воздействия вследствие трансграничного переноса радионуклидов.

Особого внимания требует анализ последствий гипотетического аварийного радиационного воздействия ЯРОО при различных сценариях аварий, включая природные катастрофы.

2.3 Порядок проведения оценки радиационного экологического риска

2.3.1 Оценка воздействия на окружающую среду по данным радиоэкологического мониторинга

Анализ данных радиоэкологического мониторинга в районе расположения ЯРОО производится с целью определения статистически достоверных обобщенных значений параметров удельной активности радионуклидов в компонентах природной среды для их последующего использования в оценках радиационного риска. Алгоритмы такого анализа данных мониторинга представлены в методических рекомендациях [Рекомендации, 2014].

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» [Росгидромет, 2000-2015], данные служб государственного и ведомственного надзора, а также, в ряде случаев, результаты научных исследований, опубликованные в печати. В рамках выполненной работы по ФЦП-1 ИБРАЭ РАН подготовлена база данных (БД) по измеряемым параметрам радиационной обстановки в районах размещения основных объектов атомной отрасли Российской Федерации. База данных охватывает минимум пятнадцатилетний период наблюдений для каждого ЯРОО. Для удобства пользования БД в корпорации «Росатом» разработан программный продукт «Программа селекции и визуализации данных замеров».

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 [Методические, 2014; Крышев, Сазыкина, 1990; Носов и др, 2010; Романов, 1993; ДВ-98, 1999; Трахтенгерц и др., 2004; Sazykina, 2000, 2003; Bulgakov et.al., 2006; Фесенко и др., 2004; Avila, 2004; Avila. et.al., 2008; IAEA, 2001; McDonald, Harbaugh, 1988; Till, Grogan, 2008; UNSCEAR, 2011]. В случае необходимости проводится дополнительное радиоэкологическое обследование территории.

Формируются выборки из данных радиоэкологического мониторинга по содержанию радионуклидов в компонентах природной среды в зоне наблюдений и на фоновом участке. Во избежание методических погрешностей, по мере необходимости, производится предварительное тестирование данных для возможного исключения из выборки значений существенно превышающих выборочное среднее значение. Такое тестирование данных может быть выполнено, например, при помощи критерия Груббса [Кобзарь, 2006].

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 [ГОСТ Р ИСО 5479-2002, 2002; ГОСТ Р ИСО 50779-22-2005, 2005; ГОСТ Р 16269-7-2004, 2004; ГОСТ Р ИСО 14001-2007, 2007; Гмурман, 2007; Кобзарь, 2006; Guidance, 2002].

Проверка возможного отклонения распределения вероятностей в выборке данных наблюдений от нормального распределения выполняется с помощью следующих критериев [ГОСТ Р ИСО 5479-2002, 2002]:

- направленный критерий проверки на асимметрию, использующий статистику $\sqrt{b_1}$;
- направленный критерий проверки на кривизну с использованием статистики b_2 ;
- критерий Шапиро-Уилкса.

В методологии комплексной оценки радиоэкологического воздействия ЯРОО особое внимание должно быть уделено критическим путям воздействия и критическим радионуклидам, дающим наибольший вклад в дозу 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.

2.3.2 Оценка доз облучения населения

В соответствие с принятыми подходами и действующими методическими документами расчет эффективных доз облучения населения производится следующим образом [Методические, 2014; ПДВ, 2012]:

$$РДН_i = H_{ing,i} + H_{inh,i} + H_{ext,i}, \quad (2.1)$$

где $H_{ing,i}$ – индивидуальная эффективная доза внутреннего облучения населения от поступления i -го радионуклида с пищевыми продуктами и водой; $H_{inh,i}$ – индивидуальная эффективная доза внутреннего облучения населения за счет ингаляции i -го радионуклида; $H_{ext,i}$ – индивидуальная эффективная доза внешнего облучения населения, включающая облучение от загрязненных i -м радионуклидом поверхностей.

Расчеты содержания радионуклидов в компонентах природной среды, в местной продукции, а также эффективных доз внутреннего и внешнего облучения населения производятся в соответствии с действующими методическим документами [Методические, 2014; ПДВ, 2012; СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009], с учетом публикаций [ICRP, 2007; IAEA, 2014].

Для расчета индивидуальных эффективных доз облучения населения от употребления продукции, выращенной на загрязненной территории, может быть использовано выражение¹¹:

$$H_{ing,i} = \sum_{p=1}^n q_{i,p} \cdot R_p \cdot \epsilon_{ing,i} \cdot B_p, \quad (2.2)$$

где $q_{i,p}$ – концентрация i -го радионуклида в p -м продукте питания, Бк/кг; R_p – годовое потребление p -го продукта питания, кг/год; $\epsilon_{ing,i}$ – дозовый коэффициент для пищевого поступления радионуклида, Зв/Бк; B_p – коэффициент, учитывающий потери радионуклида при кулинарной и технологической обработке p -го продукта. При этом, учитываются следующие основные пути пищевого поступления радионуклидов: с зеленой частью растений, плодовыми овощами, картофелем и корнеплодами, молоком и мясом, дарами леса, частицами почвы и водой. Удельная активность i -го радионуклида в растительной продукции может быть рассчитана следующим образом:

$$q_{i,p} = q_{i,p}^{np} + q_{i,p}^{kopn}, \quad (2.3)$$

где $q_{i,p}^{np}$ – прямое (внекорневое) а $q_{i,p}^{kopn}$ – корневое поступление радионуклида.

Прямое поступление радионуклида в растения за счет непрерывных атмосферных выпадений, принимая, что 25% выпавшей активности осаждается на растениях, можно консервативно определить по формуле:

$$q_{i,p}^{np} = \frac{0,25}{\rho_{veg.,p}} \cdot r_{i,p} \cdot C_{air,s,i} \cdot v_g \cdot t, \quad (2.4)$$

где $\rho_{veg.,p}$ – запас надземной биомассы растений (кг/м²); $r_{i,p}$ – отношение концентрации i -го радионуклида в товарной части и надземной вегетативной массе p -й растительной продукции; $C_{air,s,i}$ – среднесуточная концентрация i -го радионуклида в приземном слое воздуха с учетом ресуспензии в период вегетации растений, (Бк/м³); $v_{g,i}$ – коэффициент осаждения радионуклидов на вегетативную поверхность (м/с); t – продолжительность вегетационного сезона, сутки.

Для оценки корневого поступления i -го радионуклида в растительную продукцию может быть использовано соотношение:

$$q_{i,p}^{kopn} = \frac{1}{\rho_{\Pi}} \cdot C_{s,i} \cdot K_{i,p}, \quad (2.5)$$

где $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом (Бк/м²); ρ_n – масса слоя почвы единичной площади, из которого происходит корневое усвоение (кг/м²); $K_{i,p}$ – коэффициент накопления i -го радионуклида в p -й растительной продукции.

¹¹ Здесь и далее для упрощения опущены члены, учитывающие радиоактивный распад нуклидов

При расчете концентрации i -го радионуклида в животной продукции, кроме поступления радионуклида в организм животного с кормами, необходимо учитывать, что возможно так же заглывание частиц загрязненной почвы, особенно во время весеннего выпаса. Для оценки поступления за счет этих путей (индексы 4 и 5) можно использовать соотношение:

$$q_{i,p}^{(p=4,5)} = K_{a,i,p} \cdot \left(m_{\text{корм}} \cdot q_{\text{корм},i} + m_{\text{почв}} \cdot \frac{C_{s,i}}{\rho_{\text{пастб}}} \right), \quad (2.6)$$

где $K_{a,i,p}$ – коэффициент перехода радионуклида из корма в животноводческую продукцию (сут/кг); $m_{\text{корм}}$ – масса потребляемого корма (кг/сут); $q_{\text{корм}}$ – концентрация радионуклида в растительном корме животного (Бк/кг); $m_{\text{почв}}$ – масса почвы, заглываемой животным при выпасе (кг/сут); $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом (Бк/м²); $\rho_{\text{пастб}}$ – масса характерного (по умолчанию 5 сантиметровой) слоя почвы площадью 1 м² на пастбище (кг/м²).

Для оценки концентрации i -го радионуклида в озерной или речной воде (если она не измерена) можно использовать следующее выражение:

$$q_{i,9} = K_{\Gamma} \cdot C_{s,i}, \quad (2.7)$$

где $K_{\Gamma}(t)$ – коэффициент, характеризующий пропорциональную зависимость начальной концентрации радионуклида в воде поверхностных непроточных водоемов от начальной плотности радиоактивного загрязнения местности, (Бк/кг)/(Бк/м²); $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом (Бк/м²). Такая оценка часто бывает излишне консервативна, особенно по отношению к разовым выпадениям. Для расчета среднегодовой концентрации используются специально разработанные программные модули [Казаков, Уткин, 2008; Казаков и др., 2009; Носов и др., 2010; Практические, 2015].

Для расчета индивидуальной дозы внутреннего облучения человека, обусловленной вдыханием радионуклидов, $H_{inh,i}$ может быть использовано соотношение:

$$H_{inh,i} = \varepsilon_{inh,i} \cdot U_{inh} \cdot C_{air,s,i}, \quad (2.8)$$

где $\varepsilon_{inh,i}$ – фактор дозовой конверсии при ингаляции i -го радионуклида, (Зв/Бк); $C_{air,s,i}$ – средняя концентрация радионуклида в воздухе с учетом ресуспензии (Бк/м³); U_{inh} – интенсивность дыхания человека (м³/год).

При этом, концентрация радионуклида в воздухе в данной точке x в отсутствии прямых измерений консервативно рассчитывается исходя из мощности выбросов ЯРОО и с помощью программного модуля, учитывающего рассеяние радионуклида от источника до рассматриваемой точки следующим образом:

$$C_{air,s,i} = \dot{Q} \cdot G(x) + C_{s,i} K_{e,n}, \quad (2.9)$$

где \dot{Q} – интенсивность выброса (Бк/с); $G(x)$ – фактор метеорологического разбавления (с/м³); $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом (Бк/м²); $K_{e,n}$ – коэффициент вторичного ветрового подъема, определяемый отношением результирующей в данной точке концентрации радиоактивного вещества в приземном слое воздуха (Бк/м³) к плотности радиоактивного загрязнения в этой точке (Бк/м²), м⁻¹:

$$K_{e,n} = K_{e,n}^0 \cdot \exp[-(\lambda + \lambda_1)t] + K_{e,n}^{\infty} \cdot \exp[-(\lambda + \lambda_2)t], \quad (2.10)$$

$K_{e,n}^0$, $K_{e,n}^{\infty}$ – начальный и равновесный (спустя 20 лет после загрязнения) коэффициенты ветрового подъема, соответственно, м⁻¹; λ – константа радиоактивного распада, год⁻¹; λ_1 , λ_2 – константы скорости снижения ветрового подъема для начального и

равновесного периода, соответственно, год^{-1} , t – время, отсчитываемое от момента выпадения радионуклида на поверхность почвы до момента определения концентрации радионуклида в воздухе, год.

Значения коэффициентов ветрового подъема в различные сроки после загрязнения зависят от состояния подстилающей поверхности и физико-химических характеристик выпавшего радиоактивного вещества [Махонько, 2008]. В целом, полагают, что $K_{e,n}^0$ находится в пределах 10^{-4} - 10^{-6} м^{-1} со средним значением 10^{-5} м^{-1} , которое, экспоненциально уменьшаясь, достигает через два года значения 10^{-9} м^{-1} . Равновесный $K_{e,n}^\infty$ изменяется в пределах 10^{-8} - 10^{-10} м^{-1} , рекомендованное его среднее значение 10^{-9} м^{-1} . Предпочтительными значениями λ_1 и λ_2 являются 4,6 и $0,007 \text{ год}^{-1}$, что соответствует периодам полууменьшения 0,15 и 100 лет.

Расчет фактора метеорологического разбавления в зависимости от удаления от источника рассчитывают с помощью программных модулей различной степени сложности [Методические, 2014]. Обзоры таких моделей можно найти в работах отечественных авторов [Гусев, Беляев, 1991; Моделирование, 2008].

Расчет индивидуальных эффективных доз внешнего облучения населения от проходящего облака выброшенных радиоактивных веществ H_{obl} осуществляется по формуле:

$$H_{obl} = \frac{\varepsilon_{obl} \cdot Q_i}{U}, \quad (2.11)$$

где ε_{obl} – дозовый коэффициент при облучении от облака i -го радионуклида ($\text{Зв} \cdot \text{с} / (\text{м} \cdot \text{Бк})$); Q_i – годовой выброс i -го радионуклида ($\text{Бк} / \text{год}$); U – среднегодовая скорость ветра ($\text{м} / \text{с}$).

Индивидуальная эффективная доза внешнего облучения человека от загрязненной радионуклидом поверхности земли H_{si} консервативно может быть оценена с помощью выражения:

$$H_{si} = C_{s,i} R_s^i k_s^i (I - C_w), \quad (2.12)$$

где $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом ($\text{Бк} / \text{м}^2$); R_s^i – дозовый фактор конверсии при облучении от поверхности почвы для i -го радионуклида для дозы гамма-излучения, ($\text{Зв} \cdot \text{м}^2 / \text{Бк} \cdot \text{год}$), k_s^i – коэффициент экранирования облучения от почвы; C_w – часть времени, проводимая в помещении (в долях года).

Для расчета содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции и индивидуальных доз внутреннего облучения человека от ее употребления, доз внутреннего облучения от радионуклидов, поступающих при дыхании, и доз внешнего облучения от поверхности почвы, предлагается использовать значения параметров, представленных в [Методические, 2014; ПДВ, 2012; Методика, 2013; Практические, 2015].

Эффективная доза внутреннего облучения человека от употребления продукции, выращенной на границе санитарно-защитной зоны предприятия, может быть рассчитана с использованием соотношения:

$$H_{IG}^{a,r,j} = \sum_p A_{IG}^{a,r,p} \cdot F_p \cdot R_{IG}^{a,r,j}, \quad (2.13)$$

где $R_{IG}^{a,r,j}$ – коэффициент перехода «поступление – доза» при пищевом (пероральном) поступлении радионуклидов r для ожидаемой дозы (эффективной или эквивалентной в различных органах и тканях j) у лиц возрастной группы a , $\text{Зв} / \text{Бк}$. Его значения для эффективной дозы приведены в [IAEA, 2014; Методика, 2013; Методические, 2014]; F_p – доля продуктов p , выращиваемых в зоне загрязнения, и входящая в рацион питания

местных жителей, или жителей других районов, куда перевозятся продукты питания местного производства. При консервативных оценках полагают $F_p = 1$. Для некоторых продуктов, таких, как молоко, листовые овощи, фрукты и ягоды с индивидуальных участков это достаточно реалистичное предположение; $A_{IG}^{a,r,p}$ – годовое пероральное поступления радионуклида r с продуктами p для лиц возрастной группы a , вычисляемое при условии, что все потребляемые продукты p производятся в районе расположения источника выброса, Бк/год.

Доза внутреннего облучения человека, обусловленная вдыханием радионуклидов при прохождении облака $H_{inh,i}$ вычисляется с использованием выражения (2.8). При этом, принимают, что U_{inh} – интенсивность дыхания человека ($23 \text{ м}^3/\text{сут}$, или $8400 \text{ м}^3/\text{год}$). При расчетах используются значения фактора дозовой конверсии согласно НРБ-99/2009 [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009], с учетом ОНБ-2014 [IAEA, 2014].

В оценках дозы от водопользования могут применяться радиоэкологические модели миграции радионуклидов в водных объектах Кассандра и ЭКОМОД, а также компьютерная программа RESRAD [Крылов и др., 2007; Крышев, 2010; Носов и др., 2010; Sazykina, 2000, 2003].

2.3.3 Оценка радиационного воздействия ЯРОО на биоту

В соответствии с рекомендациями МКРЗ [ICRP, 2003, 2009] 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 [NCRP, 1991; UNSCEAR, 2011; FASSET, 2003; Sazykina, Kryshev, 2002, 2003, 2006; Sazykina et al., 2009]. Оценка дозовых нагрузок на организмы выполняется при помощи методов математического моделирования [Рекомендации, 2015; ICRP, 2008; Крышев, Сазыкина, 1990; Ulanovsky et al., 2006; Ulanovsky, Pröhl, 2008; UNSCEAR, 2011; Фесенко и др., 2004; Avila, 2004; Kryshev et al., 2002]. В отличие от человека, для которого оцениваются, как правила 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.

Полный вклад i -го радионуклида в мощность дозы облучения j -го референтного объекта биоты формируется из мощности дозы внутреннего облучения от радионуклида, инкорпорированного в ткани организма $\dot{D}_{i,j}^{внутр}$ и мощности дозы внешнего облучения $\dot{D}_{i,j}^{внеш}$ от радионуклида, распределенного в среде обитания (воде, донных отложениях, почве):

$$\dot{D}_{i,j} = \dot{D}_{i,j}^{внутр} + \dot{D}_{i,j}^{внеш}, \quad (2.14)$$

При расчете мощности поглощенной дозы внутреннего облучения от инкорпорированных радионуклидов важной характеристикой, позволяющей оценить вклад источников α -, β - и γ - излучений, является соотношение между линейными размерами организмов и максимальными длинами свободного пробега ионизирующих частиц в тканях. Для биологических объектов, размеры которых не превышают несколько сотен микрометров, основной вклад в формирование дозы внутреннего облучения дают α -частицы, имеющие максимальную длину пробега порядка нескольких десятков микрометров. Энергия β -частиц с пробегом в биологической ткани в несколько миллиметров большей частью рассеивается вне клеток. Вклад γ -излучения в формирование дозы внутреннего облучения таких организмов незначителен. Несмотря на

то, что микроорганизмы имеют самую разнообразную форму, вследствие малости их размеров при оценках доз они могут быть аппроксимированы сферами.

Для организмов со средними размерами порядка нескольких десятков миллиметров доза от α -излучателей рассчитывается как доза внутри бесконечного источника. При оценке дозы внутреннего облучения от β - и γ - излучения необходим учет геометрических факторов. Для организмов, характеризующихся сравнительно более крупными линейными размерами 0,1-10 см доза от инкорпорированных α -, β - излучателей рассчитывается как доза внутри бесконечного источника, то есть в таких случаях эффекты, связанные с конечными размерами организмов, становятся пренебрежимо малыми, однако они остаются существенными для поглощения γ - излучения. Для крупных организмов может быть необходим расчет доз на отдельные органы и ткани.

В общем случае мощность поглощенной дозы внутреннего облучения j -го референтного объекта биоты от инкорпорированного i -го радионуклида рассчитывается по формуле:

$$\dot{D}_{i,j}^{внутр} = DCF_{i,j}^{внутр} \cdot C_{i,j}, \quad (2.15)$$

где $\dot{D}_{i,j}^{внутр}$ – мощность поглощенной дозы внутреннего облучения; $DCF_{i,j}^{внутр}$ – фактор дозовой конверсии для внутреннего облучения j -го референтного объекта биоты от i -го радионуклида, учитывающий, в том числе, геометрические характеристики организма (Гр/ч)/(Бк/кг сырого веса); $C_{i,j}$ – удельная активность i -го радионуклида в организме j -го референтного объекта биоты, Бк/кг сырого веса.

Как правило, наибольшую сложность в решении такой задачи представляет собой определение содержания радионуклидов в рассматриваемом организме (в условиях отсутствия достаточных экспериментальных данных, касающихся референтных видов в отношении широкого списка радионуклидов). В таком случае, расчет мощности поглощенной дозы внутреннего облучения может быть выполнен с использованием данных, опубликованных в [Рекомендации, 2015; ICRP, 2008, 2009; UNSCEAR, 2011].

Мощность поглощенной дозы внешнего облучения j -го референтного объекта биоты от i -го радионуклида, содержащегося внутри компонента природной среды (например, почве), рассчитывается по формуле:

$$\dot{D}_{i,j}^{внешн. почва} = DCF_{i,j}^{внешн} \cdot C_i^{почва} \cdot \alpha_j^{почва}, \quad (2.16)$$

где $\dot{D}_{i,j}^{внешн. почва}$ – мощность поглощенной дозы внешнего облучения от i -го радионуклида, содержащегося в компоненте природной среды; $DCF_{i,j}^{внешн}$ – фактор дозовой конверсии для внешнего облучения j -го референтного объекта биоты от i -го радионуклида, (Гр/ч)/(Бк/кг); $C_i^{почва}$ – удельная активность i -го радионуклида в почве, Бк/кг; $\alpha_j^{почва}$ – доля времени, которую j -й референтный организм проводит в контакте с почвой. Аналогичным образом можно рассчитать дозу облучения биологического объекта от других компонентов природной среды (вода, донные отложения и т.д.). Соответствующие значения фактора дозовой конверсии для внешнего облучения j -го референтного объекта биоты от i -го радионуклида представлены в [Рекомендации, 2015; ICRP, 2008; UNSCEAR, 2011].

Для наземных организмов основной вклад в дозу внешнего облучения дает почва, для водных организмов – донные отложения и вода. В некоторых случаях дополнительным источником внешнего облучения являются накопившие радионуклиды организмы биоты, например, значимым источником облучения икры фитофильных видов рыб могут стать макрофиты.

Мощность поглощенной дозы внешнего облучения j -го референтного объекта наземной биоты, находящегося на поверхности земли, от i -го радионуклида,

распределенного в почве, оценивается, при консервативном приближении, как мощность дозы от полубесконечного источника:

$$\dot{D}_{i,j}^{\text{внеш}} = 0,5 \cdot DCF_{i,j}^{\text{внеш}} \cdot C_i^{\text{почва}} \cdot \alpha_j^{\text{поверх}}, \quad (2.17)$$

где $\dot{D}_{i,j}^{\text{внеш}}$ – мощность поглощенной дозы внешнего облучения от i -го радионуклида, при нахождении на поверхности земли; $\alpha_j^{\text{поверх}}$ – доля времени, которую j -й референтный организм проводит на поверхности загрязненной почвы.

Аналогичным образом оценивается мощность дозы облучения придонных (бентосных) водных организмов, обитающих на поверхности дна водоемов.

Рекомендуемые значения параметров представленных в формулах (2.15) - (2.17) для различных радионуклидов и референтных объектов биоты приведены в [Рекомендации, 2015; Ulanovsky et al., 2006; Ulanovsky, Pröhl, 2008; ICRP, 2008; UNSCEAR, 2011].

В качестве критериев радиозэкологического воздействия ЯРОО на биоту используются референтные уровни безопасных дозовых нагрузок принятые международным сообществом (1 мГр/сутки для позвоночных животных и сосны, 10 мГр/сутки для других растений, кроме сосны, и беспозвоночных животных) [Рекомендации, 2015; ICRP, 2008; UNSCEAR, 1996, 2011]. При таких уровнях воздействия не ожидается детерминистских радиационных эффектов в рассматриваемых популяциях.

2.4 Управление радиозэкологической безопасностью ЯРОО

Существенным достоинством методологии анализа риска является переход от множества данных радиозэкологического мониторинга к единым интегральным показателям состояния окружающей среды – к комплексному критерию оценки радиационного воздействия, на этапе экспертной оценки [Рекомендации, 2014; Хандогина и др., 2010; Rakhomov et al., 2010; Практические, 2015] и далее, к величине радиационного риска [Крышев и др., 2009].

Методология анализа риска может применяться для оценки интегрального радиационного воздействия ЯРОО на человека и компоненты окружающей среды. Результаты анализа риска позволяют выполнить идентификацию факторов радиационного воздействия, произвести их ранжирование по уровням риска, рационально организовать радиационный мониторинг территорий, обеспечить возможность достоверной оценки последствий гипотетических радиационных аварий и отбор наиболее эффективных мер по преодолению их негативного воздействия, оптимизировать защитные меры по обеспечению приемлемого уровня радиационного риска на рассматриваемой территории [Крышев и др., 2009].

Результаты оценки риска используются при выработке и принятии решения о степени его снижения или необходимости ограничения. Приемлемый риск может выражаться через производные операционные параметры, такие, как допустимая удельная активность радионуклидов в компонентах природной среды. В процессе управления, наряду с оцененным риском могут учитываться экологические, экономические и социальные факторы.

Управление риском осуществляется с помощью основных принципов обеспечения радиационной безопасности: нормирования, обоснования и оптимизации. Шкала для управления стохастическими рисками включает [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009; ICRP, 2007; NCRP, 2004; IAEA, 2014]:

– Уровень недопустимого (чрезмерного) риска, который является неприемлемым вне зависимости от стоимости работ, необходимых для его снижения, и других обстоятельств. Пожизненный риск в диапазоне от 10^{-1} до 10^{-3} обычно признается недопустимым для человека. Конкретное его значение зависит от условий облучения. Для штатных ситуаций

эксплуатации техногенных ионизирующего излучения обычно принимается, что пожизненный риск от дозы облучения в течение года для персонала не должен превышать 10^{-3} , а для населения — $5 \cdot 10^{-5}$.

– Уровень пренебрежимого риска, являющегося настолько низким, что не требуется специальных мер по его снижению. Этот уровень риска соответствует годовой дозе облучения для человека менее 10 мкЗв/год, или 1 % допустимого предела дозы. Соответствующий уровень пожизненного риска составляет менее 10^{-6} [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009].

– Риск, лежащий между недопустимым и пренебрежимым уровнями, является приемлемым, если он удовлетворяет принципу ALARA, согласно которому необходимо обеспечить уровень доз облучения столь низким, насколько это разумно достижимо.

При этом, важно отметить, что риски, удовлетворяющие принципу ALARA, могут изменяться в зависимости от конкретной радиационной ситуации и экономических условий. Риски, значения которых ниже недопустимого уровня, но не удовлетворяют принципу ALARA, в большинстве случаев не рассматриваются как приемлемые. Вместе с тем, в процессе управления радиационным риском не ставится задача его снижения до пренебрежимо малого уровня.

Основные задачи проведения оценки риска заключаются в представлении и соответствующие органы и лицам, принимающим решения:

- объективной информации об уровнях радиационного риска, обусловленного радиоактивным загрязнением окружающей среды на рассматриваемой территории;
- сведений о наиболее значимых путях радиационного воздействия;
- обоснованных рекомендаций об оптимизации регламентов радиационного мониторинга окружающей среды;
- обоснованных рекомендаций для оценки приемлемости или необходимости уменьшения риска.

Величина радиационного риска определяется на основе обобщенных данных радиоэкологического мониторинга компонентов природной среды в зоне наблюдений ЯРОО и модельных расчетов. Наряду с оценкой риска для популяции в целом, рекомендуется определять уровни риска для критических групп, подвергающихся наибольшему радиационному воздействию по данному пути облучения от рассматриваемого источника излучения.

Для анализа неопределенности при оценке риска используются статистические толерантные интервалы. В случае, если верхние границы интервалов могут превысить уровень приемлемого риска, риск анализируется с учетом пространственной неоднородности и временной изменчивости распределения радионуклидов в компонентах природной среды.

При определении ориентировочных уровней риска на начальном этапе анализа, во избежание занижения степени радиационной опасности, как правило, следует ориентироваться на оценку разумно обоснованного максимального воздействия. В качестве меры удельной концентрации радионуклида в компоненте природной среды, в этом случае, рекомендуется использовать 95%-ную верхнюю доверительную границу среднего значения за период усреднения (обычно за год) или 95 %-ный процентиль при неизвестном типе статистического распределения. «В качестве фоновой удельной активности радионуклида в компоненте природной среды принимается его статистически достоверное максимальное содержание на фоновом участке, которое не превышает в 5% случаев» [Рекомендации, 2014]. Средняя удельная активность радионуклида в компонентах природной среды в зоне наблюдений (или 50%-ный процентиль при неизвестном типе статистического распределения) применяется в тех случаях, когда

целью анализа является оценка главной тенденции. При отсутствии или недостаточности данных о содержании радионуклидов в компонентах природной среды выполняются их модельные оценки с помощью математических моделей [IAEA, 2001; UNSCEAR, 2011; Методические, 2014; ДВ-98, 1999; Носов и др. 2010; Sazykina, 2000, 2003; Фесенко и др., 2004; Avila, 2004; Till, Grogan, 2008; Арутюнян и др., 1995].

2.5 Комплексная оценка экологического риска

Комплексная оценка риска может стать основой для научного обоснования принципов и критериев обеспечения радиационной и экологической безопасности ЯРОО с реальным или потенциальным воздействием на окружающую среду и здоровье населения.

Введение методов анализа риска позволяет:

- обеспечить сравнимость уровней и методов защиты населения и окружающей среды по отношению к источникам опасности различной природы;
- обеспечить способы проведения анализа риска (стандартные тесты, модели расчета, коэффициенты экстраполяции и т. д.);
- установить нормы для каждого вещества или группы веществ;
- согласовать установление норм для различных организмов;
- установить приоритеты и пути решения проблем снижения риска.

В этом контексте могут быть важны различные аспекты, такие как: преднамеренные или случайные воздействия, возможные выгоды, возникающие при потенциально опасной деятельности, понимание природы опасностей. Оценка риска должна помочь сделать риск более пригодным для сравнения и простым для понимания, как его величины, так и происхождения.

Представляется целесообразным использовать методы анализа и оценки экологических ущербов, во многом аналогичные методам анализа и оценки экологических рисков. В качестве величины, определяющей экологический ущерб в этом случае, используется денежный эквивалент, интегрально учитывающий все виды экологических потерь. Определенные сложности с применением методов анализа и оценки экологических ущербов связаны с известными проблемами в оценке стоимости экологических ресурсов, как в текущий период, так и в долгосрочной перспективе (дисконтирование). Однако, эти сложности в ряде случаев могут быть сняты при использовании экологических критериев и оперировании экологическими ущербами в относительных величинах.

Резюмируя сказанное выше, ожидаемый риск R (или экологический ущерб – формализм их описания общий) за период времени t , от некоторого объекта (процесса, действия и пр.) может быть представлен в следующем виде:

$$R = \sum_{j=1}^N p_j \cdot D_j, \quad (2.18)$$

где p_j – вероятность возникновения за время t j -го события, идентифицируемого ущербом D_j .

Выделяя в (2.18) слагаемое (без потери общности можно считать, что это первый член суммы), описывающее нормальную эксплуатацию объекта (при которой вероятность неблагоприятного воздействия ЯРОО минимальна) – Rn , и относя остальные члены суммы в (2.18) к событиям с нарушением нормальной эксплуатации, получаем:

$$R = Rn + \sum_{j=2}^N p_j \cdot D_j, \quad (2.19)$$

В случае возможности использования осредненных за период времени t величин выражение (2.19) можно представить в виде:

$$R = Rn + \sum_{j=2}^N \mu_j \cdot D_j, \quad (2.20)$$

где μ_j – плотность потока событий (интенсивность).

Аналогично, для оценки вреда окружающей среде (экологического ущерба) можно провести такие же рассуждения и получить выражения, совпадающие с (2.18) - (2.20) с точностью до обозначений (с использованием, например, денежных эквивалентов экологических ущербов).

Выражение (2.20) является базовым для проведения вычислений и сравнения оценок риска при обосновании уровня безопасности реального или потенциального воздействия ЯРОО на окружающую среду и здоровье населения.

Разработка подходов определения μ_j ведется в рамках развития методов вероятностного анализа безопасности (ВАБ), см., например [Basic, 1999; Рекомендации, 2002; Основные, 2004].

Представленные в данном разделе предложения в методику оценки экологического риска ЯРОО стали одним из этапов на пути к разработке единой методической основы по оценке размера возможного вреда окружающей среде. Частично эта методология была реализована в научно-техническом пособии по подготовке обосновывающих материалов для принятия решения об отнесении радиоактивных отходов к особым радиоактивным отходам [Научно-техническое, 2014].

2.6 Комплексный критерий оценки радиоэкологического воздействия ЯРОО

Для определения приоритетов при решении проблем обеспечения экологической безопасности необходима разработка комплексного критерия, основанного на действующих отечественных нормах, рекомендациях международных организаций и опыте ряда стран. Ниже рассматривается предложенный авторами комплексный подход для оценки экологического воздействия предприятий атомной отрасли, как при нормальном функционировании, так и в случае радиационных аварий и соответствующие критерии.

Обоснование подходов и критериев к комплексной оценке

В рамках решения задач радиационной защиты необходимость комплексного подхода в значительной степени продиктована необходимостью использования наряду с антропоцентрическим принципом - экоцентрического, согласно которому защита окружающей среды становится особой задачей [ICRP, 2007, 2008; IAEA, 2014].

Как уже отмечалось, в Публикации 103 МКРЗ [ICRP, 2007] предлагается рассматривать три ситуации облучения: ситуация планируемого облучения, ситуация аварийного облучения и ситуация существующего облучения. Следует отметить, что существующее облучение МКРЗ трактует как облучение не только от природных источников, но и остаточное облучение в результате прошлой практической деятельности. Здесь важно юридическое закрепление понятия «прошлая практическая деятельность». В настоящей работе к этой деятельности предлагают относить все виды деятельности, совершенные до 01.01.2000 г. [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009].

В качестве основных объектов экологического воздействия предлагается рассматривать:

- абиотические компоненты биосферы (геосфера): нижние слои атмосферы,

гидросфера, верхняя часть литосферы (геологическая среда);

- компоненты биосферы, такие как почвенный покров, растительный и животный мир;
- человека.

Предлагаемое подразделение объектов воздействия учитывает различный характер и механизмы формирования отклика, а также различия в подходах к оценке самого антропогенного влияния.

Рассматривая воздействие ионизирующих излучений на абиотические компоненты окружающей среды, необходимо отметить, что радионуклиды при существующих уровнях не оказывают значимого влияния на нижние слои атмосферы, гидросферу и верхнюю часть литосферы они. Вместе с тем после Чернобыльской аварии наблюдалось существенное увеличение электропроводности воздуха в ближней зоне ЧАЭС (более чем в 100 раз) в мае 1987 г., т.е. спустя год после аварии [Смирнов, 1992]. При этом концентрация аэроионов в приземном воздухе в 3-10 раз превышала значения, допустимые для воздуха производственных помещений.

Для формирования численных критериев экологического воздействия предлагается использовать матрицу $a_{j,i}$, где i – ситуация облучения, j – объект воздействия (таблица 2.1).

Таблица 2.1 – Критерий оценки радиоэкологического воздействия в виде матрицы

| Ситуация облучения Объект воздействия | Существующее | Планируемое | Аварийное |
|--|--------------|-------------|-----------|
| Абиотические компоненты | Г1 | Г2 | Г3 |
| Биота, кроме человека | Б1 | Б2 | Б3 |
| Человек | Ч1 | Ч2 | Ч3 |

Основным вопросом при данном подходе является выбор единицы измерения подобного воздействия. Наиболее оптимальным представляется применение унифицированной оценочной шкалы.

Оценка воздействия на абиотические компоненты биосферы. Общепринятых показателей, которые могли бы быть использованы для оценки воздействия радиационного фактора на геосферу, пока не существует. Информативными показателями радиационной безопасности геосферы могут быть отношения техногенных и фоновых концентраций радионуклидов в объектах геосферы, отношения величин потоков радионуклидов, поступающих в окружающую среду от ЯРОО и естественных потоков природных радионуклидов в геосфере [Крышев, Рязанцев, 2010; IAEA, 2003; Pentreath, 2003].

Для оценки радиационной безопасности геосферы предлагается использовать шкалу, содержащую три уровня: первый уровень – воздействие ЯРОО в пределах фонового; второй – уровень загрязнения существенно превышает фоновые значения, но не приводит к каким-либо изменениям свойств абиотических компонентов; третий – уровень загрязнения многократно превышает фоновые значения и может вызвать изменение свойств данных объектов (таблица 2.2).

Здесь и дальше многое будет зависеть от выбранной шкалы дозовых нагрузок. В настоящее время не существует единообразной и всеми принятой количественной шкалы доз даже для одного типа объектов. Определенный произвол наблюдается и в использовании соответствующих терминов. В качестве примера можно привести фундаментальный обзор по понятию «малые дозы» [Котеров, 2010]

Таблица 2.2 - Шкала для оценки уровней воздействия на геосферу*

| Уровень Г | Поглощенная доза, Гр | Степень воздействия | Проявления воздействия |
|-----------|----------------------|---------------------|---|
| 1 | ниже 0,1 | Низкая | Практически не обнаруживается |
| 2 | от 0,1 до 10 | Средняя | Уровень загрязнения существенно превышает фоновые значения, но не приводит к каким-либо изменениям свойств абиотических компонент |
| 3 | выше 10 | Высокая | Уровень загрязнения многократно превышает фоновые значения и может вызвать изменение свойств данных объектов |

Примечание: *) В некоторых случаях может потребоваться разработка критериев экологического баланса радионуклидов, нормируемых по концентрации, а не по радиологическим (дозовым) показателям [Стыро, Буткус, 1988]

Представляется интересным оценить границы диапазонов с величинами поглощенных доз, считающимися «малыми» для человека. Существует несколько подходов к их определению. С точки зрения микродозиметрии, основанной на вероятности прохождения через клетку хотя бы одной частицы, малой следует считать дозу менее 1 мГр; радиобиологический подход, базирующийся на результатах лабораторных экспериментов, дает значение порядка 20 мГр; на основе эпидемиологического подхода принимается величина 200 мГр [Источники, 2002].

В обзоре, подготовленном видными отечественными радиобиологами, приводится сводка данных по эффектам облучения для ординальных диапазонов доз радиации с низкой ЛПЭ, при этом величины дозовых нагрузок подразделяются на 5 групп: очень малые дозы (до 10 мГр); малые дозы (10÷100 мГр); средние дозы (0,1÷1 Гр); большие дозы (1÷10 Гр) и очень большие дозы (более 10 Гр) [Котеров, Вайнсон, 2015]. Для каждого диапазона доз рассматривается свой набор эффектов: радиобиологические и цитогенетические, стохастические и детерминированные. Представляется, что авторами найдена удобная и во многих отношениях приемлемая дозовая шкала, которая войдет и в практику отечественного нормирования. Мы взяли эту шкалу за основу для оценки радиологического воздействия на различные объекты.

Оценка воздействия на биоту биосферу.

Г.Г.Поликарповым была предложена общая концептуальная модель действия долгосрочного (хронического) облучения ионизирующей радиацией во всем диапазоне существующих и возможных мощностей доз на все уровни организации живой природы (организмы, популяции, сообщества, экосистемы, биосферу), основанная на учете изменений в наиболее радиочувствительных структурах и функциях живых организмов и надорганизменных систем [Polikarov, 2001]. Модели Поликарпова в целом соответствует система экологических регламентов, принятая в США [US DOE, 1998] и Канаде [Protection, 2001].

С учетом шкалы дозовых нагрузок, предложенных в работе [Котеров, Вайнсон, 2015] и предложенной в работе [Polikarov, 2001] шкалы для оценки воздействия на биосферу был разработан модернизированный вариант шкалы для предварительной оценки дополнительного радиационного воздействия на биосферу, основанный на радиобиологических экспериментах и наблюдениях, (таблица 2.3).

Таблица 2.3 - Шкала для оценки уровней воздействия на биоту

| Уровень Б | Поглощенная доза, Гр/год | Степень воздействия | Проявления воздействия |
|-----------|--------------------------|---------------------|--|
| 1 | менее 0,01 | Незначительная | Отсутствуют |
| 2 | До 0,1 | Очень низкая | Ряд эффектов отмечается на уровне отдельных биологических структур организма |
| 3 | 0,1-0,4 | Низкая | Отчетливые повреждающие радиобиологические последствия, сопоставимые, а в иных случаях превышающие стимулирующие и гормезисные феномены |
| 4 | 0,4 - 10 | Средняя | Наблюдается гибель наиболее радиочувствительных организмов. Эффекты отмечаются при приближении к верхней границе доз на экосистемном уровне, заметные изменения у наиболее радиочувствительных популяций |
| 5 | Более 10 | Высокая | Происходят обратимые нарушения экосистем, эффекты отмечаются на уровне относительно радиорезистентных популяций |
| 6 | Выше 100 | Очень высокая | Необратимые нарушения экосистем, массовая гибель многих видов |

Таким образом, дозовые нагрузки менее 0,4 Гр/год не должны вызывать сильной озабоченности, так как возможные эффекты от воздействия проявляются только на уровне отдельных структур организма и не могут быть четко отделены от эффектов, связанных с другими негативными факторами. Тот факт, что эта величина примерно на 2 порядка превышает средние значения фона, говорит о широких возможностях поддержания гомеостаза организма, популяций и экосистем.

Некоторое внимание следует уделять ситуациям облучения связанным с поглощенными дозами, лежащими в диапазоне от 0,4 до примерно 4 Гр/год. В данных условиях могут отмечаться морфологические и функциональные отклонения, уменьшение воспроизводства здорового потомства, гибель некоторого числа представителей наиболее радиочувствительных видов и другие, описанные выше процессы, которые приводят к изменению состава популяции.

При дозах превышающих 4 Гр/год радиоустойчивые виды получают конкурентное преимущество, некоторые популяции могут оказаться на грани вымирания, что может привести к необратимым изменениям в экосистеме. Подобные ситуации требуют самого пристального внимания.

Предполагаемые сценарии, при которых дозовые нагрузки на биоту превышают десятки (или даже сотни) Гр/год можно считать неприемлемыми при любых условиях. Нижняя граница очень высокого воздействия лежит в районе 100 Гр.

Оценка воздействия на человека. Для человека аналогичная шкала, базирующаяся на подходах, предлагаемых МКРЗ, подразумевает деление в зависимости от величины граничной дозы при возможном дополнительном облучении (таблица 2.4) [Кларк, 2003].

Таблица 2.4 – Шкала для оценки уровней дополнительного радиационного воздействия на человека

| Уровень Ч | Годовая эффективная доза, Зв/год | Уровень озабоченности | Значение уровня озабоченности |
|-----------|---|-----------------------|--|
| 1 | менее 0,00001 – намного ниже естественного фона | Нет озабоченности | Риск является пренебрежимо малым |
| 2 | менее 0,001 - соизмерим с естественным фоном | Очень низкий | Риск негативных последствий почти всегда приемлем |
| 3 | 0,001÷0,02 – сопоставим с колебаниями естественного фона | Низкий | Требуется обоснование риска в случае, если этот фон создается за счет использования атомной энергии |
| 4 | 0,02÷0,1 | Повышенный | Требуется обоснование и оптимизация риска. Проявление радиобиологических эффектов в лабораторных условиях <i>in vitro</i> |
| 5 | 0,1÷1 | Высокий | Риск не может считаться оправданным за исключением чрезвычайных случаев. Появление регистрируемых эффектов в эпидемиологических исследованиях |
| 6 | более 1 | Очень высокий | Проявляются детерминированные последствия облучения (лучевая болезнь и др.); четко регистрируется увеличение числа онкологических заболеваний |

Введение в качестве одного из контрольных уровней значения 0,01 мЗв подчеркивает те величины дополнительных техногенных нагрузок, которые в принципе не могут привести к каким-либо последствиям. На сегодняшний день основной дозовый предел для ситуации *планируемого облучения* населения составляет 1 мЗв. Однако продолжается обсуждение вопроса о возможном снижении этой величины. Поэтому включение в шкалу уровня 0,01 мЗв является, по мнению авторов, весьма показательным.

МКРЗ ограничивает рассмотрение диапазонов, для которых проводятся процедуры обоснования и оптимизации, максимальным уровнем 0,1 Зв. Авторы сочли целесообразным расширить диапазон и выделить уровни облучения, соответствующие регистрируемым детерминированным эффектам (проявление лучевой болезни) а также генетическим эффектам. Один из подходов к оценке генетического риска – это концепция, так называемой удваивающей дозы, т.е. такого уровня облучения, при котором спонтанная частота мутаций повышается в 2 раза. Для человека эта величина составляет примерно 1 Гр [UNSCEAR, 2000; ICRP, 2003].

Дискуссии по поводу самой концепции и отдельно по поводу величины удваивающей дозы продолжаются до настоящего времени.

Как видно из представленных оценочных шкал, величины радиологических критериев безопасности для геосферы, биоты и человека в настоящий момент существенно различаются, причем для человека критерии — наиболее жесткие. Однако в случае рассмотрения реальных ситуаций облучения от того или иного источника дозы облучения различных объектов могут также заметно различаться. Следовательно, при комплексном радиэкологическом подходе следует учитывать все объекты, подверженные облучению.

Для получения количественных оценок радиэкологического воздействия в самом общем виде можно воспользоваться соотношением:

$$EL = \sum_i a_i \cdot \Gamma_i + \sum_i b_i \cdot B_i + \sum_i c_i \cdot \mathcal{H}_i, \quad \text{где} \quad (2.21)$$

EL — экологическая нагрузка (ecological load), б/р;

a_i, b_i, c_i — безразмерные весовые коэффициенты;

$\Gamma_i, B_i, \mathcal{H}_i$ — численные значения соответствующего уровня для каждой ситуации облучения (индекс i).

Значения весовых коэффициентов a_i, b_i и c_i в соотношении (2.21) являются предметом социального договора, закрепленного юридическими актами. В простейшем случае $a_i = b_i = c_i = 1$. Тогда минимальное значение $EL = 9$, а максимальное — 28 (исходя из реалистических сценариев). Примерная шкала радиоэкологического воздействия может в этом случае выглядеть следующим образом (таблица 2.5).

Таблица 2.5 – Примерная шкала для оценки уровней радиоэкологического воздействия

| Уровень EL | Экологическая нагрузка | Уровень воздействия | Риск . |
|--------------|------------------------|---------------------|---|
| 1 | $EL \leq 15$ | В пределах нормы | Риск пренебрежим |
| 2 | $15 < EL \leq 17$ | Очень низкий | Риск негативных последствий почти всегда приемлем |
| 3 | $17 < EL \leq 20$ | Очень низкий | Требуется обоснование риска |
| 4 | $20 < EL \leq 23$ | Средний | Требуется обоснование и оптимизация риска |
| 5 | $23 < EL \leq 25$ | Высокий | Риски не могут считаться оправданными за исключением чрезвычайных случаев |
| 6 | $EL > 25$ | Очень высокий | Риск неприемлем |

Приведенная как пример в таблице 2.5 шкала уровней радиоэкологического воздействия требует всестороннего обсуждения, прежде чем она может войти в практику отечественной квалификации радиационно опасных объектов и радиационных ситуаций на отдельных территориях.

Конечно, ограничиваться исключительно только степенью воздействия на различные природные объекты, недостаточно для комплексной оценки объекта использования атомной энергии (ОИАЭ). Сложной и пока достаточно неопределенной является задача установления количественной зависимости экологического ущерба (D_i) со значением EL . Т.е. по существу оценка значения EL является экспертным показателем опасности.

Существенное значение в сравнительных разумных оценках потенциальной опасности ЯРОО играют методы экспертной оценки радиационной опасности в балльном или монетарном выражении. К ним относятся многокритериальная оценка приоритетности объектов [Пронкин, 2003] и оценка на основе аппроксимированного риска [Бирюков и др., 2013]. Ограничение применения первого метода связано с тем, что он применим только для однотипных объектов. Несмотря на то, что второй метод достаточно универсален, он также имеет свои недостатки. Так, стоит отметить проблему подготовки и верификации исходных данных для проведения оценки. В работе [Бирюков и др., 2015] получил дальнейшее развитие более универсальный метод, разработанный Управлением по выводу из эксплуатации Великобритании [UK Nuclear, 2010; UK Nuclear, 2011]. Этот метод отличается достаточной универсальностью, хотя также предусматривает расчет безразмерного комплексного показателя опасности для населения и окружающей среды для целей оценки эффективности и мониторинга ведущихся работ.

В этом подходе совмещено использование ряда количественных показателей с экспертными оценками. Комплексный показатель опасности (далее – КП) рассчитывается на основе:

- активности радиоактивных материалов и веществ, которые находятся на рассматриваемом объекте — A_i (ТБк);
- потенциала радиологической опасности радионуклидов, определенного с учетом возможных сценариев облучения персонала и населения, и характеризующего относительную опасность различных радионуклидов — P_i (Бк⁻¹);
- способности материалов, содержащих радионуклиды, в различных агрегатных состояниях к распространению в окружающей среде;
- интенсивности (частоты) необходимого контроля состояния материалов или объекта;
- уровня неопределенности свойств радиоактивных и иных материалов и веществ, содержащихся в объекте путем сопоставления качественных характеристик материалов;
- состояние барьеров безопасности путем сопоставления качественных характеристик барьеров безопасности объекта и готовности к работам по их восстановлению (усилению).

Расчет КП объекта в целом или его части осуществляется по формуле, которая учитывает две группы факторов:

$$КП = \frac{AC \times \sum_i A_i \times P_i}{СП} \times (ИО \times ИНО)^4, \quad \text{где} \quad (2.22)$$

AC , A_i , P_i , $СП$ – параметры, учитывающие гипотетическую (потенциальную) радиологическую опасность имеющихся в составе объекта радиоактивных веществ и материалов, а $ИО$ и $ИНО$ – параметры, характеризующие его техническое состояние;

AC – параметр, характеризующий агрегатное состояние материалов, содержащих радионуклиды, изменяется в диапазоне от 10^{-6} до 1. Наиболее опасными считаются те состояния, при которых распространение веществ более вероятно (газы, жидкости, мелкодисперсные порошки), а контроль протекающих процессов сложнее.

$СП$ – параметр характеризует время, в течение которого радиоактивный материал можно оставить без наблюдения и других вмешательств, при этом сохраняя уверенность, что безопасность объекта будет обеспечена. Изменяется в диапазоне от 1 до 10^5 .

Параметр $ИО$, называемый также «идентификатор объекта», характеризует состояние объекта, включая состояние барьеров безопасности, изменяется в диапазоне от 2 до 100. Более опасное состояние характеризуется большим значением параметра.

Параметр $ИНО$ характеризует уровень неопределенностей данных об имеющихся в объекте материалах, в том числе содержащих радионуклиды. Его расчет осуществляется аналогично параметру $ИО$.

Основные принципы этого метода применялись для приоритизации работ в рамках Стратегического мастер-плана по утилизации выведенных из эксплуатации объектов атомного флота [Стратегический, 2007]. В работе [Бирюков и др., 2015] метод применен для классификации пунктов временного хранения радиоактивных отходов, для которых характерные значения КП лежали в очень широком диапазоне – от 10^4 до 10^{25} .

Понятно, что описанные выше методы могут быть востребованы на стадии ранжирования ОИАЭ. Однако по мере накопления опыта получения оценок потенциальной опасности различных объектов, и оценок ущерба, соответствующих реальным радиационным воздействиям, будут получены и более реалистичные модели для оценок экологической опасности.

2.7 Радиоэкологическая база данных радиационного мониторинга

В настоящее время достигнут значительный прогресс в разработке ЕГАСМРО, выполняющей оперативное обеспечение органов государственной власти РФ, ее субъектов и других пользователей достоверной информацией о состоянии радиационной обстановки в целях обеспечения радиационной безопасности населения при возникновении радиационных аварий и чрезвычайных ситуаций. В состав программных комплексов подсистем ЕГАСМРО входят банки данных и ряд программ, предназначенных для визуализации представляемой информации и ее оперативного анализа [Арутюнян и др., 2009; Шершаков, 2009; Шершаков и др., 2010].

Представляется актуальной и практически значимой задача разработки радиоэкологической базы данных радиационного мониторинга, ориентированной на удобное для пользователей представление данных мониторинга и интегральную оценку радиоэкологической обстановки в районах расположения ЯРОО на основе обобщенных данных мониторинга и методологии анализа экологического риска.

2.7.1 Цели и задачи радиоэкологического мониторинга ЯРОО

Радиационно-экологический мониторинг – это система регулярных наблюдений за показателями радиоактивного загрязнения окружающей среды и параметрами состояния человека и биоты с целью своевременного выявления и прогноза нежелательных для человека и экосистем последствий [Израэль, 1979; Крышев, Рязанцев, 2010]. Мониторинг является важным средством обеспечения безопасности при использовании ядерной энергии, предупреждения о создающихся опасностях, угрозах и критических ситуациях.

Целями радиационно-экологического мониторинга ЯРОО являются:

- наблюдение за ЯРОО на территории РФ; оценка состояния, тенденций и динамики изменения радиоактивного загрязнения;
- 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.

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 радиозоологического состояния;
- информационное обеспечение подготовки и принятия управленческих решений в области обеспечения радиозоологической безопасности ЯРОО с учетом не превышения социально приемлемого уровня риска для человека.

На рисунке 2.2 представлена схема регулирования радиозоологической безопасностью ЯРОО.

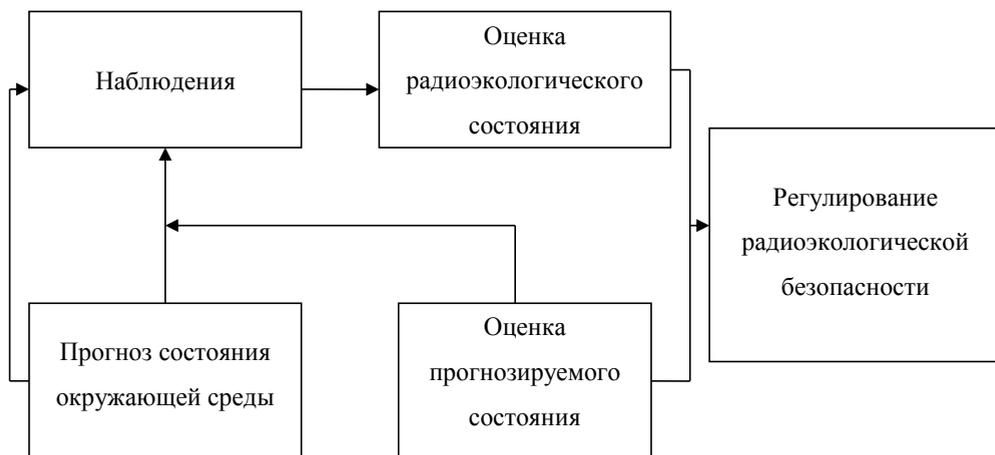


Рисунок 2.2 – Блок-схема регулирования радиозоологической безопасности ЯРОО на основе радиационного мониторинга окружающей среды

2.7.2 Интегральная оценка радиозоологической обстановки в зонах наблюдения ЯРОО

Важным компонентом информационно-аналитического обеспечения экологического мониторинга ЯРОО является интегральная оценка радиозоологического состояния окружающей природной среды на основе методологии анализа риска.

В таблице 2.6 приведены современные рекомендации по организации радиационно-экологического мониторинга в зависимости от уровня радиационного риска для населения [Рекомендации, 2014; IAEA, 2005; Крышев и др., 2009]. Мониторинг вокруг таких объектов призван не допускать необоснованного воздействия предприятия на окружающую среду и человека. Т.е. в данном случае мы имеем дело с ситуацией планируемого облучения и, следовательно, сформулированные требования не следует распространять для ситуаций существующего облучения, где критерии и категории риска имеют иные референтные уровни.

При значениях радиационного риска, превышающих уровень пренебрежимого риска, необходимо проведение мониторинга на основе базисной целевой, более полной, программы для получения достаточной информации для обоснования решения о необходимости оптимизации радиационного риска.

Результаты анализа риска позволяют выполнить идентификацию факторов радиационного воздействия, произвести их ранжирование по уровням радиационного риска, рационально организовать радиационный мониторинг территорий, обеспечить возможность достоверной оценки последствий радиационных аварий и отбор наиболее эффективных мер по преодолению их негативного влияния, оптимизировать защитные

меры по обеспечению приемлемого уровня радиационного риска на рассматриваемой территории.

Таблица 2.6 - Рекомендации по организации радиационного мониторинга окружающей среды в зависимости от уровня дополнительного техногенного годового радиационного риска для населения

| Категория риска | Требования к мониторингу/защитным мерам |
|--|--|
| 1 (неприемлемый) Более $5 \cdot 10^{-5}$ | Мониторинг загрязненной территории по специальной программе Необходимы защитные меры |
| 2 (требуется оптимизация риска) $10^{-5} - 5 \cdot 10^{-5}$ | Непрерывный автоматизированный мониторинг мощности дозы гамма-излучения и некоторых компонент природной среды, с возможностью алармового сигнала; непрерывный отбор воздуха, атмосферных выпадений и поверхностных вод с периодическими измерениями в лаборатории; периодический отбор проб почвы, донных отложений, биоиндикаторов с последующими измерениями в лаборатории |
| 3 (малый) $10^{-6} - 10^{-5}$ | Периодические пробоотбор и измерения содержания радионуклидов в компонентах природной среды для подтверждения не превышения заданного уровня риска |
| 4 (пренебрежимый) Менее 10^{-6} | В установленном порядке источник ионизирующего излучения может быть выведен из-под регулярного контроля (при условии невозможности радиационной аварии) |

Интегральность оценки риска позволяет сравнивать на единой методической основе опасность различных составляющих загрязнения окружающей среды, оптимизировать ее мониторинг, что имеет существенное практическое значение для обоснования принятия решений в области охраны окружающей среды. Кроме того, использование обобщенных статистически достоверных данных мониторинга позволяет существенно уменьшить неопределенности в оценках дозы и риска для населения и объектов биоты.

Таким образом, использование методологии анализа риска дает современный метод интегральной оценки радиационного состояния окружающей среды, что является одной из основных задач радиационного мониторинга.

2.7.3 Структура базы радиэкологических данных мониторинга окружающей среды в районах расположения ЯРОО

Важной задачей экологического мониторинга ЯРОО является создание информационного пространства на основе радиэкологической 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 радиэкологического мониторинга информационная система имеет важное значение для объективного информирования населения и формирования позитивного отношения общественности к развитию ядерной энергетики.

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

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

- подготовка информации для тестирования радиоэкологических моделей;
- оценка радиоэкологического риска для населения и референтных объектов флоры и фауны;
- оптимизация регламентов радиоэкологического мониторинга и их гармонизация с международными рекомендациями и стандартами;
- обмен информацией о радиоэкологическом состоянии окружающей среды с другими информационными системами;
- представление 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 рисунке 2.3.

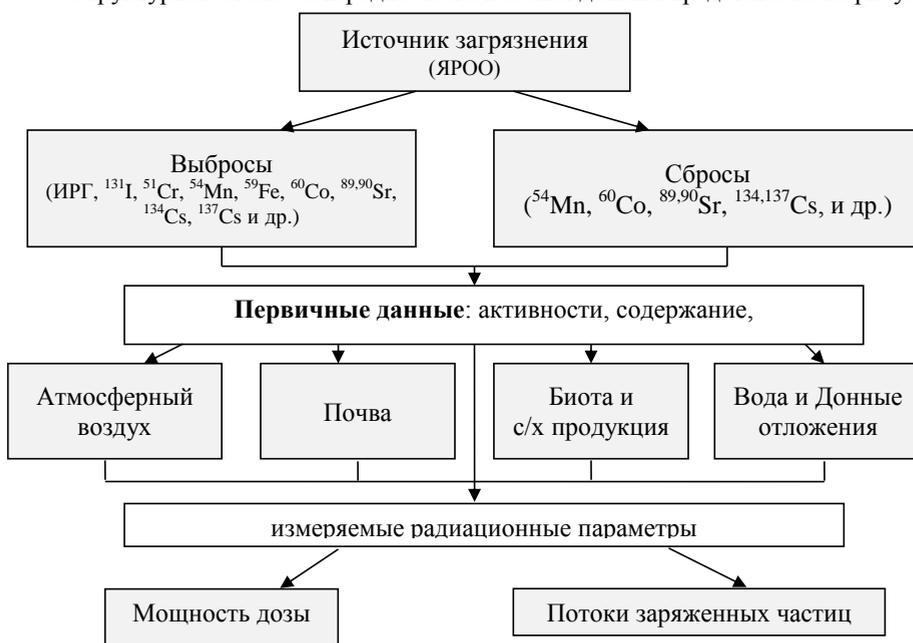


Рисунок 2.3 – Типовая схема базы радиоэкологических данных

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 рисков для человека и биоты и общего радиоэкологического воздействия, на основе которых могут приниматься управленческие решения.

2.7.4 Гармонизация с международными нормативно-методическими документами

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 радиэкологических данных в районах размещения ЯРОО на территории РФ целесообразно придерживаться рекомендаций МАГАТЭ [IAEA, 2005, 2010].

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.

Различают следующие типы радиационного мониторинга окружающей среды: мониторинг в условиях контролируемых выбросов радионуклидов (планируемое облучение); мониторинг в условиях неконтролируемых выбросов (аварийный мониторинг); мониторинг загрязненных территорий (существующее облучение) [IAEA, 2005].

Методология анализа риска и оценки радиэкологического воздействия могут быть использованы для оптимизации регламентов радиационного мониторинга окружающей среды (см. таблицу 2.6). На разработку регламента радиационного мониторинга окружающей среды оказывают влияние следующие факторы [IAEA, 2005], 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 [IAEA, 2005] 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 [Крышев и др., 2009].

Пример рекомендаций по выбору компонентов природной среды и частоте отбора проб в регламенте радиационного мониторинга при штатных условиях эксплуатации радиационных объектов приведен в таблице 2.7 [IAEA, 2005].

Таблица 2.7 - Рекомендации МАГАТЭ по выбору компонент природной среды и частоте отбора проб для радиационного мониторинга среды при штатных выбросах радионуклидов

| Компонент | Частота отбора проб |
|--|---|
| Мощность дозы гамма-излучения | Непрерывно |
| Интегральная доза гамма-излучения | 2 раза в год |
| Воздух | Непрерывный отбор, Ежедневные измерения |
| Атмосферные выпадения | Непрерывный отбор, Ежемесячные измерения |
| Почва | 1 раз в год |
| Наземные биоиндикаторы (мох, грибы, трава) | 1 раз в год |
| Поверхностные воды | Непрерывный отбор, Ежемесячные измерения |
| Донные отложения | 1 раз в год |
| Водные биоиндикаторы (водоросли, бентос) | 2 раза в год |
| Рыба | 1 раз в год |
| Питьевая вода | 2 раза в год |
| Сельскохозяйственные продукты | 1 или несколько раз в год, в зависимости от вида продукта |

Представленный пример соответствует рекомендациям по организации системы радиационного мониторинга окружающей среды при малых уровнях радиационного риска.

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.

Литература к главе 2

1. Арутюнян Р.В., Беликов В.В., Беликова Г.В. и др. Новые эффективные численные методики моделирования процесса распространения радионуклидов в атмосфере и их практическое использование. // Известия академии наук, серия Энергетика, 1995. – №4. – С. 31-44
2. 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», №6, 2009.
3. Бирюков Д.В. Дорогов В.И., Спивак Т.А., Ковальчук Д.В. О ранжировании потенциальных источников радиационного риска // Вопросы радиационной безопасности. 2013. № 3. С. 44-48.

4. Бирюков Д.В., Ведерникова М.В., Ковальчук Д.В., Савкин М.Н., Самойлов А.А. Практические потребности развития методологии анализа риска для заключительной стадии жизненного цикла // Радиация и риск. 2015. Т.24 № 2. С. 116-130.
5. Гмурман В.Е. Теория вероятностей и математическая статистика. – М., 2007. – 479 с.
6. ГОСТ Р 16269-7-2004 «Статистические методы. Статистическое представление данных. Медиана», 2004. – 15 с.
7. ГОСТ Р ИСО 14001-2007. «Системы экологического менеджмента. Требования и руководство по применению», 2007. – 28 с.
8. ГОСТ Р ИСО 50779-22-2005 «Статистические методы. Статистическое представление данных. Точечная оценка и доверительный интервал для среднего», 2005. – 11 с.
9. ГОСТ Р ИСО 5479-2002 «Статистические методы. Проверка отклонения распределения вероятностей от нормального распределения», 2002. – 31 с.
10. Гусев Н.Г., Беляев В.А., Радиоактивные выбросы в биосфере; 2-е издание, переработанное и дополненное — Москва: Энергоатомиздат, 1991.
11. ДВ-98. Руководство по установлению допустимых выбросов радиоактивных веществ в атмосферу. Госкомэкология России. Минатом России. – М., 1999. – 365 с.
12. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды / Ленинград: Гидрометеиздат, 1979 г.
13. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет Научного комитета ООН по действия атомной радиации 2000 года Генеральной Ассамблее ООН с научными приложениями. – М.: РАДЭКОН, 2002. – Т.2– 352 с.
14. Казаков С.В., Киселев В.П., Крылов А.Л. Моделирование переноса, перераспределения и накопления радионуклидов в водоемах. Прогнозирование долгосрочного переноса и накопления радионуклидов в речном русле при помощи информационно-моделирующей системы «Кассандра». В кн. Вопросы радиозкологии, 2009. – 444 с.
15. Казаков С.В., Уткин С.С. Подходы и принципы радиационной защиты водных объектов. Под ред. И.И. Линге. – М.: Наука, 2008. – 318 с.
16. Кларк Р. Меморандум. Эволюция системы радиационной защиты: обоснование необходимости разработки новых рекомендаций МКРЗ // Медицинская радиология и радиационная безопасность, 2003. – Т. 48, №4. – С. 26–37
17. Кобзарь А.И. Прикладная математическая статистика. Для инженеров и научных работников. – М.: Физматлит, 2006. – 816 с.
18. Котеров А.Н. Малые дозы радиации: факты и мифы. Книга первая. Основные понятия и нестабильность генома. М.: Изд-во «ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России», 2010 — 283 с.
19. Котеров А.Н., Вайнсон А.А. Биологические и медицинские эффекты излучения с низкой ЛПЭ для различных диапазонов доз. Мед. Радиология и радиационная безопасность, 2015, т. 60 № 3, сс. 5-31.
20. 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.
21. Крышев А.И. Динамическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах // Проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды. Т. 2, Обнинск, ВНИИГМИ-МЦД, 2010. - С. 100 – 114.
22. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России – 2-е изд., перераб. И доп. – М.:ИздАТ, 2010 – 494 с. ISBN 978-5-86656-243-5
23. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Имитационные модели динамики экосистем в условиях антропогенного воздействия ТЭС и АЭС. - Москва, Энергоатомиздат, 1990. – 184 с .

24. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Санина К.Д. Анализ риска по данным экологического мониторинга. Атомная энергия, 2009. – Т. 106. – №. 6. – С. 332 - 339.
25. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Санина К.Д., Дмитриева М.А. Анализ радиационного риска по данным сети радиометрических наблюдений Росгидромета (методические рекомендации) // Сборник докладов второй Всероссийской научно-практической конференции «Состояние и развитие единой государственной системы контроля радиационной обстановки на территории Российской Федерации». Обнинск, ГУ «НПО «Гайфун», 26-29 октября 2009 г. – С.436-450.
26. МАГАТЭ, 2007. Международное Агентство по атомной энергии. Основопологающие принципы безопасности. Серия норм МАГАТЭ по безопасности № SF-1. – Вена: МАГАТЭ, 2007. – 168 с.
27. МАГАТЭ, 2011. Международное Агентство по атомной энергии. Проект Требований безопасности: Радиационная защита и безопасность источников облучения: Международные основные нормы безопасности. Общие требования безопасности, № GSR часть 3. – Вена: МАГАТЭ, 2011. – 318 с.
28. Махонько К.П. Ветровой подъем радиоактивной пыли с земли. Обнинск, НПО «Гайфун», 2008. – 427 с.
29. Методика по расчету предельно допустимых выбросов (ПДВ) радиоактивных веществ с атомных станций (АС) в атмосферу (методика ПДВ АС-2013). МТ 1.2.5.05.0161-2013 – М., Росэнергоатом, 2013. – 56 с.
30. 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 г. № 1-1/310-Р. – 85 с.
31. МКРЗ, 2004. Международная Комиссия по Радиологической защите. Публикация 91. Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека. Перевод с английского. – М.: Изд. «Комтехпринт», 2004. –76 с
32. МКРЗ, 2009. Международная комиссия по радиационной защите. Рекомендации 2007 года МКРЗ. Публикация 103. – М.: ФМБЦ им. А.И. Бурназяна при поддержке ФМБА России, 2009. – 314 с.
33. Моделирование распространения радионуклидов в окружающей среде. Науч. Ред. Р.В.Арутюнян. Труды ИБРАЭ РАН, вып. 9, М.: Наука, 2008. 229 с.
34. Научно-техническое пособие по подготовке обосновывающих материалов для принятия решения об отнесении радиоактивных отходов к особым радиоактивным отходам. Версия 2.0. Абалкина И.Л., Барчуков В.Г., Бочкарев В.В., Ведерникова М.В., Дорогов В.И., Кочетков О.А., Крышев И.И., Линге И.И., Панченко С.В. Савкин М.Н., Уткин С.С. под общей ред. Линге И.И., ИБРАЭ РАН, 2014, 157 с.
35. 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.
36. Основные рекомендации по выполнению вероятностного анализа безопасности атомных станций. РБ-032-02. Федеральная служба по атомному надзору, Москва, 2004
37. 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» ноября 2012 г. № 639
38. Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту. – М., 2015 г. (в печати).
39. Пронкин Н.С., Шарафутдинов Р.Б., Ковалевич О.М., Сметник А.А., Левин А.Г., Кабакчи С.А., Масанов О.Л. Классификация водоёмов-хранилищ жидких

- радиоактивных отходов по опасности // Атомная энергия. 2003. Т. 94, вып. 6. С. 449–457.
40. Рекомендации Р 52.18.787-2013. Методика оценки радиационных рисков на основе данных мониторинга радиационной обстановки. Вводятся в действие с 1 ноября 2014 г. Приказом Росгидромета № 566 от 28 октября 2013 г. Обнинск, ФГБУ «НПО «Тайфун», 2014. – 115 с.
 41. 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 г.). – 55 с.
 42. Рекомендации РБ-022-01. Рекомендации по оценке характеристик смерча для объектов использования атомной энергии. – М., Госатомнадзор, 2002. – 23 с.
 43. Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий. Справочное руководство. Москва, ИздАТ, 1993. – 336 с.
 44. Росгидромет, 2000. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1999 году. – Обнинск, 2000. – 239 с.
 45. Росгидромет, 2001. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2001. – 251 с.
 46. Росгидромет, 2002. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2002. – 225 с.
 47. Росгидромет, 2003. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году: Ежегодник / ГУ «НПО Тайфун» - СПб.: Гидрометеиздат, 2003. – 248 с.
 48. Росгидромет, 2004. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2004. – 274 с.
 49. Росгидромет, 2005. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году. – М., Метеоагентство Росгидромета, 2005. – 288 с.
 50. Росгидромет, 2006. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году. – М., Метеоагентство Росгидромета, 2006. – 273 с.
 51. Росгидромет, 2007. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году. – Н. Новгород: Вектор-Тис, 2007. – 280 с.
 52. Росгидромет, 2008. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году. – Обнинск: ВНИИГМИ - МЦД, 2008. – 285 с.
 53. Росгидромет, 2009. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. – Обнинск: Росгидромет, 2009. – 297 с.
 54. Росгидромет, 2010. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году. – Обнинск: Росгидромет, 2010. – 316 с.
 55. Росгидромет, 2011. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. – Обнинск: Росгидромет, 2011. – 281 с.
 56. Росгидромет, 2012. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. – Обнинск: Росгидромет, 2012. – 297 с.
 57. Росгидромет, 2013. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. – Обнинск: Росгидромет, 2013. – 344 с.
 58. Росгидромет, 2014. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. – Обнинск: Росгидромет, 2014. – 358 с.
 59. Росгидромет, 2014. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году: Ежегодник / ФГБУ «НПО Тайфун» - Обнинск: Росгидромет, 2015. – 350 с.
 60. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. Р 2.1.10.1920-04. Москва, 2004. – 12 с.
 61. СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009. «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.

62. Смирнов В.В. Ионизация в тропосфере. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1992.
63. Стратегический мастер-план утилизации и экологической реабилитации выведенных из эксплуатации объектов атомного флота и обеспечивающей инфраструктуры в Северо-западном регионе России. Под ред. А.А. Саркисова, 2007.
64. Стыро Б. И., Буткус Д. В. Геофизические проблемы криптона-85 в атмосфере. 1988. Вильнюс: Мокслас. 160 с.
65. Трахтенгерц Э.А., Шершаков В.М., Камаев Д.А. Компьютерная поддержка управления ликвидацией последствий радиационного воздействия. – М., СИНТЕГ, 2004. – 460 с.
66. Федеральный закон от 11 июля 2011 г. № 190-ФЗ «Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации». – 36 с.
67. Фесенко С.В., Скотникова О.Г., Скрябин 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.
68. Хандогина Е.К., Пахомов А.Ю., Пахомова И.А., Панченко С.В., Рачкова Е.Н., Никишин Д.А., Федотова Н.А. Разработка интегрального критерия оценки экологического воздействия ядерных энерготехнологий // Экологический вестник, 2010. – № 1. – С. 26-33.
69. Шершаков В.М. Особенности организационного управления в ЕГАСКРО // Сб. докладов 2-ой Всероссийской Научно-практической Конференции «Состояние и развитие ЕГАСКРО на территории РФ», Обнинск, 2009. – 35 с.
70. Шершаков В.М., Булгаков В.Г., Крышев И.И., Косых В.С., Бурков А.И., Прописнова М.В. (2010). Экологический мониторинг ядерно и радиационно опасных объектов. - Безопасность окружающей среды, 2010, № 3. - С. 12-16.
71. Avila R. Model of the long-term transfer of radionuclides in forest. Report for SKB, 2004. – P. 55.
72. 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.
73. Basic Safety Principles for Nuclear Power Plants 75-INSAG-3 Rev.1. INSAG-12. A report by the International Nuclear Safety Advisory Group. International Atomic Energy Agency, Vienna, 1999
74. Bulgakov V.G., Gariyants A.M., Kosykh V.S., Shershakov V.M.. Decision support system RECASS NT. – Netherlands, 2006. – P. 179 - 189.
75. EPA. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC; EPA/630/P-03/001FMarch 2005.
76. FASSET, 2003. Framework for Assessment of Environmental Impact. D. Woodhead and I. Zinger, eds. Deliverable 4: Radiation effects on plants and animals, 2003. – P. 97.
77. Guidance for Environmental Background Analysis. Naval Facilities Engineering Command. 20374-5065. – Washington, DC., 2002. – P. 191.
78. IAEA, 2001. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety Report Series, N 19. IAEA, Vienna, 2001. – 213 p.
79. IAEA, 2003 - International Atomic Energy Agency. Safety indicators for the safety assessment of radioactive waste disposal. IAEA-TECDOC-1372. Vienna, 2003. – 41 p.
80. 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.
81. IAEA, 2014. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, IAEA Safety Standards Series No. General Safety Requirements, Part 3. No GSR-3, IAEA, Vienna, 2014.

82. IAEA, 2014. Safety Standards Series No. GSR Part 6. Decommissioning of Facilities, Vienna, 2014, 44 p.
83. 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.
84. 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. – P.313.
85. 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.
86. 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.
87. ICRP, 2014. International Commission on Radiological Protection. Publication 124. Protection of the Environment under Different Exposure Situations. Annals of the ICRP, 2014. – 59 p.
88. Kryshev 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.
89. 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.
90. NCRP, 1991. National Council on Radiation Protection and Measurements. Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms. NCRP Report № 109. – Bethesda, Maryland, USA, 1991. – P. 115.
91. NCRP, 2004. National Council on Radiation Protection and Measurements. Approaches to risk management in remediation of radioactively contaminated sites. Recommendations of the National Council on radiation protection and measurements. NCRP report N.146. – Bethesda, Maryland. – USA, 2004. – P. 290.
92. Pakhomov A.Yu., Khandogina E.K., Pakhomova I.A., Panchenko S.V. The development of complex criterion of environmental effects evaluation of nuclear power technology. – Stockholm, Sweden, 2010. – P. 200-212.
93. Pentreath, 2002. Radiation protection of people and the environment: developing a common approach // Journal of Radiological Protection, 2002. – Vol. 22. – P. 1-12.
94. Pentreath, 2003. Evaluation the Effects of Ionizing Radiation Upon the Environment. II Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionizing Radiation (SPEIR 3). IAEA, Vienna, Austria. 2003.
95. Polikarpov G.G. The future of radioecology: in partnership with chemo-ecology and eco-ethics // Journal of Environmental Radioactivity, 2001. – Vol 53. – P. 5–8.
96. Protection of Non-Human Biota From Ionizing Radiation. Advisory Committee on Radiation Protection of the Canadian Nuclear Safety Commission (CNSC), INFO-0730. – Ottawa, ON, 2002. – P.30
97. Sazykina T.G. Modelling Radioactivity in the Environment. A companion series to the Journal of Environment Radioactivity. Radioactivity in the Environment, 2003. Volume 4. Edited by E.M.Scott. ELSEVIER SCIENCE Ltd. – P.391-416.
98. Sazykina T.G. ECOMOD – An ecological approach to radioecological modelling. Journal of Environmental Radioactivity 50(3), 2000. – pp. 207-220.
99. 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.

100. 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.
101. 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.
102. Sazykina, T., Kryshev, A. I. Radiation effects in wild terrestrial vertebrates – the EPIC collection // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2006. – 88.– №.1. – P. 11-48
103. Till J.E., Grogan H.A., (Eds). *Radiological Risk Assessment and Environmental Analysis*. Oxford University Press, 2008 - 729 p.
104. UK Nuclear Decommissioning Authority Doc No EGPR02. NDA Prioritisation – Calculation of Safety and Environmental Detriment Scores, Rev. 6, April 2011.
105. UK Nuclear Decommissioning Authority. Doc No EGPR02-WI01. Instruction for the Calculation of the Radiological Hazard Potential, Rev.3, March 2010.
106. 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.
107. Ulanovsky A., Pröhl G., Gomez-Ros J. Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2006.– № 99. – P. 1440 - 1448.
108. 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. – P. 86.
109. UNSCEAR, 2000. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly, with annexes. – United Nations, New York, 2000. – P. 152.
110. UNSCEAR, 2006. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Report to the General Assembly, Scientific Annexes A and B; Volume II: Scientific Annexes C, D and E. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2006 Report. United Nations sales publications E.08.IX.6 (2008) and E.09.IX.5 (2009). – UN, New York, 2009. – P. 236.
111. 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. V. II. Scientific Annex E. Effect of Ionizing Radiation on Non-Human Biota. New York, 2011. 164 p.
112. US DOE, 1998. U.S. Department of Energy. Radiological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Aquatic Biota at Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, July 1998 – P.25.
113. WHO, 2006. World Health Organization. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global update 2005 – Summary of risk assessment/ WHO/SDE/PHE/OEH/06.02, 2006 – P. 31.

Глава 3 Оценка радиозоологического воздействия предприятий отрасли

В разделе будет дана оценка радиационной обстановки для площадок расположения ряда ведущих предприятий отрасли в соответствии с требованиями МКРЗ и МАГАТЭ. В оценках существующего радиационного фона исходили из того, что все события, влияющие на его изменения и произошедшие до 2001 года, относятся к «существующему облучению». Выбросы и сбросы предприятий, начиная с 2001 г., определяют планируемое облучение, регулируемое НРБ-99 и НРБ-99/2009 и другими нормативными актами.

3.1 Приаргунское производственное горно-химическое объединение (ППГХО)¹²

ОАО «Приаргунское производственное горно-химическое объединение», до акционирования известное как Приаргунский горно-химический комбинат, более 40 лет является основным уранодобывающим предприятием в России и одним из крупнейших в мире поставщиком природного урана (около 5 % мировой добычи). Потребителями уранового концентрата, производимого ПАО «ППГХО», являются ОАО «Новосибирский завод химконцентратов» и ОАО «Машиностроительный завод» (г. Электросталь), на которых изготавливаются тепловыделяющие элементы, используемые в качестве топлива на АЭС. ПАО «ППГХО» – крупнейшее многоотраслевое горнодобывающее предприятие, осуществляющее деятельность в следующих направлениях:

- подземная добыча урановых руд;
- переработка руд гидрометаллургическим способом с получением природной закиси-оксида урана;
- добыча бурого угля;
- выработка серной кислоты для перерабатывающего производства;
- добыча артезианской воды для питьевого водоснабжения всей промплощадки и города;
- ремонтно-механическое обслуживание основного производства;
- выработка электрической энергии и коммунально-бытовое обеспечение промышленных и городских потребителей электроэнергией, водой и теплом.

Урановая руда добывается подземным способом на урановых месторождениях, расположенных в Краснокаменском административном районе Забайкальского края Российской Федерации (РФ).

ПАО «ППГХО» является градообразующим промышленным предприятием, оно расположено в юго-восточной части Забайкальского края в 18 км восточнее г. Краснокаменска и в 460 км от г. Читы. Общая численность населения города Краснокаменска составляет 54 тысячи человек. Город Краснокаменск расположен в равнинной части пади Сухой Урулунгуй, имеет наиболее благоприятную в санитарном отношении розу ветров с господствующими ветрами западных румбов [ППГХО, 2013].

На территории Краснокаменского района находятся урановые рудники, гидрометаллургический завод (ГМЗ), серноокислотный завод (СКЗ), угольный разрез и тепловая электростанция (рисунок 3.1).

¹² 13 января 2015 года в соответствии с Федеральным законом от 05.05.2014 № 99-ФЗ «О внесении изменений в главу 4 части первой Гражданского кодекса Российской Федерации и о признании утратившими силу отдельных положений законодательных актов Российской Федерации» фирменное наименование Общества изменено на Публичное акционерное общество «Приаргунское производственное горно-химическое объединение» (ПАО «ППГХО»).



Рисунок 3.1 - План размещения объектов ОАО «Приаргунское производственное горно-химическое объединение» [ППГХО, 2013]

Промышленные объекты ПАО «ППГХО» размещены за горными хребтами, экранирующими наиболее опасные для г. Краснокаменска восточные ветры. Качество атмосферного воздуха, оцененное по методикам Росгидромета, характеризуется индексом загрязнения атмосферы (ИЗА), который классифицируется как «низкий, мало влияющий на здоровье» [ППГХО, 2012, 2013].

Площадь санитарно-защитной зоны (СЗЗ) ПАО «ППГХО» составляет 140,45 км², в том числе: 129 км² – объединенная СЗЗ промышленных объектов ПАО «ППГХО» в районе добычи урановых руд, их гидрометаллургической переработки, а также хранилищ РАО; 11,45 км² – СЗЗ бурогоугольного разреза «Уртуйский» [ППГХО, 2012].

3.1.1 Систематизация радиозоологической информации района расположения ПАО «ППГХО»

Климатические условия

Климат Забайкальского края резко континентальный с неравномерным распределением осадков в течение года; со значительными годовыми и суточными колебаниями температуры воздуха [Доклад, 2011-2013]. Зима длительная и холодная. В этот период выпадает незначительное количество осадков, характерны сильные морозы, резкие перепады температуры в течение суток. Лето короткое, сравнительно теплое. 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. Среднегодовая температура воздуха составляет 3,2 °С, относительная влажность воздуха – 64 %. В год выпадает около 340 мм осадков, основная их часть летом и осенью.

Мощность снежного покрова небольшая, составляет в среднем 13 см. Весной, в результате перестройки барического поля, наблюдается значительное усиление ветра и возврат холодов. Весна, как и зима, отличается большой сухостью воздуха. Осадков в этот

период выпадает также мало. Для весны характерно быстрое повышение средних суточных температур воздуха, в мае она уже достигает 11°C. В летний период самым теплым месяцем является июль. Абсолютный максимум в самые жаркие дни в отдельные годы может достигать 41°C тепла. Осадков в теплый период выпадает 317 мм, что составляет 93 % годовой суммы. Максимум осадков приходится на июль месяц, причем большая часть летних осадков выпадает в виде кратковременных, но интенсивных ливней. Осень наступает быстро. Заморозки начинаются при сравнительно высоких средних суточных температурах. Туманы в Краснокаменске явление редкое (в среднем менее 4 дней в году). Для района характерна значительная продолжительность суточного сияния (более 2400 часов в год), большое количество солнечных дней. Существенной особенностью метеорологического режима, оказывающей влияние на перенос радиоактивных веществ, является относительно высокое количество штилей (около 48 %). При смещении атмосферных фронтов наблюдаются такие неблагоприятные метеорологические явления, как сильный ветер, метели, ливни и шквалы. Эпизодически, в июле 1988 г. и августе 1999 г., на территории Забайкальского края, вне района расположения ПАО «ППГХО», регистрировались смерчи класса 1 и 2 по F-шкале Фуджиты [РБ-022-01, 2002], для которых характерны повалы деревьев и повреждения отдельных неустойчивых построек.

Природа, растительность и животный мир

Почвенный покров Забайкальского края обусловлен климатическими условиями, рельефом местности, почвообразующими породами, растительностью, а также грунтовыми водами и хозяйственной деятельностью. Почвообразующие факторы способствовали формированию сложного и различного по характеру почвенного покрова на территории края.

На юго-востоке Забайкальского края в районе расположения ПАО «ППГХО» лесостепь переходит в степную природную зону, являющуюся северной окраиной монгольских степей. В степной зоне формируются каштановые почвы, которые характеризуются низким потенциальным плодородием, слабой обеспеченностью подвижными фосфатами, легким механическим составом, малой мощностью гумусового горизонта. В этой же зоне распространены солонцово-солончаковые комплексы почв. Здесь же сформированы черноземы и лугово-черноземные типы почв, отличающиеся более высоким содержанием гумуса, которые имеют мало- и среднемощный гумусовый горизонт.

К особенностям территории следует отнести значительное количество антропогенных форм рельефа, таких как карьеры и котлованы, шлаковые поля и отвалы, что связано с деятельностью объектов горно-добывающей промышленности [Доклад, 2011-2013]. 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 [Тютюнник, 1996]. Формируемые при добыче урана отвалы являются одним из главных факторов геохимического воздействия на окружающую среду. При ведении горных работ непосредственному воздействию подвергаются сами недра. Кроме этого, 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 (рисунок 3.2) и отвалов. Отметим, что антропогенные нарушения рельефа характерны не только для добычи урана, но и для других видов деятельности горно-добывающей промышленности, например, для добычи угля [Экологические, 1989]. На ПАО «ППГХО» для нужд ТЭЦ и населения осуществляется добыча бурого угля на разрезе «Уртуйский» открытым

способом с частичным использованием взрывчатых веществ в зимнее время [ППГХО, 2012, 2013]. Пустая порода транспортируется в породные отвалы, а уголь, в зависимости от качества, используется либо на местной ТЭЦ, либо отпускается сторонним потребителям.

Площадь нарушенных земель в районе расположения ПАО «ППГХО» составляет 2,7 тыс. га (27 км²) [Доклад, 2012], или 19 % от площади санитарно-защитной зоны. Наиболее значимое воздействие на состояние окружающей среды оказывают хвостохранилища и карьеры объединения, а также гидрозолоотвал Краснокаменской ТЭЦ. В гидрозолоотвале ТЭЦ фильтрационные потери через дно и дамбу составляют примерно 373 тыс. м³/год или 1 тыс. м³/сут. В результате происходит подъем грунтовых вод, что способствует подтоплению и заболачиванию территории [Доклад, 2012].



Рисунок 3.2 - Карьер на ПАО «ППГХО»

С целью решения ранее накопленных экологических проблем на ПАО «ППГХО» планомерно ведутся работы по рекультивации нарушенных земель. В частности, проводятся работы по рекультивации отработанного пространства бурогоугольного разреза «Уртуйский».

На юго-востоке Забайкальского края, в районе расположения ПАО «ППГХО», преобладает степная растительность, лесистость в этом районе составляет порядка 5÷10 % [Доклад, 2011]. Растительный покров степей очень разнообразен и включает в себя не только травянистые растения, но и заросли кустарников.

В основном преобладают злаки, в травостое часто встречаются бобовые (в основном многолетние). Они представлены такими видами, как горошки – однопарный, мышинный, клевер – мопиновый, остролодочник, тысячелистный и др. На сырых участках степи можно встретить различные виды осоки – твердоватая, степовидная и другая. Так же на территории произрастают сорные растения: конский щавель, борщевик, восьмиллисточник, и другие.

На территории Забайкальского края обитает более 500 видов позвоночных животных, из них более 80 видов млекопитающих, более 330 видов птиц, 5 видов земноводных и 5 видов пресмыкающихся. Относительно низкое разнообразие и численность земноводных и пресмыкающихся связано с достаточно суровыми климатическими условиями обитания этих видов, вследствие чего они не достигают заметного разнообразия и высокой численности [Доклад, 2011-2013]. Часть видов животных включены в региональную Красную книгу. В водоемах края отмечается более 60 видов рыб. Наиболее разнообразно представлено семейство карповых рыб. Видовое разнообразие животного мира непосредственно в СЗЗ ПАО «ППГХО» существенно обеднено из-за производственной деятельности.

Водопотребление

Предприятие осуществляет забор воды из следующих источников:

- из Восточно-Урулонгуевского бассейна подземных вод в объеме 18303 тыс. м³ (при установленном лимите 21000 тыс. м³);
- из поверхностных вод реки «Аргунь» в объеме 3515 тыс. м³ воды (при установленном лимите 8000 тыс. м³).

Забранная из подземного бассейна вода в объеме 11020 тыс. м³ или 60,2 % расходуется на производственные нужды предприятия и для подпитки системы горячего водоснабжения города и производственных объектов; 5347 тыс. м³ – 29,2 % используется в питьевом водообеспечении. Объем потерь – 10,6 %.

Техническая вода, забираемая из реки Аргунь, поступает в резервное водохранилище для дальнейшего ее использования на ТЭЦ, полива и поддержания уровня воды в водохранилище.

Дополнительные источники получения воды на предприятии:

- дренажные воды разреза «Ургуйский» – 4585 тыс. м³;
- шахтные воды уранового горнорудного производства – 6070 тыс. м³.

Шахтные воды уранового горнорудного производства используются в технологии гидрометаллургического завода. Хозбытовые сточные воды в объеме 12553,6 тыс. м³/год отводятся в смеси с промстоками ТЭЦ в систему Умыкейских озер.

Выбросы и сбросы радионуклидов

Выбросы ПАО «ППГХО» и их радионуклидный состав в 2010-2014 гг. представлены в таблице 3.1 [ППГХО, 2011–2013; Росгидромет, 2011-2015]. Смесь радионуклидов урана, ²²⁶Ra, ²³⁰Th, ²¹⁰Po выбрасывается при эксплуатации ГМЗ, из шахтных стволов и вентиляционных шурфов Уранового горнорудного управления (УГРУ), а также из труб ТЭЦ.

Таблица 3.1 - Выбросы радионуклидов в атмосферу на ПАО «ППГХО», ГБк/год

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

Примечание: * – до 2011 г. ПДВ для ²³²Th составлял 0,77 ГБк/год;

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

Радионуклиды ²²²Rn, ²¹⁸Po, ²¹⁴Pb и ²¹⁴Bi выбрасываются из стволов и вентиляционных шурфов УГРУ, ²³²Th и ⁴⁰K – только из труб ТЭЦ. Фактические выбросы всех радионуклидов на ПАО «ППГХО» не превышают допустимых.

В таблице 3.1 обращает на себя внимание нормирование выброса такого примордиального радионуклида как ⁴⁰K. Как отмечалось в первой главе, 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 элемента. Другое дело, что выброс калия происходит не сам по себе, а вкуче со многими вредными веществами, количество которых следовало бы ограничивать. Сам же ⁴⁰K не относится к загрязняющим веществам, поскольку не существует в «чистом» виде, а всегда

присутствует в естественной смеси с другими изотопами калия [Перечень, 2015]. 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 радиоактивных отходов ГМЗ, имеющих специальный противофильтрационный экран. Хозяйственно-бытовые стоки г. Краснокаменска и промышленных объектов ПАО «ППГХО» очищаются на городских очистных сооружениях, смешиваются с промышленными стоками ТЭЦ, причем только в зимний период, и далее сбрасываются в озера-накопители – в систему Умыкейских озер [Кириченко, 2013]. Взаимное проникновение шахтных вод и хозяйственно-бытовых стоков исключено, так как имеются раздельные 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 2012 г. составил $1,25 \cdot 10^7 \text{ м}^3$. Активность сбросов радионуклидов на ПАО «ППГХО» в 2010-2014 гг. представлена в таблице 3.2 [Серебряков, Брыкин, 2013; Росгидромет, 2012-2015].

Таблица 3.2 - 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 |
| 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 |
| УВ, Бк/л | | 0,11 | 0,20 | 0,49 | 0,65 | 3,0 |

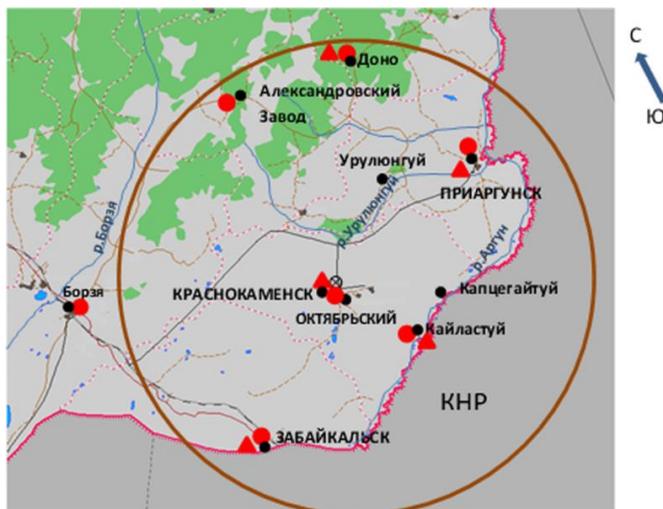
Объемная активность урана, ^{226}Ra и ^{230}Th в сбрасываемой смеси стоков по данным ПАО «ППГХО» ниже уровня вмешательства (УВ) для питьевой воды по НРБ-99/2009, табл. Объемная активность ^{210}Pb и ^{210}Po в сбросных водах может превышать УВ для питьевой воды в 1,1÷1,2 раза. Водоёмы, в которые поступают сбросные воды, предназначены для технологических целей и в целях питьевого водоснабжения не используются.

Твердые радиоактивные отходы (ТРО) ПАО «ППГХО» представляют собой «хвосты» гидрометаллургической переработки урановых руд, радиоактивный лом черных металлов, которые размещены в хвостохранилищах «Верхнее» и «Среднее». Закрытые радиоактивные источники, выведенные из эксплуатации, размещены в специальном хранилище. Всего на предприятии размещено $6,36 \cdot 10^7 \text{ т}$ ТРО. Суммарная активность альфа-излучающих нуклидов ТРО составляла $3,70 \cdot 10^{15} \text{ Бк}$; бета, гамма-излучающих нуклидов – $1,35 \cdot 10^{15} \text{ Бк}$. Основные радионуклиды в ТРО: ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Pb , ^{210}Po , природный уран [Росгидромет, 2012, 2013].

Для обеспечения изоляции ТРО созданы искусственные защитные дамбы, в чаше хвостохранилища имеется противофильтрационный экран из двух слоев специальной

полиэтиленовой пленки, суглинка и каменной наброски. Контроль утечек дамбовых вод из хвостохранилищ ГМЗ осуществляется посредством периодического отбора проб из наблюдательных скважин. Перехват загрязненных грунтовых вод производится сетью скважин. Загрязненная вода возвращается на технологические нужды основного и вспомогательного производств. Контроль состояния хранилищ радиоактивных отходов включает визуальные и инструментальные наблюдения – геодезический контроль деформации сооружения; наблюдения за фильтрацией с помощью контрольных скважин; ежесменный контроль заполнения емкости хвостохранилища и контроль качества осветленной воды.

Радиационный мониторинг в 100-км зоне ПАО «ППГХО» осуществляет Забайкальское УГМС путем ежедневных наблюдений за γ -фоном на шести станциях и атмосферными радиоактивными выпадениями на пяти станциях, расположение которых показано на рисунке 3.3.



Обозначения: ● - наблюдения за γ -фоном; ▲ - отбор проб атмосферных выпадений;
⊗ - ПАО «ППГХО»

Рисунок 3.3 – Расположение пунктов радиационного мониторинга в 100-км зоне вокруг ПАО «ППГХО»

Контроль радиационной обстановки в СЗЗ и ЗН ПАО «ППГХО» осуществляется силами ПАО «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 (рисунок 3.4).



Рисунок 3.4 – Точки мониторинга воздушной среды и почвы в санитарно-защитной зоне и за ее пределами

На ПАО «ППГХО» создана и развивается система экологического мониторинга за контролем загрязнения атмосферного воздуха, водной среды и почвенного слоя. При этом основными задачами являются [ППГХО, 2012]:

- 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 техногенного происхождения в различных компонентах природной среды (атмосферный воздух, вода, почва, растительность) в районе расположения Приаргунского ПГХО проводились по результатам радиационного мониторинга [ППГХО, 2011; Росгидромет, 1993, 1994, 2001а, 2001б, 2002-2015; Результаты, 2012; Доклад, 2011, 2012]. Эти данные послужили основой базы данных и статистического анализа результатов мониторинга радиационной обстановки.

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

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

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

В 2011 году в связи с прохождением по территории России продуктов выбросов с аварийной АЭС «Фукусима-1» содержание ^{137}Cs в приземном воздухе Забайкальского края достигало $210 \cdot 10^{-7} \text{ Бк/м}^3$, при среднем значении $21 \cdot 10^{-7} \text{ Бк/м}^3$. Однако, уже в 2012 году значение среднегодовой объемной активности данного радионуклида вернулось на уровень предыдущих лет.

Содержание радона в приземном воздухе на территории Забайкальского края составляет в среднем 48 Бк/м^3 . Отмечается существенная неоднородность концентраций этого радионуклида над данной территорией региона. На карте радоноопасности России [Максимовский и др., 1996] наиболее ярко выделяется именно Читинская область, для которой отмечаются наибольшие значения средней концентрации ^{222}Rn . По обобщенным

данным литературных источников среднее значение концентрации приземного ^{222}Rn для различных регионов мира изменяется от 0,1 до 23,3 Бк/м³ [Березина, 2014]. Локальные концентрации ^{222}Rn в приземном воздухе в пределах СЗЗ ПАО «ППГХО» могут достигать 550 Бк/м³ [Крышев, Сазыкина, 2012]. Между тем, ЭРОА радона в жилье (г. Краснокаменск) 25,1 Бк/м³ [ППГХО, 2013], т.е. в 4 раза ниже допустимой концентрации для современных построек.

Основным источником выбросов долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов на ПАО «ППГХО» является ТЭЦ, через дымовые трубы которой инжестируется до 3,1 т естественного урана в год, а выброс урана всеми остальными активными источниками объединения не превышает 360 кг в год [Кириченко, 2013]. Вместе с тем, проведенный ПАО «ППГХО» контроль атмосферного воздуха на содержание α -активных радионуклидов в приземной атмосфере г. Краснокаменска показал, что среднегодовая объемная активность радионуклидов уранового ряда в воздухе в 2012 г. находилась в пределах фоновых региональных значений [Кириченко, 2013].

В целом, можно сделать вывод, что содержание радионуклидов в приземном воздухе в зоне наблюдения ПАО «ППГХО» значительно ниже допустимых значений.

Поверхностные и подземные воды. Современные данные о содержании радионуклидов в воде открытых водоемов в районе ПАО «ППГХО» приведены в таблицах 3.3 и 3.4 [Росгидромет, 2005-2013; Кириченко, 2013; ППГХО, 2013].

Перечисленные в таблице 3.4 водоемы технологически не связаны с основными уранодобывающими и перерабатывающими объектами ПАО «ППГХО», однако, имеют опосредованную связь через систему канализации и грунтовые воды.

Таблица 3.3 - Среднегодовые объемные активности радионуклидов в воде открытых водоемов в районе ПАО «ППГХО»

| Радионуклид | Среднее значение*, Бк/л | Доверительный интервал, Бк/л | УВ по НРБ-99/2009, Бк/л |
|-------------------|----------------------------|---------------------------------|----------------------------|
| ^{210}Pb | 0,26 | 0,19 – 0,32 | 0,5 |
| ^{210}Po | 0,16 | 0,13 – 0,19 | 0,66 |
| ^{226}Ra | 0,13 | 0,05 – 0,19 | 0,12 |
| ^{230}Th | 0,33 | 0,20 – 0,45 | 0,20 |
| У-ест. | 3,10 | 0,87 – 5,32 | 3,1 |

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

Таблица 3.4 - Отношения объемной активности радионуклидов в воде открытых водоемов ПАО «ППГХО» к УВ в питьевой воде

| Место отбора проб | $\Sigma(A_i/U_{V_i})$ | | | |
|-------------------------|-----------------------|---------|---------|------|
| | 2011 г. | 2012 г. | 2013 г. | 2014 |
| Система Умыкейских озер | 4,62 | 4,06 | 3,71 | 2,78 |
| Резервное водохранилище | 3,78 | 3,86 | 3,39 | 1,17 |
| Карьер ПГС-2 | 4,53 | 5,09 | 4,26 | 3,73 |
| оз. Ланцово | 3,45 | 3,02 | 3,35 | 2,37 |

Примечания: 1. A_i – объемная активность У-ест., ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Po и ^{210}Pb в воде; 2. U_{V_i} – уровни вмешательства для питьевой воды

Сумма отношений объемной активности i -го радионуклида A_i в воде к соответствующему U_{V_i} в питьевой воде $\Sigma(A_i/U_{V_i})$ 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 [Кириченко, 2013].

Под радиоэкологическим наблюдением ПАО «ППГХО» находится 32 скважины, расположенных в районах огаркохранилища сернокислотного цеха, хвостохранилища и

основного корпуса ГМЗ. По данным ПАО ППГХО, в скважинах №№ 2 и 7, расположенных на промплощадке в непосредственной близости от основного корпуса ГМЗ, в 2014 г. наблюдалось превышение УВ для естественного ^{238}U , ^{230}Th , ^{210}Po и ^{210}Pb . Для скважины №2 это превышение составило 178; 3,1; 8,5 и 1,4 раза соответственно [Росгидромет, 2015]. Это связано с локальным загрязнением под зданием в радиусе до 30 м от наблюдательной скважины; ареал активного загрязнения дальнейшего распространения не имеет. Содержание естественного урана в остальных скважинах было ниже уровня вмешательства для питьевой воды (меньше 3,0 Бк/л по [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009]).

По данным радиационно-гигиенического мониторинга современное содержание альфа-излучающих радионуклидов в водоемах Забайкальского края составляет $0,13 \div 0,20$ Бк/л, бета-излучающих радионуклидов – $0,14 \div 0,27$ Бк/л [Результаты, 2012].

Почвенный покров. Основными источниками техногенного загрязнения территории ПАО «ППГХО» радионуклидами являются отвалы забалансовых руд, хвостохранилища ГМЗ, центральный рудный двор, просыпи рудной массы вдоль автодорог, проливы урансодержащей пульпы «хвостов» ГМЗ, проливы шахтной воды [Кириченко, 2013]. Загрязнение территории формируется дочерними радионуклидами от распада естественного урана и ^{226}Ra .

Площади загрязненных ^{226}Ra и естественным ураном территорий на ПАО «ППГХО» по состоянию на начало 2013 г. составили $8,973 \text{ км}^2$ [Кириченко, 2013].

В таблице 3.5 приведены данные радиоэкологического обследования по среднему содержанию радионуклидов в почве в районе расположения ПАО «ППГХО».

Таблица 3.5 - Среднее содержание радионуклидов в почве в районе расположения ПАО «ППГХО» [Росгидромет, 1993, 1994]

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

Данные наблюдений о повышенном содержании естественных радионуклидов в почве в непосредственной близости от урановых рудников № 6 и № 8 (локальные пятна) приведены в таблице 3.6 [Кириченко, 2013].

Таблица 3.6 - Содержание естественных радионуклидов вблизи рудников № 6 и 8 ПАО «ППГХО», Бк/кг

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

В СЗЗ МЭД колебалась от 0,5 до 2,0 мкЗв/ч [Кириченко, 2013]. Согласно данным наблюдений Забайкальского УГМС, среднемесячные значения МЭД на шести пунктах радиометрической сети, расположенных в 100-км зоне вокруг ПАО «ППГХО», в 2014 г. колебались в диапазоне 0,13 - 0,17 мкЗв/ч. Среднегодовое значение МЭД в 100-км зоне ПАО «ППГХО» в 2012 г. составило 0,15 мкЗв/ч, что соответствует фоновому значению для территории Забайкалья [Росгидромет, 2015].

Продукты питания. Данные о содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в продуктах питания на территории Забайкальского края по данным радиационно-гигиенического мониторинга

представлены в таблице 3.7 [Результаты, 2012]. Поскольку ПАО «ППГХО» не загрязняет окружающую среду этими искусственными радионуклидами, данные, представленные в таблице 3.7, следует рассматривать в качестве показателей регионального фона.

Таблица 3.7 - 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

Как следует из таблицы 3.7, содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в пищевых продуктах значительно ниже допустимых удельных активностей [СанПиН 2.3.2.1078-01, 2001].

3.1.2 Оценка доз облучения населения

Оценки доз облучения населения проведены, согласно рекомендациям МКРЗ и МАГАТЭ [ICRP, 2007; IAEA, 2014], для следующих ситуаций радиационного воздействия ЯРОО:

- планируемого радиационного воздействия на население от штатных регламентируемых выбросов ПАО «ППГХО»;
- фактического радиационного воздействия на население с учетом регионального радиационного фона и множественных путей радиоактивного загрязнения окружающей среды в районе расположения ПАО «ППГХО».

Методика оценки доз облучения населения описана в главе 2.

Оценка планируемого облучения населения. Оценка планируемого облучения населения в районе расположения ПАО «ППГХО» рассчитывалась на основе данных о допустимых выбросах объектов уранового горно-рудного управления, гидromеталлургического завода, и Краснокаменской ТЭЦ. Суммарные величины выбросов ПАО «ППГХО» представлены в таблице 3.1. Расчеты производились по методам, изложенным в [Методические, 2014; IAEA, 2001], адаптированным к условиям выбросов ПАО «ППГХО» [Кириченко, 2014; IAEA, 2001].

Содержание ^{222}Rn в приземном воздухе вблизи урановых рудников согласно расчетным оценкам составляло 550 Бк/м^3 . Среднегодовые приземные объемные активности долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов, обусловленные выбросами через венттрубы ПАО «ППГХО», согласно расчетным оценкам не превышали $4 \cdot 10^{-5} \text{ Бк/м}^3$.

При проведении оценок доз учитывалось, что на промплощадках не разрешена иная хозяйственная деятельность, кроме работы по профилю предприятия. На них может находиться только персонал категории 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 не оценивали.

Таблица 3.8 - Оценка суммарной дозы существующего облучения населения от регионального фона на территории Забайкальского края и выбросов ПАО «ППГХО»

| Компонент дозы | Годовая доза, мЗв |
|--|-------------------|
| Природные источники (включая ингаляцию радона) | 5,1 |
| Техногенный фон от искусственных радионуклидов | 0,005 |
| Медицинские источники | 0,6 |
| Облучение от выбросов ПАО «ППГХО» | < 0,01 |
| Сумма (округленно) | 5,7 |

Основной вклад в эту дозу вносят природные источники облучения – ≈ 5 мЗв/год (основной вклад $> 80\%$ за счет ингаляции радона), вклад медицинских источников составляет 0,6 мЗв/год, вклад техногенного фона от искусственных радионуклидов 0,005 мЗв/год. В связи с отсутствием представительных данных по мониторингу содержания радионуклидов в компонентах природной среды в контрольной точке зоны наблюдений ПАО «ППГХО», усредненные оценки дозы облучения населения на территории Забайкальского края могут рассматриваться в качестве регионального радиационного фона.

Как уже отмечалось, согласно расчетным оценкам доза облучения населения в зоне наблюдений ПАО «ППГХО» от выбросов через вентиляционные трубы предприятия (в том числе для населения г. Краснокаменска) не превышает 0,01 мЗв/год, что составляет менее 0,2 % от суммарной дозы существующего облучения. При этом надо учесть, что та часть населения, которая работает непосредственно на предприятии, получает за счет радона дозы, сопоставимые с региональным фоном.

Таким образом, результаты проведенной оценки доз от существующего облучения показывают, что современная деятельность ПАО «ППГХО» не оказывает существенного влияния на формирование дозовых нагрузок на население, поскольку основной вклад в суммарную дозу относится к существующему облучению.

Многолетний опыт эксплуатации предприятий по добыче урана свидетельствует об отсутствии значимых радиационных аварий на этих предприятиях, которые могли бы привести к дополнительному облучению населения выше установленных нормативов [UNSCEAR, 2011]. По этой причине, а также в связи с отсутствием реалистичного сценария гипотетической радиационной аварии на ПАО «ППГХО», оценка потенциальных последствий аварийного облучения населения и окружающей среды в случае гипотетической аварии на предприятии не проводилась.

3.1.3 Оценки доз облучения биоты

В новых международных основных нормах безопасности [IAEA, 2014] содержится требование о необходимости подтверждать, а не исходить из предположения, что окружающая среда защищена от промышленного радиационного воздействия. В качестве основного показателя для оценки промышленного радиационного воздействия на биоту используется обусловленная им мощность дозы облучения референтных объектов биоты. Критерием отсутствия значимого экологического риска служит условие не превышения безопасного уровня облучения для различных групп животных и растений [ICRP, 2008].

Для оценки эффектов радиационного воздействия на природные экосистемы в регионе расположения ПАО «ППГХО» была использована методика расчета доз облучения биотических компонентов природных экосистем, которая изложена в главе 2. При проведении расчетов были использованы данные радиационного мониторинга окружающей среды в регионе расположения ПАО «ППГХО» [Росгидромет, 2000-2015].

Оценка доз облучения референтных объектов наземной биоты. Принимая во внимание специфические особенности флоры и фауны исследуемого региона, его экологи-

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 мощностей доз облучения биотических компонентов наземных экосистем в регионе расположения ППГХО осуществлялся согласно рекомендациям МКРЗ для сценариев существующего (по данным мониторинга техногенного загрязнения) и планируемого (при учете только выбросов и сбросов) облучения. Результаты расчета дозовых нагрузок на референтные виды организмов проводились с использованием ряда коэффициентов, представленных в литературе [Рекомендации, 2015; ICRP, 2008; UNSCEAR, 2011; Ulanovsky et al., 2006; Ulanovsky. Proehl, 2008].

Результаты оценки дозы существующего облучения наземных организмов, обусловленного функционированием ППГХО, представлены в таблице 3.9.

Таблица 3.9 – Оценка мощности дозы существующего облучения референтных организмов наземной биоты от естественных радионуклидов вблизи рудника 6 ППГХО, мкГр/сут

| Референтный организм | Мощность дозы облучения | | | | БУОБ |
|----------------------|-------------------------|-------------------------|-----------|-----------|-------|
| | внешнее | внутреннее (без радона) | от радона | суммарная | |
| Мышь полевка | 1,0 | 9,8 | 7,2 | 18,0 | 1000 |
| Почвенный червь | 1,6 | 5,2 | - | 6,8 | 10000 |
| Трава | 0,6 | 22,1 | - | 22,7 | 10000 |

Мощности дозы планируемого облучения от выбросов ППГХО не превышают 0,2 мкГр/сут, т.е. на два порядка ниже дозы существующего облучения.

Из представленных данных видно, что уровни облучения наземных видов биоты значительно ниже значений безопасных уровней облучения (БУОБ): 1000 мкГр/сут для позвоночных животных и 10 000 мкГр/сут для растений и беспозвоночных животных, предложенных в публикациях [ICRP, 2008; Рекомендации, 2015]. 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.

Оценка мощности дозы облучения референтных объектов водной биоты. Дозы облучения водной биоты рассчитывали для нескольких водных объектов в районе расположения ППГХО: карьера ПГС-2; резервного водохранилища системы Умыкейских озер и озера Ланцово. Расчеты дозовых нагрузок на референтные организмы проводились по методам, изложенным в работах [ICRP, 2008; UNSCEAR, 2011; Ulanovsky et al., 2006; Ulanovsky, Proehl, 2008]. В качестве референтных были выбраны организмы с разными типами обитания и накопления радионуклидов: моллюск (*Unio pictorum*); бентическая рыба (*Suprinus carpio*); водные личинки насекомых; зоопланктон (*Daphnia pulex*).

Расчетные мощности дозы для водной биоты, обитающей в радиационно загрязненных водоемах в районе расположения ППГХО, представлены в таблице 3.10.

Наибольшие уровни хронического облучения характерны для водных беспозвоночных: мощности дозы облучения моллюска составляют 4,8 - 5,8 мГр/сут; зоопланктона – 3,6 - 4,6 мГр/сут, что не превышает величины БУОБ для этих организмов (10 мГр/сут).

Таблица 3.10 - Мощности дозы хронического облучения референтных организмов водной биоты в загрязненных водных объектах в районе расположения ПАО «ППГХО», мГр/сутки

| Референтный объект биоты | Карьер ПГС-2 | Водохранилище резерв. | Умыкейские озера | озеро. Ланцово | БУОБ |
|----------------------------|--------------|-----------------------|------------------|----------------|------|
| Рыба (бентическая) | 0,24 | 0,2 | 0,02 | 0,02 | 1 |
| Насекомые (водные личинки) | 3,6 | 2,9 | 2,9 | 2,4 | 10 |
| Моллюски | 5,0 | 4,8 | 5,8 | 5,8 | 10 |
| Зоопланктон | 4,3 | 3,6 | 4,3 | 4,6 | 10 |

Наибольший вклад в дозу у этих референтных организмов (моллюски и зоопланктон) вносит ^{210}Po – около 85%; вклад ^{226}Ra – около 10%. Мощности дозы облучения рыбы значительно ниже облучения моллюсков и находятся в диапазоне значений 0,1 - 0,24 мГр/сутки, не превышающих экологически значимого порога в 1 мГр/сутки. Для рыб наиболее значительный вклад в дозу облучения дает ^{238}U – 48%; вклад ^{230}Th – 24%; ^{210}Po и ^{226}Ra дают вклад в дозу по 14% каждый (рисунок 3.6).

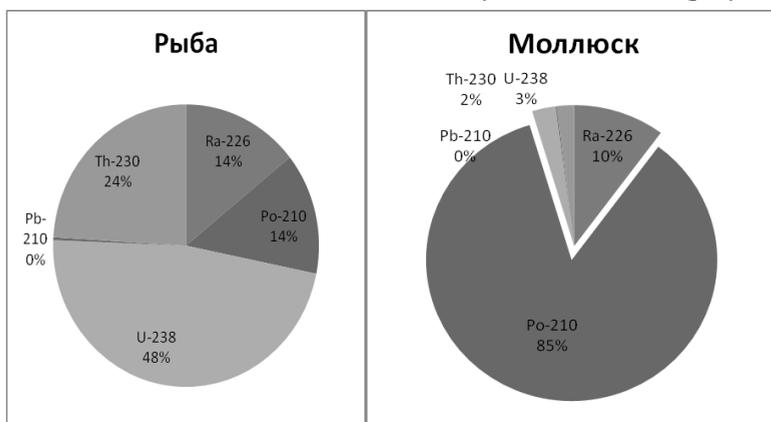


Рисунок 3.6 – Относительные вклады отдельных радионуклидов в дозу облучения моллюсков и рыбы, обитающих в радиационно загрязненных водных объектах в районе расположения ПАО «ППГХО»

В целом, уровни облучения референтных организмов водной биоты в наиболее радиационно загрязненных водных объектах в пределах СЗЗ ПАО «ППГХО» остаются несколько ниже пороговых уровней появления детерминированных эффектов ионизирующей радиации. За пределами СЗЗ ПАО «ППГХО» мощности дозы облучения организмов биоты не отличаются от фоновых уровней.

Таким образом, в регионе размещения ПАО «ППГХО» не ожидается появления радиационных эффектов, способных повлиять на жизнеспособность, репродуктивность и продолжительность жизни исследованных референтных видов как наземной, так и водной биоты.

3.2 Влияние НВАЭС на состояние окружающей среды

Нововоронежская АЭС (НВАЭС) – одно из старейших предприятий атомной энергетики Российской Федерации. С пуском 30 сентября 1964 г. энергоблока № 1 Нововоронежской АЭС (рисунок 3.7) начался отсчет в истории становления промышленной атомной энергетики не только России, но и ряда стран Восточной и Центральной Европы.

Каждый из вводимых в действие энергоблоков являлся головным – прототипом серийных энергетических реакторов водо-водяного типа: ВВЭР-210, ВВЭР-365, ВВЭР-440 и ВВЭР-1000.

С 2007 года ведется сооружение двух энергоблоков нового поколения с реакторной установкой ВВЭР-1200. 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 станет референтным для новых станций не только в России, но и за рубежом.

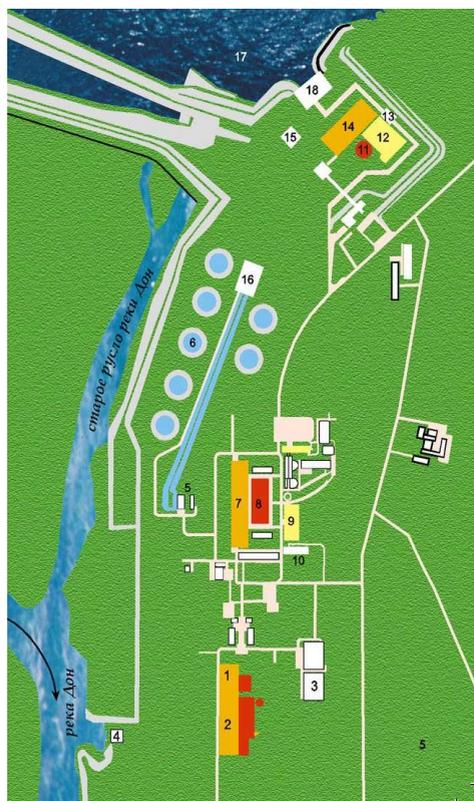


Рисунок 3.7 – Нововоронежская АЭС [НВАЭС, 2014]

Нововоронежская АЭС расположена в лесостепной местности на левом берегу реки Дон в 45 км к югу от города Воронежа и на расстоянии 50 км к северо-востоку от г. Лиски (54 тыс. жителей). В административном отношении площадка НВАЭС расположена в Каширском районе Воронежской области. Географические координаты площадки НВАЭС $51^{\circ}18'$ с.ш. и $39^{\circ}13'$ в.д. К северу от промплощадки на расстоянии 5 км расположен г. Нововоронеж (31586 жителей на 01.01.2015), градообразующим предприятием которого является НВАЭС. Станция расположена на левом берегу реки Дон — крупного водоёма государственного значения 1 категории водопользования. Район НВАЭС является зоной интенсивного земледелия, мясо-молочного животноводства и птицеводства.

Станция сооружена в три очереди: первая очередь – энергоблоки № 1 (реактор ВВЭР-210) и № 2 (реактор ВВЭР-365), вторая – энергоблоки № 3 и № 4 с реакторами

ВВЭР-440, третья – энергоблок № 5 с реактором ВВЭР-1000. Энергоблоки № 1 и № 2 остановлены в 1984 и 1990 гг. соответственно. В настоящее время на НВАЭС находятся в эксплуатации 3 энергоблока: два (№ 3 и № 4) мощностью 417 МВт и один (№ 5) – 1000 МВт (рисунок 3.8).



Условные обозначения:

1. Энергоблок 1
2. Энергоблок 2
3. Химводоочистка
4. Береговая насосная станция

Блоки 3, 4

5. Центральная насосная станция
6. Градирни
7. Машинный зал
8. Главный корпус
9. Отдельный специальный корпус
10. Дизель-генераторная станция

Блок 5

11. Герметичная оболочка реактора (контейнмент)
12. Вспомогательный корпус
13. Хранилище отработанного ядерного топлива
14. Машинный зал
15. Аварийная дизель-генераторная станция
16. Насосная станция подпитки водохранилища-охладителя
17. Водохранилище-охладитель
18. Центральная насосная станция

Рисунок 3.8 - Схематический план территории НВАЭС

Оборудование реакторных установок № 3 и № 4 размещено в герметичных боксах, которые обеспечивают удержание в этих помещениях радиоактивных веществ при разуплотнении первого контура. Реакторное оборудование энергоблока № 5 размещено внутри защитной оболочки (контейнмента) со сферическим куполом из предварительно напряженного железобетона, рассчитанной на максимально возможное внутреннее давление при аварии (0,45 МПа), что позволяет полностью изолировать реактор от окружающей среды. По проектным срокам энергоблок № 3 должен был быть выведен из эксплуатации в 2001 году, № 4 - в 2002 г., но в связи с недостатком электроэнергии срок эксплуатации энергоблоков был продлён до 2016 г. (энергоблок № 3) и 2017 г. (энергоблок № 4).

Российские и международные группы экспертов постоянно работают над повышением технической и эксплуатационной безопасности Нововоронежской АЭС. Важным шагом вперед в этом направлении явилась успешная реализация Проекта повышения безопасности энергоблоков № 3 и 4 НВАЭС в период с 1995 по 2003 гг., финансируемого со счета «Ядерная Безопасность» (NSA). В данную программу входят модернизация, комплексное обследование и углубленная оценка безопасности.

Наливной пруд-охладитель 5 блока («Нововоронежское водохранилище» на рисунке 3.8) расположен в пойме р. Дон выше береговой насосной станции № 4 и отделен от

поймы реки разделительной дамбой. Он является источником технического водоснабжения цирксистемы 5 энергоблока. Пруд заполнен донской водой в 1978 году, при этом были затоплены два пойменных озера и поля фильтрации, эксплуатировавшиеся в период с 1968—1973 гг. Объём 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 разделён струнаправляющей дамбой длиной 2,3 км. Поскольку коэффициент эффективности водоема недостаточен, в летние месяцы при работающем 5 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 и 4 энергоблоков. Пруд используется не только для нужд НВАЭС, но и населением города Нововоронежа для рыбохозяйственных, рекреационных и других целей.

Санитарно-защитная зона вокруг НВАЭС имеет радиусы: 2,25 км – от венттрубы 3 и 4 блоков и 2 км – от венттрубы 5 блока. Зона наблюдения (ЗН) имеет радиус 20 км от НВАЭС. Площадь СЗЗ ~ 17,8 км², площадь ЗН – 2809,7 км². В зоне наблюдения проживает более 100 тыс. человек. Напротив промплощадки НВАЭС на правом берегу р. Дон находятся два населенных пункта (с. Архангельское и д. Пашенково), на окраине которых несколько жилых домов расположены на внешней границе СЗЗ.

3.2.1 Систематизация радиоэкологической информации в районе расположения НВАЭС

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 чаще всего наблюдаются состояния устойчивости атмосферы близкие к нейтральным, преобладающее направление ветра — юго-восточное, среднегодовое значение скорости ветра — 2,5 м/с. Наибольшую повторяемость имеют юго-восточные ветры (15-25%).

Природные условия

Район размещения Нововоронежской АЭС находится в пределах двух физико-географических провинций - лесостепной Среднерусской возвышенности и лесостепной Окско-Донской равнины и поэтому в ландшафтном отношении довольно разнообразен: высокие крутые оstepенные склоны с обнажениями коренных пород, байрачные дубравы, овраги и балки, пойменные леса и озера, сосновые леса по бугристым песчаным поверхностям, обширные плоские распаханые 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 Нововоронежской АЭС и 50-км зона исследований вокруг нее расположены в бассейне реки Дон. 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 р. Дон и р. Воронеж 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 [ОВОС, 2003].

Водопотребление

Водопользование Нововоронежская АЭС в настоящее время осуществляет на основании Договора водопользования №36-05.01.01.008-Р-ДЗВХ-С-2009-00039/00 от 28 мая 2009 года. Объем допустимого забора (изъятия) водных ресурсов из реки Дон, согласно Договору, составляет 180000 тыс. м³.

Использование Нововоронежской АЭС воды из реки Дон для технических нужд в 2013 году фактически составило 150972,6 тыс. м³, что не превышает разрешенного к забору объема воды, а по сравнению с 2012 годом уменьшилось на 17409,3 тыс. м³:

- забор воды в 2013 году составил всего — 150972,6 тыс. м³;
- забор воды в 2012 году составил всего — 168381,9 тыс. м³.

Уменьшение в 2013 году общего водопотребления из реки Дон на технические нужды по сравнению с 2012 годом связано с эксплуатацией модернизированных насосов на береговой насосной станции, а также меньшим объемом воды, направленной на подпитку оборотных систем.

Водопотребление в 2013 году из подземных источников не превысило разрешенного лимита (2027 тыс. м³) и составило 1688,27 тыс. м³. По сравнению с 2012 годом потребление уменьшилось на 179,15 тыс. м³ за счет более рационального использования артезианской воды на производственные нужды.

Потребление артезианской воды в 2013 году из горводопровода МУП «Аквасервис» г. Нововоронежа составило 1147,27 тыс. м³ и по сравнению с 2012 годом уменьшилось на

20,71 тыс. м³ из-за меньшего потребления воды подразделением Нововоронежской АЭС Управлением тепловых и электрических сетей и котельных.

Для Нововоронежской АЭС приёмником возвратных сточных вод является река Дон. Забираемая Нововоронежской АЭС для охлаждения теплообменного оборудования вода реки Дон возвращается обратно по трем выпускам:

- выпуск № 1 - концевой водосброс энергоблоков №№ 1, 2;
- выпуск № 2 - продувка циркуляционной системы энергоблоков №№ 3, 4;
- выпуск № 3 - кратковременная продувка пруда-охладителя энергоблока № 5.

Продувка пруда-охладителя производится в паводковый период. Сброс сточных возвратных вод в реку Дон в 2013 году составил 85915,0 тыс. м³ и уменьшился по сравнению с 2012 годом на 2034,1 тыс. м³ за счет меньшего забора воды на технические нужды.

Сточные воды Нововоронежской АЭС, сбрасываемые в реку Дон после охлаждения оборудования, являются нормативно-чистыми. Фактический валовый сброс загрязняющих веществ в реку Дон в 2013 году составил 3303,95 тонн. В 2013 году масса сброшенных загрязняющих веществ по выпускам не выходила за пределы установленных нормативов. По сравнению с 2012 годом наблюдается увеличение массы сброса большей части загрязняющих веществ по выпускам №№ 1, 2, что можно объяснить большим объемом сбросных вод по выпуску № 1, а также большими значениями загрязняющих веществ в исходной воде реки Дон. По выпуску № 3 масса сброса загрязняющих веществ уменьшилась по сравнению с 2012 годом из-за меньшего объема сброшенной воды в 2013 году.

Радиоактивные выбросы, сбросы и радиоактивные отходы НВАЭС

Атмосферные выбросы

Источниками атмосферных выбросов на АЭС являются: венттрубы энергоблоков (3 трубы¹³ высотой 120 м каждая), вентсистема горячей камеры хранилища радиоактивных отходов.

Газоаэрозольные выбросы представляют собой:

- инертные газы (радионуклиды аргона, криптона, ксенона);
- радиоаэрозоли — смесь продуктов деления ядерного топлива ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ¹⁴¹Ce, ¹⁴⁴Ce, ¹⁰³Ru, ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁰Ba, ¹⁴⁰La, ¹³¹I и другие), продукты коррозии конструкционных материалов, активированных в нейтронном потоке (⁶⁰Co, ⁵⁸Co, ⁵⁴Mn, ¹¹⁰Ag, ⁵⁹Fe, ⁵¹Cr, ⁹⁵Zr, ⁹⁵Nb и другие) и продуктов активации примесей, вводимых в теплоноситель (¹⁶N, ¹⁷N, ¹³N, ¹⁸F, ⁷Li, ²⁴Na, ³H и другие).

На НВАЭС используются три основных метода обезвреживания радиоактивных газоаэрозольных выбросов:

- выдерживание газов в газгольдерах. За время выдержки происходит значительный распад 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.

Данные о газоаэрозольных выбросах в атмосферу регламентируемых радионуклидов на НВАЭС в динамике за период с 1998 г. по 2013 г. приведены на рисунках 3.9 – 3.13.

¹³ Через трубу остановленных 1 и 2 энергоблоков выбрасываются «свежие» радиоактивные продукты

Как видно из приведенных данных, фактические выбросы радионуклидов существенно ниже допустимых. Следует добавить, что рассмотренные радионуклиды являются биологически наиболее значимыми с точки зрения формирования доз облучения человека и биоты в выбросах АЭС.

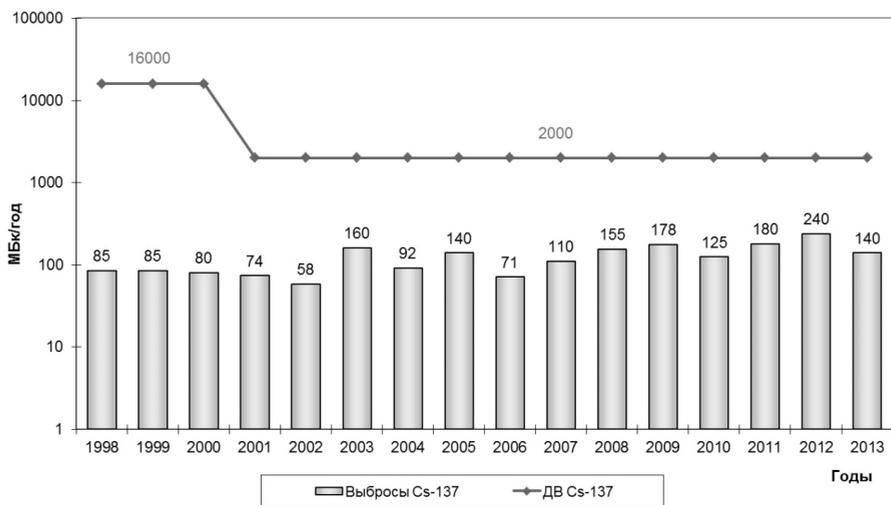


Рисунок 3.9 - Динамика годовых выбросов ^{137}Cs и в атмосферу, НВАЭС

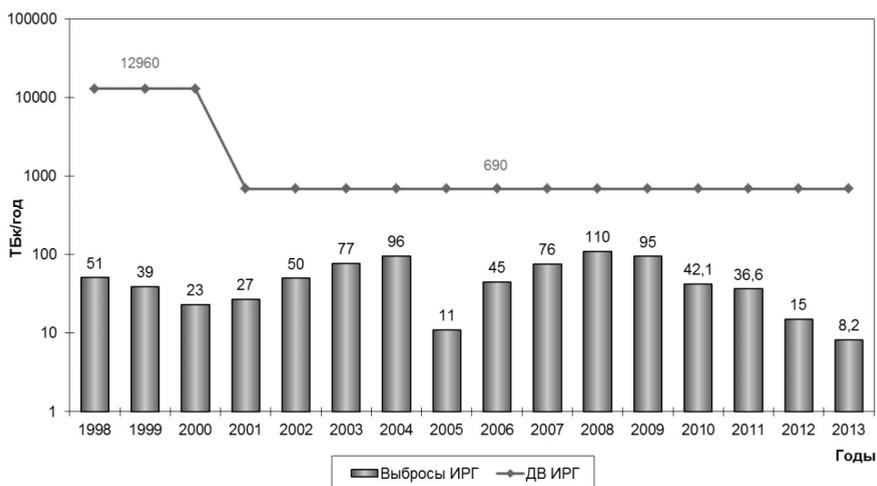


Рисунок 3.10 - Динамика годовых выбросов ИРГ в атмосферу, НВАЭС

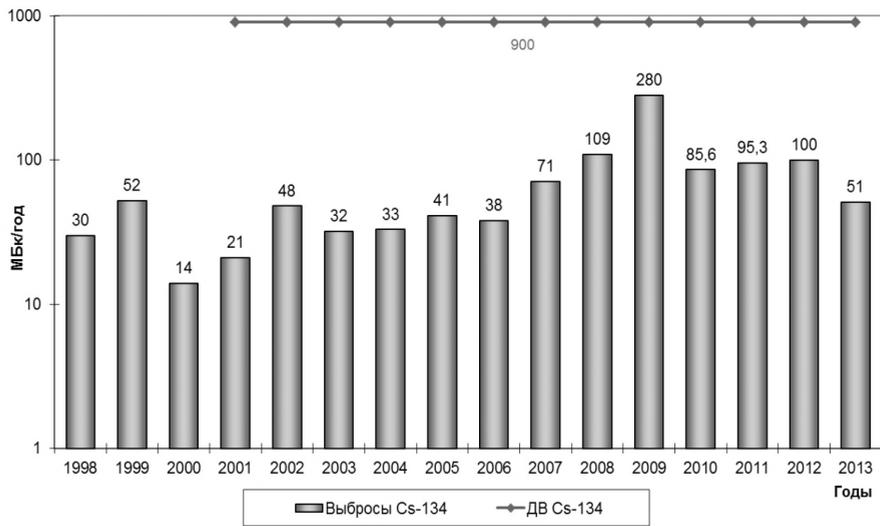


Рисунок 3.11 - Динамика годовых выбросов ^{134}Cs в атмосферу, НВАЭС

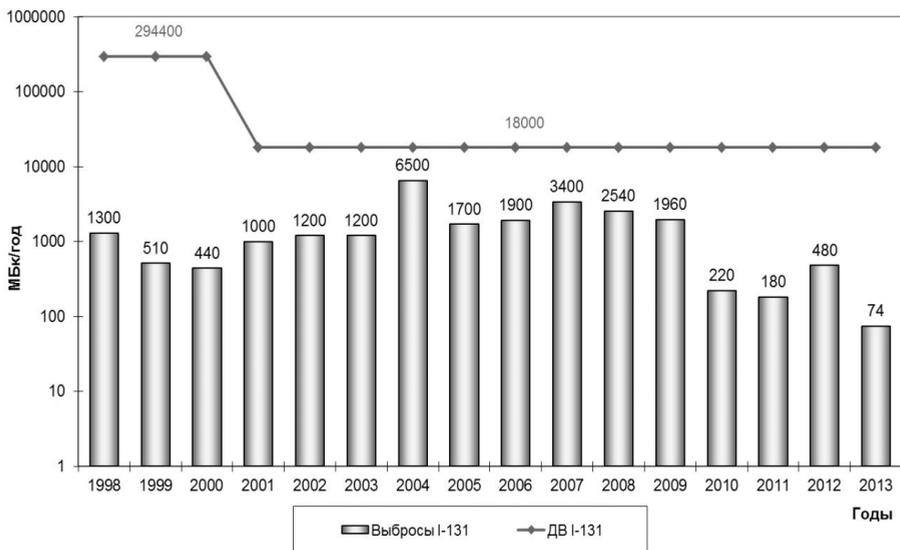


Рисунок 3.12 - Динамика годовых выбросов ^{131}I в атмосферу, НВАЭС

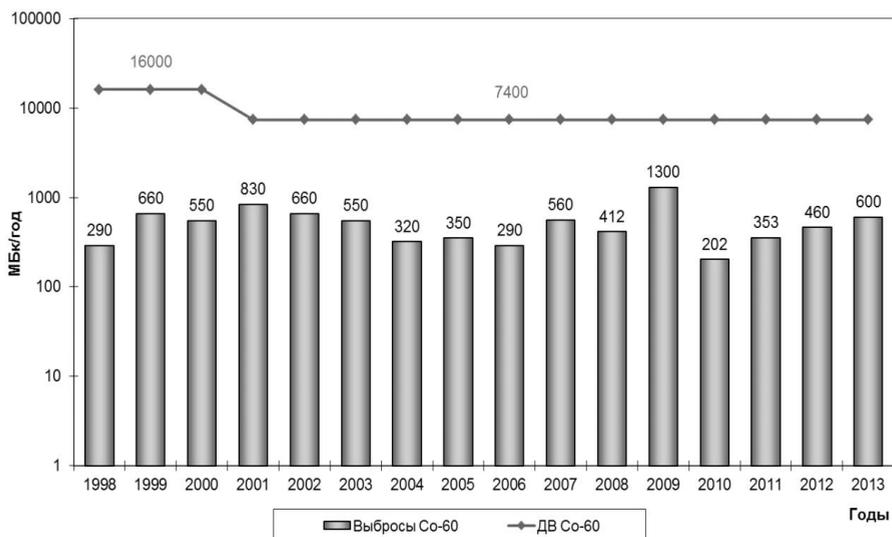


Рисунок 3.13 - Динамика годовых выбросов ^{60}Co в атмосферу, НВАЭС

Сбросы в природные водоемы

Основными источниками водопользования в районе НВАЭС являются: р. Дон, пруд-охладитель 5 блока, пруды рыбопроизводного хозяйства «Нововоронежский» (рыбхоз), артезианские водозаборы подземных вод.

Сбросы НВАЭС:

- хозяйственные воды промзоны сбрасываются на поля фильтрации (семь карт общей площадью 11 га);
- промливневая канализация промплощадки разгружается в р. Дон и пруд-охладитель;
- отработанные нормативно-чистые технические воды из реакторных отделений 1, 2 блоков, с установки химводоподготовки и чеков рыбхоза, продувочные и дебалансные воды из циркуляционной системы 3 и 4 блоков и пруда-охладителя, инфильтрат из пруда-охладителя, поступающий с разгрузкой подземных вод, загрязненные подземные воды из района ХЖО-2 сбрасываются в р. Дон;
- отработанные нормативно-чистые механические воды из реакторного отделения 5 блока, циркуляционные воды 5 блока и инфильтрат с полей фильтрации НВАЭС, поступающий с разгрузкой подземных вод, сбрасываются в водоем-охладитель 5 блока.

Данные по сбросу радионуклидов со сточными водами НВАЭС с учетом разгрузки подземных вод в 2013 г. представлены в таблице 3.11.

Фактические сбросы радионуклидов в открытую гидросеть (общий сброс в р. Дон) в динамике за период с 1998 г. по 2013 г. показаны на рисунках 3.14-3.17.

В 2007 г. общий сброс ^{137}Cs и ^{90}Sr в р. Дон, включающий сброс непосредственно в р. Дон, водоем-охладитель и систему прудов рыбного хозяйства, составлял 0,3% и 0,008% от допустимого сброса соответственно. После 2007 г., в связи с низкой значимостью ^{90}Sr в формировании дозовых нагрузок, сокращением сбросов этого радионуклида и проблемами с измерением его концентрации в поверхностных водах, ^{90}Sr не измерялся.

Таблица 3.11 - Сброс радионуклидов в природные воды на НВАЭС в 2013 г., Бк [Росгидромет, 2014]

| Приемник сточных вод | Наименование радионуклида | Допустимый сброс, Бк | Фактический сброс, Бк |
|--------------------------------|---------------------------|----------------------|-----------------------|
| р. Дон | ^{137}Cs | $7,6 \cdot 10^9$ | $3,0 \cdot 10^8$ |
| | ^{60}Co | $1,1 \cdot 10^{11}$ | $1,2 \cdot 10^9$ |
| | ^{90}Sr | $7,84 \cdot 10^{11}$ | $5,9 \cdot 10^7 *$ |
| | ^3H | $1,0 \cdot 10^{15}$ | $9,6 \cdot 10^{11}$ |
| Пруд-охладитель 5 блока | ^{137}Cs | $2,1 \cdot 10^9$ | $1,1 \cdot 10^8$ |
| Поля фильтрации НВАЭС | ^{137}Cs | $3,4 \cdot 10^9$ | $3,9 \cdot 10^7$ |
| | ^{134}Cs | $1,2 \cdot 10^{10}$ | $0,27 \cdot 10^5 **$ |
| | ^{60}Co | $4,3 \cdot 10^9$ | $1,2 \cdot 10^7$ |
| | ^{54}Mn | $3,1 \cdot 10^{10}$ | $1,1 \cdot 10^6$ |
| Рыбопитомник «Нововоронежский» | ^{137}Cs | $4,2 \cdot 10^7$ | $2,0 \cdot 10^6$ |
| | ^{60}Co | $7,0 \cdot 10^8$ | $2,6 \cdot 10^7$ |

Примечание: * - данные за 2007 г.
** - данные за 2011 г.

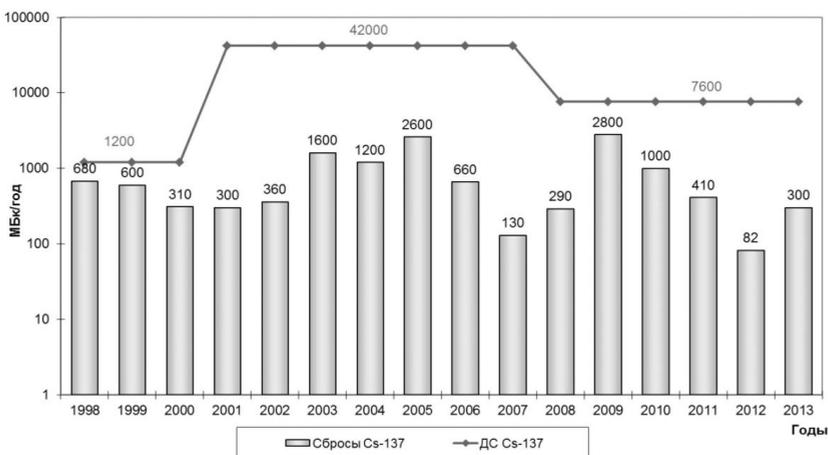


Рисунок 3.14 - Динамика годовых сбросов радионуклидов ^{137}Cs со сточными водами в бассейн р. Дон

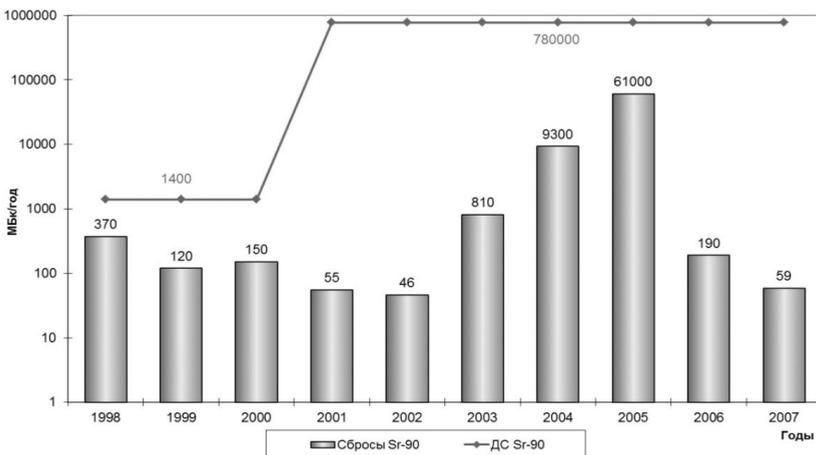


Рисунок 3.15 - Динамика годовых сбросов радионуклидов ^{90}Sr со сточными водами в бассейн р. Дон

Допустимый сброс этого нуклида в р. Дон устанавливался в соответствии с международными и отечественными рекомендациями по оптимизации защитных мероприятий в случае возникновения нештатных ситуаций с обязательным соблюдением требований по обеспечению радиационной безопасности населения.

Реальные сбросы с 2004 по 2013 годы представлены на рисунках 3.16 и 3.17.

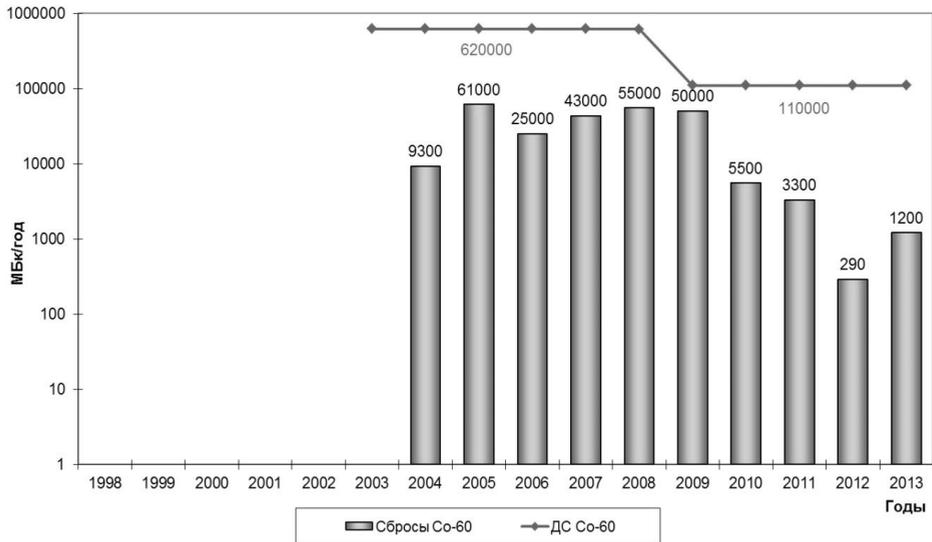


Рисунок 3.16 – Динамика годовых сбросов радионуклидов ^{60}Co со сточными водами в бассейн р. Дон

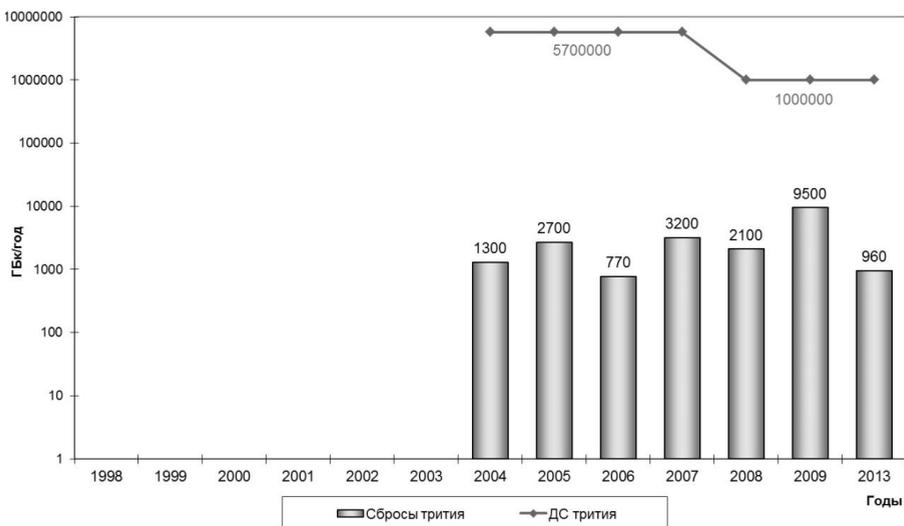


Рисунок 3.17 - Динамика годовых сбросов ^3H со сточными водами в бассейн р. Дон

Радиоактивные отходы

Основную долю общего объема твердых радиоактивных отходов — около 98%, образующихся в процессе эксплуатации Нововоронежской АЭС, составляют низко- и

среднеактивные отходы. Хранение твердых радиоактивных отходов производится в хранилищах, которые представляют собой железобетонные сооружения, имеющие внутреннюю гидроизоляцию. На Нововоронежской АЭС разработана и действует технологическая схема обращения с твердыми радиоактивными отходами, предусматривающая их сбор, сортировку, переработку (прессование), транспортировку и безопасное хранение. Все жидкие радиоактивные отходы (ЖРО), образующиеся на энергоблоках, хранятся в емкостях из нержавеющей стали. С помощью установок глубокого упаривания УГУ-500 производится переработка кубового остатка до солевого концентрата, который в горячем расплавленном состоянии заливается в металлические бочки, превращаясь после охлаждения в монолит. Бочки содержатся в хранилище твердых отходов. Это позволяет сокращать объемы жидких радиоактивных отходов и хранить их в более безопасном твердом виде. Отработавшее ядерное топливо (ОЯТ) в виде тепловыделяющих сборок (ТВС) на каждом энергоблоке хранится в бассейне выдержки не менее трех лет. Для хранения отработанных ТВС реактора ВВЭР-1000 энергоблока № 5 сооружено дополнительное отдельно стоящее хранилище на 922 ТВС.

Высокоактивные РАО, временно хранящиеся на 3 и 4 блоках в бассейнах выдержки и на 5 блоке - в отдельно стоящем хранилище отработавшего топлива, вывозятся на перерабатывающие предприятия. Средне- и низкоактивные жидкие и твердые РАО хранятся в специальных хранилищах, расположенных на промплощадке и в СЗЗ НВАЭС. На конец 2005 г. количество РАО и ОЯТ на НВАЭС составляло 57,2 тыс. т объемом 37,8 тыс. м³ с суммарной активностью β - и γ -излучающих радионуклидов $1,76 \cdot 10^{19}$ Бк (около 1,5 % от всех РАО, накопленных в РФ [Третий национальный, 2012]).

3.2.2 Влияние остановленных блоков Нововоронежской АЭС на состояние окружающей среды

Энергоблок №1 НВАЭС электрической мощностью 210 МВт эксплуатировался в период 1964-1984 гг. В 1984 году был остановлен для проведения модернизаций. В 1986 году после аварии на ЧАЭС работы по модернизации энергоблока №1 прекращены. В соответствии с приказом №57 Минатомэнерго от 16.02.88 г. на энергоблоке №1 НВАЭС были начаты работы по переводу систем и оборудования энергоблока в режим консервации, за исключением оборудования и систем, обеспечивающих безопасность хранения ОЯТ и задействованных в общестанционных системах.

Энергоблок №2 НВАЭС электрической мощностью 365 МВт эксплуатировался в период 1969-1989 гг. В соответствии с постановлением Совета Министров СССР от 28.01.89 г. №105-40 и приказом Министерства атомной энергетики и промышленности СССР (МАЭП) №639 от 29.08.1990 г. эксплуатация по функциональному назначению энергоблока была досрочно прекращена.

За весь период эксплуатации не было отмечено влияния АЭС на здоровье населения и объекты окружающей среды. Оцененные и измеренные уровни дозовых нагрузок на население во всей наблюдаемой зоне изменялись в пределах естественной вариабельности значений. С сентября 1970 г. в 35 точках 18 НП непрерывно с помощью твердотельных детекторов фиксировалась годовая мощность экспозиционной дозы внешнего облучения (рисунок 3.18) [Отчет, 1990].

Небольшое превышение мощности экспозиционной дозы над средним значением в период с октября 1971 г. по октябрь 1972 г. детально не изучалось. В тоже 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 1986-88 гг. некоторое увеличение мощности дозы было связано с выпадениями от аварии на ЧАЭС.

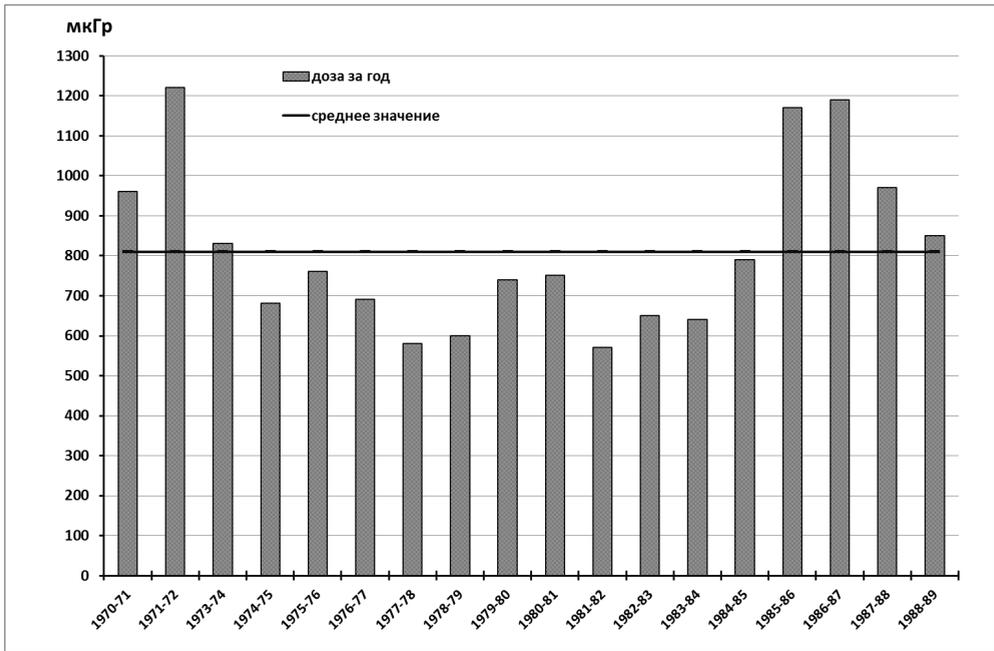


Рисунок 3.18 – Динамика мощности экспозиционной дозы в зоне наблюдения НВАЭС в период эксплуатации 1 и 2 блоков

Достаточно ярко характеризует радиационную обстановку в районе расположения НВАЭС динамика концентрации наиболее биологически значимых радионуклидов в молоке (рисунок 3.19). При этом концентрации радионуклидов не превышали действующих нормативов.

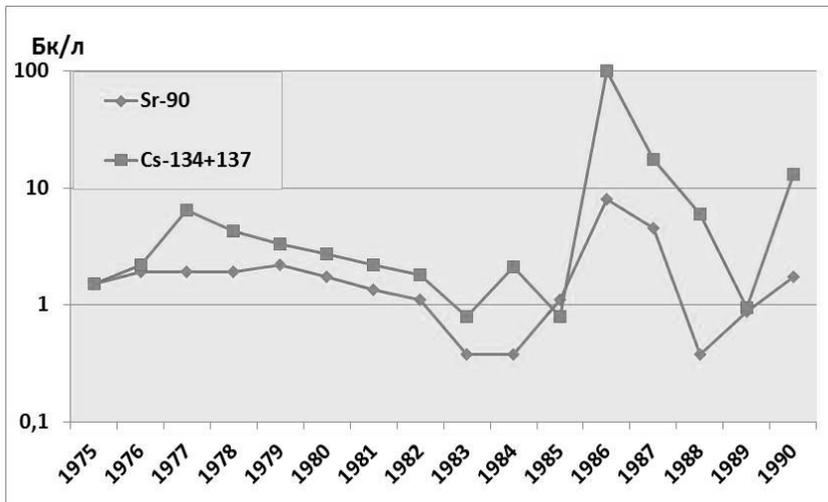


Рисунок 3.19 – Динамика загрязнения молока ^{90}Sr и $^{134+137}\text{Cs}$: в окрестностях НВАЭС

Таким образом, можно заключить, что в период эксплуатации 1 и 2 энергоблоков НВАЭС радиационное влияние на здоровье населения и объекты окружающей среды было ничтожно малым.

История проекта вывода из эксплуатации 1 и 2 блоков НВАЭС

В 1989-90 гг. по итогам технико-экономических исследований различных вариантов вывода из эксплуатации (ВЭ) энергоблоков 1 и 2 НВАЭС, выбран вариант длительной консервации блоков и сохранения под наблюдением локализованного высокоактивного оборудования с последующей ликвидацией.

В соответствии с выбранным вариантом и результатами комплексного инженерного и радиационного обследования энергоблоков № 1 и № 2 (КИРО) в 1995 году была разработана "Программа вывода из эксплуатации энергоблоков №1, №2", которая стала основным документом, определяющим перечень, последовательность и сроки проведения работ по их выводу.

В течение 2001 года выполнено обследование строительных конструкций машинного и деаэрационного отделений блоков 1 и 2 Нововоронежской АЭС, оценка их технического состояния, соответствия требованиям проекта и возможности их дальнейшей безопасной эксплуатации, и получены лицензии № ГН-03-101-0692 от 04.10.2001 и № ГН-03-101-0694 от 04.10.2001 на эксплуатацию энергоблоков 1 и 2 Нововоронежской АЭС соответственно.

В 2002 году в соответствии с новыми нормативными документами (РБ-013-2000 «Требования к содержанию программы вывода из эксплуатации блока атомной станции») и требованиями УДЛ были разработаны отдельные программы вывода из эксплуатации для каждого энергоблока.

В 2003 году блоки переведены в ядерно безопасное состояние.

В течение 2003–2004 гг. в соответствии с «Общей программой комплексного инженерного и радиационного обследования блоков № 1, 2 Нововоронежской АЭС для их вывода из эксплуатации» № 13/2004/ТОСБЭ/35 выполнено комплексное инженерное и радиационное обследование блоков 1 и 2.

В 2007 году получены лицензии на эксплуатацию энергоблоков 1, 2 Нововоронежской АЭС № ГН-03-101-1764 и № ГН-03-101-1766 от 30 ноября 2007 г. сроком действия до 30 ноября 2017 года.

В рамках ФЦП ЯРБ выполнялся комплекс работ по подготовке к выводу из эксплуатации 1-го и 2-го блоков с финансированием за счет средств федерального бюджета (2008-2009 гг.) и внебюджетных источников (2011–2015 гг.).

В 2008 году в соответствии с требованиями НП-012-99, ОПБ-88/97, на основании «Программы вывода из эксплуатации блока № 1 Нововоронежской АЭС», «Программы вывода из эксплуатации блока № 2 Нововоронежской АЭС» и результатов КИРО блоков 1, 2 НВАЭС был разработан проект вывода из эксплуатации блоков 1, 2 Нововоронежской АЭС.

В 2013 году получены лицензии Ростехнадзора на вывод из эксплуатации энергоблоков 1 и 2 Нововоронежской АЭС.

Начиная с 2013 года, при станции функционирует Опытно-демонстрационный инженерный центр по выводу из эксплуатации, которому поручено решение задач по выводу из эксплуатации первой очереди НВАЭС.

В 2015 году функции заказчика работ по подготовке и выводу из эксплуатации блоков АЭС переданы НИЦ ОАО «Концерн Росэнергоатом».

Некоторые особенности текущего момента

В мировой атомной энергетике сформировалась устойчивая тенденция. У реакторов первого поколения завершаются проектные сроки эксплуатации, и страны, стоявшие у истоков атомной энергетике, приступили к активным работам по ВЭ. В отношении объектов атомной промышленности, созданных в период реализации оборонных

программ, эти тенденции еще более выражены. Для выполнения этих работ только за счет средств государственных бюджетов в США, Англии и Франции предусмотрены значительные объемы финансирования.

В России работы по ВЭ блоков АЭС еще не получили столь масштабного развития. Реализуемый вариант длительной консервации блоков и сохранения под наблюдением локализованного высокоактивного оборудования с последующей ликвидацией приводит к тому, что российская атомная энергетика не будет иметь референций по ВЭ еще более 60 лет, что представляется опасным для репутации Госкорпорации «Росатом» как крупнейшего экспортера реакторных технологий. Кроме того, реализуемый вариант ВЭ сопряжен с высоким уровнем и длительным несением издержек на содержание энергоблоков без генерации тепловой и электроэнергии, что усугубляется состоянием нормативного регулирования в области вывода из эксплуатации. Существующая нормативная база, регламентирующая ВЭ АЭС, по объективным причинам имеет недостатки, связанные с отсутствием правоприменительной практики по ВЭ объектов использования атомной энергии (ОИАЭ) на момент разработки таких документов. В большинстве случаев к оборудованию и системам остановленных блоков применяются требования, предъявляемые к действующим АЭС, что существенно повышает затраты на их содержание. В качестве примера в таблице 3.12 приведена динамика расходов на содержание остановленных энергоблоков 1-ой очереди НВАЭС.

Таблица 3.12 – Структура затрат на ВЭ 1-й очереди НВАЭС

| Деятельность | Затраты, млн руб./год | | | | |
|-----------------------|-----------------------|---------|---------|------|------|
| | 2006-08 | 2009-11 | 2012-14 | 2015 | 2016 |
| Вывод из эксплуатации | 60 | 175 | 160 | 160 | 310 |
| Эксплуатация | 110 | 225 | 240 | 680 | 750 |

К настоящему времени существенные изменения претерпели основополагающие нормативные документы международного уровня, что привело к неполному соответствию национальных регулирующих требований международным принципам обеспечения безопасности, закрепленных в стандартах МАГАТЭ по безопасности, включая Общие требования безопасности № GSR, Part 6 "Снятие с эксплуатации установок" – МАГАТЭ, 2014 [IAEA, 2014]. Основами государственной политики в области обеспечения ядерной и радиационной безопасности Российской Федерации на период до 2025 года (утв. приказом Президента РФ 1 марта 2012 г. № Пр-539) предусматривается гармонизация законодательства Российской Федерации с международным законодательством на основе правоприменительной практики. Учитывая, что работы по ВЭ энергоблоков потребуют длительного времени, при разработке/актуализации программы и проектной документации ВЭ ОИАЭ необходимо исходить из требований современных документов и перспектив развития российской нормативной базы, включая вопросы разделения обязательств между государством и эксплуатирующей организацией, установленного ч. 1 ст. 9 Федерального закона от 11.07.2011 № 190-ФЗ «Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации».

В настоящее время разработаны и утверждены требования к обеспечению безопасности при выводе из эксплуатации объектов использования атомной энергии (НП-091-14), определяющие основные этапы подготовки и вывода из эксплуатации ОИАЭ. Ведутся работы по актуализации НП-012-99 «Правила обеспечения безопасности при выводе из эксплуатации блока атомной станции». В 2014 году завершены работы по актуализации «Концепции вывода из эксплуатации ядерных установок, радиационных источников и пунктов хранения» (далее – отраслевая Концепция). Во исполнение положений отраслевой Концепции разработан и утвержден план организационно-технических мероприятий (ОТМ). Ввод в действие указанных документов однозначно

ставит вопрос о необходимости анализа существующих решений по ВЭ на предмет соответствия данным документам, а также вопрос последующей актуализации таких решений.

Этапы и основные направления актуализации по выводу из эксплуатации

Работы по актуализации концепции и проектных решений по выводу из эксплуатации энергоблоков 1 и 2 НВАЭС должны проводиться в целях обеспечения наиболее экономически эффективного сценария ВЭ площадки первой очереди НВАЭС на основе принципов обеспечения безопасности ядерно и радиационно опасных объектов, установленных международными и национальными нормативными документами, повышения конкурентоспособности Госкорпорации «Росатом» на международном рынке, развития технологической базы по ВЭ.

К основным направлениям актуализации стратегии и проектных решений по ВЭ стоит отнести следующие:

1. Комплексное планирование и управление проектом

Для решения поставленных в рамках работы задач необходимо сформулировать стратегические решения, определяющие основные принципы и подходы к поддержанию выводимых из эксплуатации объектов в безопасном состоянии и их ликвидации. Совокупность этих решений с соответствующими обоснованиями необходимо изложить в плане ВЭ, который, в соответствии с положениями отраслевой Концепции, должен лежать в основе принятия решений по корректировке локальной концепции ВЭ, программы ВЭ, проектной документации ВЭ и разработке порядка проведения работ. План ВЭ необходимо разрабатывать на основе проведенной декомпозиции объектов, подлежащих ВЭ, актуализации радиационных характеристик объектов и принципов обеспечения безопасности, установленных международными и национальными нормативными документами. Дальнейшее развитие этого направления должно заключаться в детализации плана по мере реализации других мероприятий программы и адаптации к нормативным требованиям.

2. Актуализация проектных решений по ВЭ 1, 2 блоков НВАЭС

Основой работ по минимизации эксплуатационных затрат на поддержание энергоблоков 1 и 2 НВАЭС в безопасном состоянии до их ликвидации должна стать декомпозиция площадки на отдельные РОО с учетом их характеристик, а также предполагаемого порядка ВЭ. Это позволит в дальнейшем использовать дифференцированный подход к обеспечению безопасности при эксплуатации энергоблоков в режиме окончательного останова и в ходе работ по ВЭ. Результаты декомпозиции площадки, а также актуализированные оценки радиационных характеристик должны лежать в основе разработки плана ВЭ, а также обоснования категорий отдельных РОО и подготовки рекомендаций по внесению соответствующих изменений в ООБ и лицензии.

Для определения оптимального с экономической точки зрения сценария ВЭ необходимо провести ТЭИ ВЭ энергоблоков с различным временем выдержки. При проведении соответствующих исследований необходимо принимать во внимание как положительные составляющие отложенной ликвидации энергоблоков (снижение активности конструкций и РАО за счет радиоактивного распада), так и отрицательные (обветшание зданий, сооружений и конструкций, утеря персоналом квалификации, снижение достоверности знаний о состоянии объекта). При проведении исследований также необходимо провести варианты оценки для различных конечных состояний площадки как одного из основных факторов, определяющих стоимость ВЭ и перспективы использования площадки в хозяйственной деятельности.

При актуализации проектных решений, а также порядка проведения работ по ВЭ объектов площадки энергоблоков 1 и 2 НВАЭС необходимо учитывать накопленный

международный опыт ВЭ ОИАЭ, включая, в том числе, и ВЭ предприятий топливного цикла. При разработке порядка проведения работ необходимо также принимать во внимание результаты вариантных расчетов с применением специализированного программного обеспечения для минимизации коллективных доз персонала и обобщенного риска потенциального облучения персонала и населения при проведении работ по ВЭ.

3. Оптимизация обращения с РАО

Основой для оптимизации схемы обращения с РАО на площадке энергоблоков 1 и 2 НВАЭС должен стать анализ сценариев образования и характеристик РАО, на основании которого должны быть выбраны оптимальные решения по обращению с РАО и радиоактивно загрязненными материалами (выдержка в ПВХ с установлением соответствующих сроков промежуточного хранения, кондиционирование и передача ФГУП НО РАО, захоронение на площадке, переработка загрязненного металла с целью дальнейшего использования в хозяйственной деятельности, в том числе с остаточными загрязнениями). В процессе работ должны быть рассмотрены технологические решения по уменьшению объемов РАО. К их числу относятся радиометрическая или водно-гравитационная сепарация РАО, электрокинетическая, пенная или гелевая дезактивация. При этом должна быть оценена возможность вторичного использования материалов, загрязненных радионуклидами, для производства металлических и бетонных контейнеров или бетонных вставок в контейнеры для упаковки средне-активных отходов, а также изучена возможность использования низко-активных материалов в работах по созданию следующих очередей АЭС или других промышленных объектов на площадке размещения.

Необходимо оценить возможность и необходимость создания технологического комплекса по уменьшению объемов и переработки РАО и материалов, загрязненных радионуклидами, а также возможность использования этого комплекса в рамках региона на базе координации действий с ФГУП НО РАО и с учетом перспектив по образованию эксплуатационных РАО и ВЭ энергоблоков. Обоснование тех или иных технических решений по обращению с РАО должны быть также подтверждены результатами расчетов влияния объекта на население, проживающее в районе размещения площадки, и окружающую среду. По итогам анализа должны быть подготовлены исходные данные для внесения изменений в инвестиционную программу ФГУП НО РАО (количество и характеристики эксплуатационных РАО и РАО от ВЭ, включая соответствие требованиям критериев приемлемости), а также проведено обоснование целесообразности внесения изменений в ряд действующих нормативных документов, регламентирующих обращение с РАО.

4. Управление персоналом

Одним из результатов программы будет являться снижение трудозатрат на поддержание объектов в безопасном состоянии, что, в свою очередь, неизбежно приведет к сокращению численности персонала, занятого эксплуатацией объектов в режиме окончательного останова. Соответственно необходимо предусмотреть план работ по управлению персоналом, направленный на эффективное использование высвобождаемых кадровых ресурсов. Основными направлениями деятельности по управлению персоналом должны стать:

- перепрофилирование персонала на осуществление практических работ по ликвидации объекта;
- использование ликвидируемых объектов для обучения и подготовки ремонтного и эксплуатационного персонала действующих энергоблоков НВАЭС при участии сотрудников ОДИЦ;
- использование ликвидируемых объектов для обучения и подготовки персонала по ВЭ энергоблоков АЭС и объектов топливного цикла при участии сотрудников ОДИЦ;
- перепрофилирование персонала на эксплуатацию комплекса по переработке РАО.

5. Актуализация нормативного регулирования работ по ВЭ

Как было отмечено выше, существующее нормативно-правовое регулирование ВЭ нуждается в корректировке, вследствие того, что не в полной мере отражает международные подходы к обеспечению безопасности, кроме того, они не учитывают, правоприменительную практику в части ВЭ ОИАЭ. Нормативные документы, регламентирующие ВЭ, можно условно разделить на три категории:

- документы, регламентирующие непосредственно ВЭ ОИАЭ;
- документы, регламентирующие обращения с РАО на различных этапах их жизненного цикла (от образования до захоронения в ПЗРО);
- документы, косвенно регулирующие ВЭ (СНиП, документы по радиационной защите и т.д.).

Очевидно, что каждая из категорий документов нуждается в корректировке в той или иной мере. Несмотря на то, что окончательные рекомендации по корректировке будут основываться на результатах анализа действующей и разрабатываемой нормативной документации, а также на основе анализа характеристик и возможных сценариев обращения с РАО, уже сейчас можно отметить отдельные моменты, обоснование которых должно быть включено в рассматриваемые работы:

- перевод энергоблока на соответствующем этапе жизненного цикла (после выгрузки ОЯТ) в категорию радиационные источники или пункты хранения РАО на основании декомпозиции площадки энергоблоков 1 и 2 с внесением соответствующих изменений в ООБ и лицензии;
- захоронение или выдержка ОНРАО на площадке предприятия в соответствии с возможностью, допускаемой ст. 27 Федерального закона от 11.07.2011 № 190-ФЗ «Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации»;
- классификация удаляемых радиоактивных отходов с учетом различной радиологической опасности отдельных радионуклидов.

6. Распространение положительного опыта

Работы по ВЭ энергоблоков 1 и 2 НВАЭС должны рассматриваться как пилотный проект, в ходе реализации которого, помимо выбора оптимального варианта ВЭ и проектного решения по ВЭ энергоблоков 1 и 2 НВАЭС, будет проведена апробация различных технологий с дальнейшей выработкой рекомендаций по их применению при ВЭ других энергоблоков, как на площадках НВАЭС, так и на площадках других станций концерна «Росэнергоатом». С учетом этого на начальной стадии практических работ по ВЭ энергоблоков необходимо применять различные методы монтажа оборудования, дезактивации строительных конструкций и оборудования, обращения с РАО для уточнения исходных данных по их характеристикам. В дальнейшем полученные данные должны стать основой для оптимизации технологических решений при ВЭ энергоблоков АЭС концерна «Росэнергоатом».

Первые этапы реализации программы в нашем понимании сегодня выглядят так:

2015 год – разрабатываются решения по декомпозиции объектов промплощадки 1-й очереди НВАЭС, определяются режимы эксплуатации обеспечивающих систем и первый комплекс мер по оптимизации затрат, устанавливается перечень нормативных актов и руководящих документов ОАО «Концерн Росэнергоатом», подлежащих переработке, готовятся предложения по первоочередным из них, частично актуализируются данные по радиационной обстановке, выполняется актуализация концепции и программ ВЭ 1 и 2 блоков НВАЭС.

2016 год – выполняется основной объем работ по обоснованию внесения изменений в действующие регламенты и нормативные документы, и обеспечивается сопровождение

этого процесса. Выполняется ТЭИ, формируется облик конечного состояния объектов промышленной площадки. Готовятся предложения по актуализации проекта ВЭ на основании действующей нормативно-правовой базы и актуализированной программы ВЭ, разрабатывается система управления проектом.

2017-2019 годы – завершаются работы по корректировке основного объема руководящих документов, осуществляются актуализация проектной документации в соответствии с предложениями, разработанными на предыдущих этапах, продолжается проведение практических работ по подготовке к ликвидации объекта.

Влияние на состояние окружающей среды в период подготовки к этапу ВЭ 1 и 2 блоков НВАЭС

Следует отметить, что радиационная обстановка в помещениях зоны свободного доступа блока № 1 в период после остановки эксплуатации не превышала природного фонового значения и находилась в пределах от 0,10 до 0,13 мкЗв/ч.

В то же время в помещениях зоны контролируемого доступа и от отдельного оборудования мощность дозы превышает 100 мЗв/час (теплообменники КГО), что предопределяет соблюдение правил безопасности при работах.

В период подготовки блоков к выводу из эксплуатации проводились отдельные работы по дезактивации и демонтажу оборудования. При выполнении подобных работ часть радионуклидов могла попасть в воздушную среду как внутри помещений, так и через вентиляцию в окружающую среду.

Данные о содержании отдельных радионуклидов в воздухе помещений представлены в таблице 3.13.

Таблица 3.13 – Средняя объемная активность гамма-излучающих аэрозолей в воздухе рабочих помещений блока № 1 в 2007 г., мБк/м³

| Квартал | Наименование помещения | ⁵⁴ Mn | ⁶⁰ Co | ¹³⁴ Cs | ¹³⁷ Cs |
|--------------------|--|------------------|------------------|-------------------|-------------------|
| 1 кв. | ЦЗ-бл. отм. +21,000 | 0 | 0,5 | 0 | 2 |
| 2 кв. | | 0,2 | 1,3 | 0 | 2,3 |
| 3 кв. | | 0,14 | 1 | 0 | 0,98 |
| 4 кв. | | 0,12 | 2 | 0 | 1 |
| 1 кв. | Коридор РО отм. +4,000 | 0,15 | 0,6 | 0 | 0,9 |
| 2 кв. | | 0 | 0,2 | 0 | 0,5 |
| 3 кв. | | 0 | 0,19 | 0 | 0,12 |
| 4 кв. | | 0 | 0,01 | 0 | 0,17 |
| 1 кв. | Зал обслуживания СВО-1 отм. +32,000 | 0 | 0,4 | 0 | 1,6 |
| 2 кв. | | 0 | 0,2 | 0 | 2 |
| 3 кв. | | 0 | 0,07 | 0 | 0,5 |
| 4 кв. | | 0,03 | 0,08 | 0 | 1,82 |
| 1 кв. | Щит СВО отм. +32,000 | 0 | 0,14 | 0 | 0,12 |
| 2 кв. | | 0 | 0,1 | 0 | 0,3 |
| 3 кв. | | 0 | 0,07 | 0 | 0,4 |
| 4 кв. | | 0 | 0,01 | 0 | 0,21 |
| 1 кв. | УГУ-500 | 0,12 | 1,7 | 0 | 13 |
| 2 кв. | | 0 | 3,6 | 0 | 64 |
| 3 кв. | | 0 | 0,17 | 0 | 2,5 |
| 4 кв. | | 0 | 0,2 | 0 | 1 |
| ДОА ^{нас} | | 72000 | 11000 | 19000 | 27000 |

Как видно из представленных в таблице 3.13 данных, концентрации р/н в воздухе рабочих помещений были ниже на 3 и более порядков величины допустимой объемной активности для населения, установленных действующими НРБ-99/2009. Поэтому, хотя аэрозольные фильтры в этот период в вентсистемах блока отсутствовали, никакой опасности для загрязнения воздушной среды не существовало.

Примерно такие же концентрации радионуклидов наблюдались в 2007 г. в воздухе рабочих помещений блока № 2.

В период с 1989 г. по 2015 г. наработка новых радиоактивных веществ отсутствовала, а их выбросы через штатные системы выбросов и сбросов были многократно ниже действовавших нормативных требований.

Конечно, это не гарантирует полностью того, что в период активных работ по демонтажу и дезактивации помещений концентрации радионуклидов в воздухе не вырастут. Иными словами вопрос о выбросах в этот период должен быть проработан в проектной документации с соблюдением действующих нормативов.

3.2.3 Текущая оценка доз облучения населения от эксплуатации работающих блоков НВАЭС

Годовые эффективные дозы (ГЭД) облучения населения, проживающего в зоне наблюдения Нововоронежской АЭС, за счёт радиоактивных выбросов и сбросов исчисляются микроЗивертами, т.е. составляют тысячные – сотые доли от установленного законом дозового предела в 1 мЗв/год [Федеральный закон, 1996] и пренебрежимо малы по сравнению с фоновым облучением. Средние эффективные дозы облучения населения г. Нововоронеж за счет выбросов НВАЭС по данным ФМБА России, представленные в «Радиационно-гигиенических паспортах Российской Федерации» за период с 2004 г. по 2013 г., показаны на рисунке 3.20.

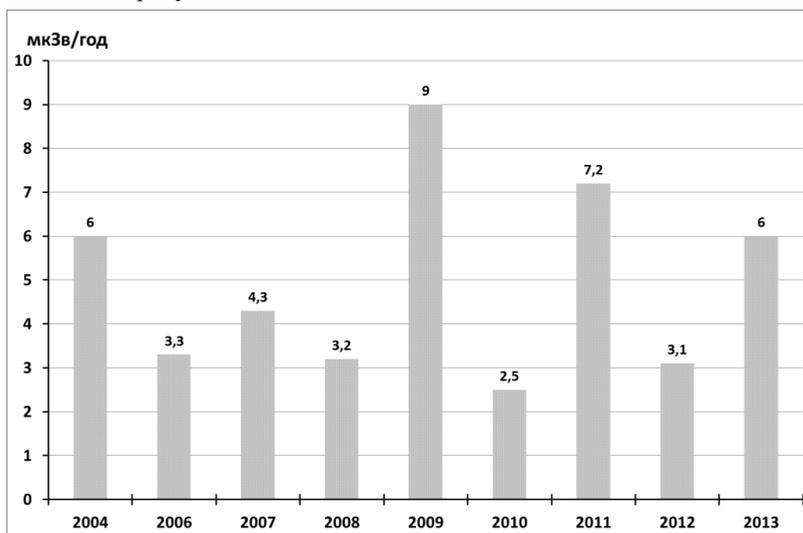


Рисунок 3.20 - Средние годовые эффективные дозы облучения населения г. Нововоронежа от радиоактивных выбросов и сбросов НВАЭС (данные радиационно-гигиенических паспортов РФ за 2004–2013 гг.) [Результаты, 2005-2014]

Важно отметить, что столь низкие дозы облучения населения не поддаются измерению приборами, поскольку укладываются в границы временных флуктуаций естественного фона (рисунок 3.18), и могут быть оценены лишь расчетным путем.

Поэтому оценки таких чрезвычайно низких доз зависят от принятой методологии расчета доз.

Так, например, из-за протечки жидких радиоактивных отходов из ЖХО 2 в р. Дон в 2003 г. средняя ГЭД, по оценкам специалистов ФМБА, составила 10 мкЗв. Специалистами ИБРАЭ РАН [Отчет, 2008] выполнены прогнозные расчеты годовой эффективной дозы облучения населения (критическая группа «рыбаки») в результате совместной работы НВАЭС и НВАЭС-2 с учетом всех путей облучения.

Полная доза (с учетом потребления рыбы, молока, мяса и овощей местного производства) могла составлять до 0,85 мкЗв/год, в том числе за счет:

- водопользования – 0,83 мкЗв/год;
- воздушного пути облучения – 0,02 мкЗв/год.

В таблице 3.14 представлены результаты расчетов возможного канцерогенного риска от радиоактивных выбросов НВАЭС за разные годы эксплуатации. Следует отметить, что аналогичные расчеты, выполненные нами в ходе выполнения данной НИР с использованием программного комплекса «Нострадамус» [Аттестационный, 2003], а также базы данных по мониторингу вокруг ЯРОО, созданной в ходе выполнения настоящей НИР, и метеоданных, предоставленных Росгидрометом, дали еще более низкие оценки риска для жителей г. Нововоронежа. Т.е. движение в сторону большей реалистичности выполняемых оценок практически всегда понижает консервативность. Это было подтверждено в ходе почти 30-летних исследований различных научных центров СССР, а позднее и России по оценке доз облучения населения, проживающего вокруг всех российских АЭС, а также и в районах расположения других радиационно-опасных объектов.

Таблица 3.14 - Прогноз возникновения канцерогенных эффектов для населения г. Нововоронежа от выбросов радиоактивных веществ НВАЭС

| Год | Средняя эффективная доза, мкЗв | Численность населения г. Нововоронежа, тыс. чел. (данные Росстата) | Среднегодовые риски, число возможных случаев | |
|------|--------------------------------|--|--|---------------|
| | | | Индивидуальные | Популяционные |
| 2013 | 6,5 | 31,8 | $3,3 \times 10^{-7}$ | 0,0114 |
| 2012 | 3,1 | 31,1 | $1,7 \times 10^{-7}$ | 0,0053 |
| 2011 | 7,2 | 32,6 | $3,9 \times 10^{-7}$ | 0,0129 |
| 2010 | 2,5 | 32,6 | $1,4 \times 10^{-7}$ | 0,0045 |
| 2009 | 9,0 | 34,9 | $5,0 \times 10^{-7}$ | 0,0173 |
| 2008 | 3,2 | 35,2 | $1,8 \times 10^{-7}$ | 0,0062 |
| 2007 | 4,3 | 35,6 | $2,3 \times 10^{-7}$ | 0,0082 |
| 2006 | 3,3 | 35,6 | $1,8 \times 10^{-7}$ | 0,0064 |
| 2004 | 6 | 36,5 | $3,3 \times 10^{-7}$ | 0,0120 |

Как видно из данных таблицы 3.14, консервативно оцененные значения индивидуального пожизненного риска смерти от дополнительных онкологических заболеваний для населения г. Нововоронежа от радиоактивных выбросов НВАЭС при годовых дозах, полученных в период с 2004 г. по 2013 г., находились на уровне 10^{-7} . В 2012 г. значение индивидуального риска составило $1,7 \cdot 10^{-7}$, что на два порядка ниже допустимого предела ($5,0 \cdot 10^{-5}$) и почти в миллион раз ниже фонового риска. Общее число теоретически рассчитанных на основе линейной беспороговой концепции ожидаемых смертей от рака составило 0,01 дополнительных случаев в год (или 1 дополнительный случай за 100 лет работы станции). При этом ежегодно в г. Нововоронеже около 100 человек умирает в результате онкологического заболевания. Оставаясь на позициях ЛБП концепции можно оценить, например, общее число случаев смерти от онкологических заболеваний, вызванных суммарным облучением от естественного и техногенного фона. Расчеты показывают, что, например, облучение в 2012 г. может вызвать в последующем

0,6 случаев у персонала, работающего на НВАЭС, и 4,6 случаев смерти среди остального населения г. Нововоронежа. Повторимся, что этот прогноз будет реалистичным, если в будущем подтвердится ЛБП концепция. Но и в этом случае вклад техногенной составляющей составит только около 4 % (за счет дозовых нагрузок на персонал).

Вероятность возникновения наследственных эффектов при существующих дозах облучения столь ничтожна (индивидуальный риск составляет 10^{-11} – 10^{-9} в год), что вопрос о появлении дополнительных случаев генетических патологий среди населения г. Нововоронежа вообще лишен смысла.

Во многом проведенный анализ носит иллюстративный характер, поскольку, повторимся, влияние доз облучения ниже 1 мЗв/год на состояние любой популяции, включая и человеческую, может в настоящее время носить только умозрительный характер.

Следует также подчеркнуть, что все полученные расчетные величины дополнительной дозы облучения значительно ниже установленного Санитарными Правилами «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009)» дозового предела в 1 мЗв/год. Полученные специалистами и ИБРАЭ и ФМБА значения дозы настолько малы, что неизбежные расчетные погрешности таких оценок оказываются много выше величин самих доз.

Единственно правильный вывод, который можно сделать на основе представленных результатов расчета доз, состоит в том, что облучение населения от атомных станций, работающих в нормальном режиме, крайне мало, в сотни и тысячи раз ниже доз, получаемых от природных источников и медицинских процедур, и в свете сегодняшних представлений не может никак сказываться на здоровье населения и состоянии окружающей среды.

По данным «Радиационно-гигиенического паспорта Российской Федерации за 2013 г.» [Результаты, 2014] средняя эффективная доза облучения населения Воронежской области в 2013 г. составила 3,3 мЗв. Ведущим фактором облучения являются природные источники (более 75 %), создающие дозу около 2,48 мЗв/год (рисунок 3.21). Такие уровни близки к среднемировым показателям.

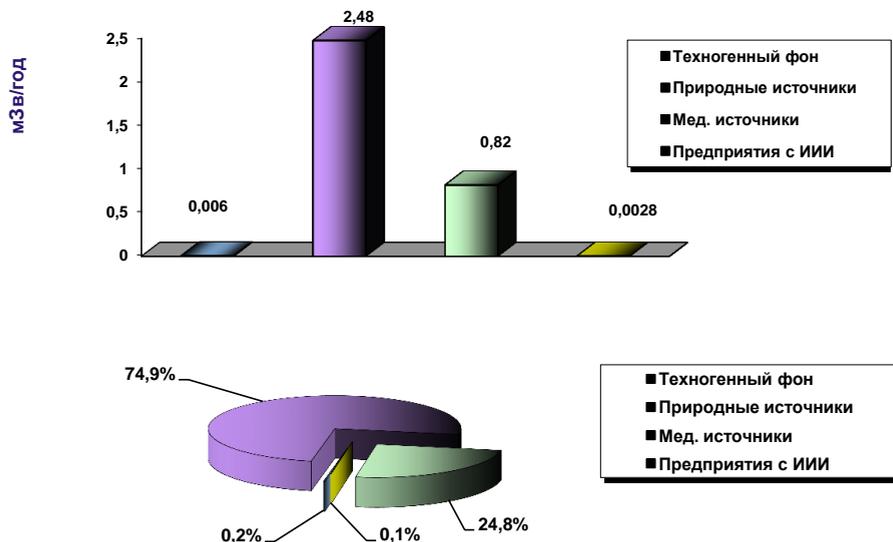


Рисунок 3.21 - Структура годовой эффективной дозы облучения населения Воронежской области в 2013 г. по данным радиационно-гигиенического паспорта РФ

Как видно из рисунка 3.21, роль техногенного фона (глобальные выпадения и выпадения в результате аварии на ЧАЭС) играет для жителей Воронежской области столь незначительную роль (существенно меньшую неопределенностей, связанных с двумя другими составляющими). Очевидно, в данном случае практически бессмысленно проводить расчеты от подобных составляющих ионизирующего облучения, поскольку расчеты только увеличат неопределенности от тех источников, которые по своей мощности значительно меньше колебаний, характерных для двух других источников.

Кроме фактически нерегулируемого облучения населения, небольшая категория граждан получает облучение на своем рабочем месте. На предприятиях Воронежской области, применяющих ИИИ, работает около 5433 человек, из которых около 2964 человек занято на НВАЭС. Численность персонала группы А составляет 4268 чел., из которых большая половина (2284) это в основном медицинские работники и 1984 человек — работники НВАЭС.

В атомной отрасли в последние годы имеет место выраженная тенденция к снижению уровней облучения персонала за счёт повышения культуры производства и совершенствования ядерных технологий, характерных для всех предприятий ЯТЦ России. На рисунке 3.22 представлены данные по величинам среднегодовых доз профессионального облучения работников Нововоронежской АЭС.

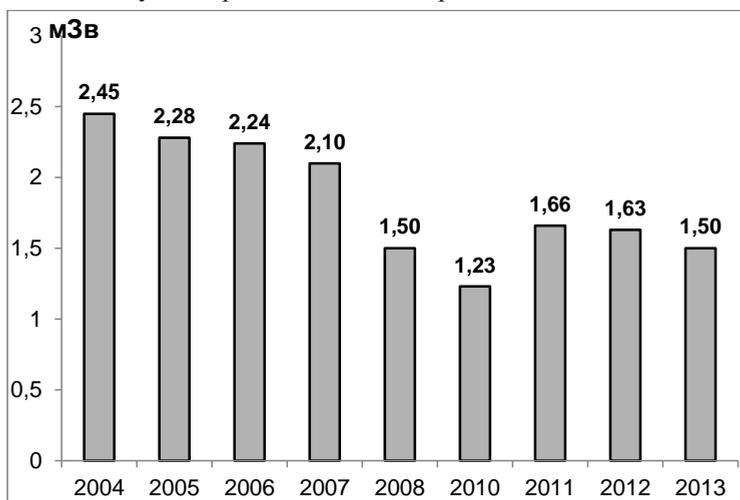


Рисунок 3.22 - Динамика среднегодовых доз облучения персонала НВАЭС

Таким образом, для ограниченной части населения Воронежской области вклад техногенной составляющей радиационного облучения может составлять в среднем от 27 % (2010 г.) до 42 % (2004 г.). Формально в этом случае можно оценить добавочные риски. Но с научной точки зрения влияние естественного радиационного фона на возникновение канцерогенеза является не более чем гипотезой, поэтому риски от фоновых (или около фоновых) значений можно интерпретировать как некий условный уровень существующего риска (при учёте, естественно, и тех рисков возникновения онкологических заболеваний, которые создают другие факторы естественной природы). Такой фоновый риск может быть использован при планировании экономического развития региона. Надо сказать, что само определение фонового уровня является сложнейшей научной задачей. В практическом плане такой риск получают из многолетних данных эпидемиологических наблюдений. Однако эти данные содержат как минимум две составляющие: естественной и техногенной природы, разделение которых представляется крайне сложной практической задачей. Полагают также, что сюда же следует добавить груз накапливаемых наследственных изменений. На сегодняшний день

не получены какие-либо данные, позволяющие с приемлемой точностью разделить вклад каждой из компонент. А это крайне важно получить высокую точность, поскольку часто изучаемый фактор дополнительного влияния если и добавляет риск, то в количественном выражении очень маленький, в сотни и тысячи раз ниже той вариабельности данных, которую получают из эпидемиологических наблюдений.

3.2.4 Комплексная оценка рисков для населения Воронежской области

В 2009-2010 гг. в Воронежской области нами проводились комплексные исследования, целью которых была оценка экологической безопасности территории Воронежской области с использованием методологии анализа риска для здоровья населения [Арутюнян, 2010]. Такие исследования в промышленном регионе центра России должны были четче обозначить экологические ориентиры для разработки стратегии устойчивого развития области. Кроме того, они были вызваны необходимостью получения компетентного обоснования под строительство новой очереди НВАЭС.

В сферу исследований в области анализа рисков для здоровья были включены: расчет рисков, обусловленных химическим загрязнением атмосферного воздуха на территории Воронежской области; оценка влияния работы тепловых электростанций на здоровье населения г. Воронежа; расчет радиационных рисков для населения г. Нововоронежа, связанных с функционированием НВАЭС и прогнозной оценкой влияния строящихся энергоблоков.

Изучалось влияние на здоровье населения наиболее распространенных «классических» загрязняющих веществ: диоксидов азота и серы, оксида углерода и мелкодисперсной фракции взвешенных веществ. Оценка возможных ущербов здоровью осуществлялась в единицах дополнительных случаев смерти (общей смерти, смерти от сердечно-сосудистых и респираторных заболеваний) и госпитализации (по поводу обострения бронхиальной астмы, респираторных и сердечно-сосудистых заболеваний) с применением современных, принятых в международной практике подходов и рекомендаций ВОЗ.

Полученные результаты показали, что хроническое загрязнение воздуха в г. Воронеже и в районных центрах обуславливает значимые уровни риска здоровью населения. При этом основной вклад (более 80%) в формирование возможного ущерба вносят взвешенные вещества и диоксид серы (рисунок 3.23). В г. Воронеже прогнозируется около 2,1 дополнительных случаев смерти на 1 тыс. населения ($2,1 \cdot 10^{-3}$), суммарный ущерб - около 1500 случаев преждевременной смерти в год. Вклад в общую смертность населения города (без учета внешних причин) достигает 13%.

Оценка возможной канцерогенной опасности для здоровья населения областного центра показала, что индивидуальный суммарный канцерогенный риск от воздействия семи канцерогенов, контролируемых в городском воздухе (1,3-бутадиен, хром (6+), акрилонитрил, формальдегид, свинец, этилбензол, стирол) составляет $9,3 \cdot 10^{-5}$ за год ($6,5 \cdot 10^{-3}$ за жизнь), что превышает приемлемый уровень для населения, рекомендованный Роспотребнадзором. Верхняя граница годового приемлемого риска установлена на уровне $1 \cdot 10^{-6}$. Основной вклад (93%) в величину риска вносят 1,3-бутадиен и хром (6+). Популяционный канцерогенный риск, определяющий дополнительное к фону число злокачественных новообразований, составляет 70 случаев ежегодно (рисунок 3.23).



Рисунок 3.23 - Оценка индивидуальных и популяционных рисков от загрязнения воздуха в г. Воронеже

Влияние объектов тепловой энергетики на здоровье населения изучалось на основе сравнения расчетных концентраций загрязняющих веществ и критериев их опасности. Концентрации вредных веществ в приземном воздухе получали с помощью моделирования рассеивания выбросов загрязняющих веществ от ТЭЦ-1 и ТЭЦ-2 г. Воронежа. Полученные результаты показали, что произошедшее в последнее десятилетие изменение структуры топливного баланса ТЭЦ-1 в сторону увеличения доли газового топлива (при сокращении потребления угля) и проведение природоохранных мероприятий способствовали снижению выбросов загрязняющих веществ и уменьшению негативного воздействия на здоровье населения. Согласно материалам исследования, проведенного в 1999–2000 гг. (совместные исследования Авалиани С.Л. и управления Роспотребнадзора по Воронежской области), ущерб здоровью от выбросов ТЭЦ-1 взвешенных веществ составлял в тот период 390 дополнительных случаев смерти в год; от выбросов сернистого ангидрида – 145. В настоящее время концентрации сернистого ангидрида, PM_{2,5} и диоксида азота в атмосферном воздухе находятся ниже эпидемиологического порога действия загрязняющих веществ и соответственно риски от их влияния ничтожно малы. Уменьшение нагрузки на воздушный бассейн за счет снижения более чем в 5 раз доли угля в топливном балансе станции (с 17% до 3,3%) и увеличения использования газового топлива, в сочетании с изменившимися научными представлениями о критериях ущерба здоровью населения явились причиной значительного снижения расчетных оценок ущерба (рисунок 3.24).

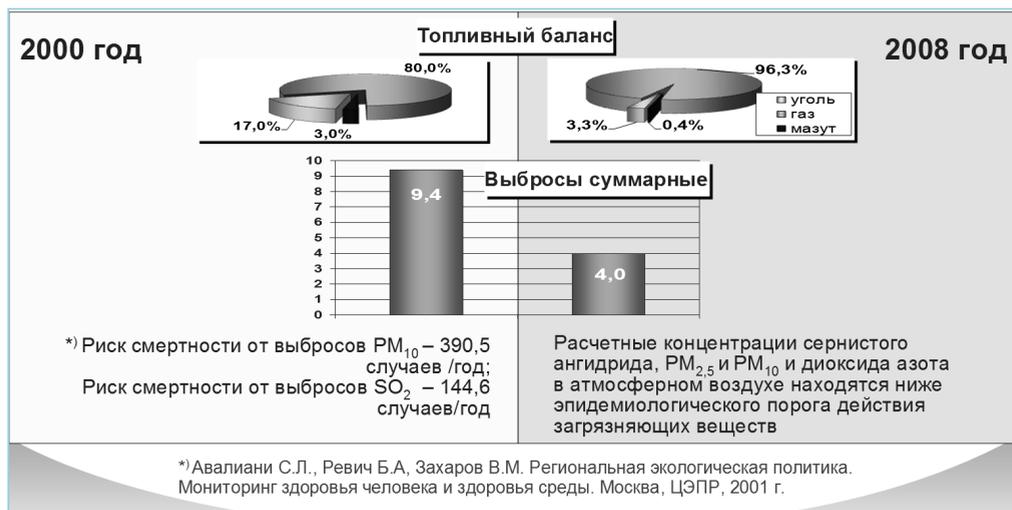


Рисунок 3.24 - Оценка рисков на население г. Воронежа от выбросов ТЭС-1 в 2000 и 2008 годах

Необходимо заметить, что риски для здоровья, связанные с угольной энергетикой, являются значимыми как для российских, так и зарубежных, более «экологически» чистых ТЭС. По нашим оценкам, индивидуальные годовые риски от загрязнения воздуха угольной золой в российских городах с крупными угольными станциями (Рефтинская ГРЭС г. Асбест, Ростовская ГРЭС г. Новочеркасск и др.) составляют $10^{-4} \div 10^{-3}$, а суммарный ущерб достигает 5–7 тысяч дополнительных случаев смерти ежегодно. Согласно оценкам Агентства по охране окружающей среды США загрязнение воздуха, вызванного деятельностью тепловых электростанций, 70% которых работает на угле, приводит к преждевременной смерти почти 24000 американцев ежегодно, из которых 2800 смертей вызваны раком легких.

Резкое снижение рисков в результате увеличения в структуре топливного баланса ТЭС-1 доли газа до 96% не является неожиданным. Имеются научные данные, подтверждающие высокую степень экологической безопасности газовой энергетики. Известным проектом по оценке и сравнительному анализу «внешней цены» (ущерба здоровью человека и природной среде) разных видов производства электроэнергии стал проект Extern E (External Costs of Energy), осуществленный ЕС в сотрудничестве с министерством Энергетики США. В усредненном виде значения ущербов здоровью всего населения Европы (480 млн чел.) в натуральных показателях – потерянные годы жизни на 1 ТВт·ч выработанной электроэнергии¹⁴ – составили 7 чел-лет при производстве электроэнергии на ядерном топливе, 44 чел-лет – на газе, 144 и 164 – на каменном и буром угле соответственно.

Сравнительный анализ радиационных рисков, связанных с работой НВАЭС и химических рисков показал, что индивидуальные риски развития онкозаболеваний для населения г. Воронежа по причине загрязнения воздуха химическими канцерогенами и риски смерти от воздействия «классических» загрязняющих веществ оказываются на три – четыре порядка величины выше радиационных рисков, связанных с текущей работой НВАЭС (рисунок 3.24).

¹⁴ На конец 2014 г. годовое мировое производство электроэнергии оценивалось величиной близкой к 23 536,5 ТВт·ч [BP Statistical Review of World Energy 2015 workbook].

3.2.5 Оценка доз облучения биоты

Для оценки эффектов воздействия радиационного фактора на природные экосистемы в зонах влияния НВАЭС, принимая во внимание эколого-географические характеристики исследуемых областей, в качестве референтных рассмотрены следующие виды: растения – сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*), кольчатые черви (аннелиды) – дождевой червь (*Lumbricina*); мелкие млекопитающие – полевка европейская рыжая (*Clethrionomys glareolus*); крупные млекопитающие – косуля европейская (*Capreolus capreolus*), лось (*Alces alces*). Методика оценки доз облучения биотических компонентов природных экосистем описана в главе 2. При проведении расчетов были использованы данные радиационного мониторинга окружающей среды в регионе расположения НВАЭС [Росгидромет, 2000–2015], актуализированные в электронной базе данных.

Расчет мощностей доз облучения обитателей наземных экосистем в районе размещения НВАЭС проводился, согласно рекомендациям МКРЗ [ICRP, 2009; UNSCEAR, 1996, 2008], для существующего (по данным радиационного мониторинга) и планируемого (при учете только выбросов и сбросов НВАЭС) облучения с помощью специально разработанного программного обеспечения (таблица 3.15).

Таблица 3.15 - Мощности доз облучения биологических объектов наземных природных экосистем в районе размещения НВАЭС, Гр/час

| Биологический объект | Мощность поглощенной дозы, Гр/час | | | |
|----------------------|-----------------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| | Существующее | | | Планируемое |
| | СЗЗ | ЗН | КП | |
| Сосна (кроны) | $6,7 \cdot 10^{-12}$ | $4,9 \cdot 10^{-12}$ | $3,6 \cdot 10^{-12}$ | $2,0 \cdot 10^{-13}$ |
| Косуля | $4,5 \cdot 10^{-9}$ | $3,3 \cdot 10^{-9}$ | $2,5 \cdot 10^{-9}$ | $1,4 \cdot 10^{-10}$ |
| Лось | $2,4 \cdot 10^{-8}$ | $1,8 \cdot 10^{-8}$ | $1,3 \cdot 10^{-8}$ | $7,2 \cdot 10^{-10}$ |
| Рыжая полевка | $2,0 \cdot 10^{-7}$ | $1,5 \cdot 10^{-7}$ | $1,1 \cdot 10^{-7}$ | $6,2 \cdot 10^{-9}$ |
| Дождевой червь | $3,1 \cdot 10^{-7}$ | $2,3 \cdot 10^{-7}$ | $1,7 \cdot 10^{-7}$ | $9,5 \cdot 10^{-9}$ |

В порядке возрастания дозовых нагрузок изученные группы организмов могут быть расположены одинаковым образом для всех ситуаций облучения: растения < крупные млекопитающие < мелкие млекопитающие < аннелиды. Во многом это связано с их образом жизни и с тем фактом, что верхний слой почвы часто является основным аккумулятором радиоактивных веществ, выброшенных в атмосферу действующими ЯРОО. Одновременно почва является и основным источником облучения от естественных и глобально рассеянных радионуклидов.

Оцененные значения мощностей дозы хронического облучения биологических объектов наземных экосистем значительно ниже безопасного уровня радиационного воздействия (0,1 мГр/час). Так, наибольшие дозы, согласно проведенным оценкам, получает дождевой червь, мощность дозы планируемого облучения которого составляет $9,5 \cdot 10^{-9}$ Гр/час, а существующего в санитарно-защитной зоне НВАЭС – $3,1 \cdot 10^{-7}$ Гр/час, что, соответственно, в 10000 и 320 раз ниже рекомендованного предела [ICRP, 2009; UNSCEAR, 2010].

При оценке радиационного воздействия на водную биоту ориентировались на два крупных поверхностных водоема, расположенных в зоне возможного влияния НВАЭС. Для р. Дон вблизи НВАЭС в качестве референтных были выбраны следующие виды биоты: рыбы — щука, плотва; пресноводные моллюски и водоросли. Для водоема-охладителя НВАЭС в качестве референтных были выбраны следующие виды: рыбы — толстолобик, карп; моллюски дрейссена; водоросли. Методика оценки доз облучения биотических компонентов природных экосистем приведена в главе 2. Для референтных видов биоты рассчитывались дозовые нагрузки внутреннего и внешнего облучения от радионуклида ^{137}Cs , который является основным контролируемым нуклидом в системе мониторинга водоемов НВАЭС. Дозовая нагрузка от внутреннего облучения определяется

активностью радионуклида в тканях гидробионтов; внешняя дозовая нагрузка обусловлена облучением от радионуклида, содержащегося в воде и донных отложениях.

Измеренные значения концентрации ^{137}Cs в водоемах и рыбе в районе НВАЭС представлены в таблице 3.16. Для остальных референтных видов водной биоты концентрации ^{137}Cs в биологических тканях оценивались с использованием коэффициентов накопления.

Таблица 3.16 - Уровни загрязнения ^{137}Cs водной среды и биоты в районе НВАЭС

| Водоемы | Вода, мБк/л | Донные отложения, Бк/кг | Рыба, Бк/кг |
|--------------------------|------------------|----------------------------|-------------|
| Водоем-охладитель НВАЭС | 16,6 (12,3-20,4) | 4,2 (2,0-6,3) | 0,31 |
| р. Дон, 6 км ниже сброса | 19,1 (15,2-23,5) | 28,7 (11-35) | 0,31 |

Существующие в настоящее время средние дозовые нагрузки на референтные виды водных экосистем в районе НВАЭС представлены в таблице 3.17.

Таблица 3.17 - Мощности дозы облучения ^{137}Cs референтных видов водной биоты в районе НВАЭС, мкГр/час

| Биологический объект | $D_{\text{внутр.и.к.}}$ | $D_{\text{внеш.вод.и.к.}}$ | $D_{\text{внеш.дон.и.к.}}$ | Суммарная мощность дозы облучения, $D_{\text{и.к.}}$ | Безопасный уровень облучения |
|-------------------------|-------------------------|----------------------------|----------------------------|--|------------------------------|
| Водоем-охладитель НВАЭС | | | | | |
| Толстолобик | $5,9 \cdot 10^{-5}$ | $4,8 \cdot 10^{-6}$ | $2,4 \cdot 10^{-4}$ | $3,1 \cdot 10^{-4}$ | 40 |
| Карп | $5,9 \cdot 10^{-5}$ | $4,7 \cdot 10^{-6}$ | $9,3 \cdot 10^{-4}$ | $1,0 \cdot 10^{-3}$ | 40 |
| Моллюски дрейссена | $6,1 \cdot 10^{-5}$ | $4,5 \cdot 10^{-6}$ | $1,3 \cdot 10^{-3}$ | $1,4 \cdot 10^{-3}$ | 100 |
| Водоросли | $1,5 \cdot 10^{-4}$ | $5,2 \cdot 10^{-6}$ | $1,5 \cdot 10^{-3}$ | $1,7 \cdot 10^{-3}$ | 400 |
| р. Дон | | | | | |
| Щука | $5,9 \cdot 10^{-5}$ | $5,4 \cdot 10^{-6}$ | $6,4 \cdot 10^{-3}$ | $6,5 \cdot 10^{-3}$ | 40 |
| Плотва | $5,9 \cdot 10^{-5}$ | $5,5 \cdot 10^{-6}$ | $1,7 \cdot 10^{-3}$ | $1,7 \cdot 10^{-3}$ | 40 |
| Пресноводные моллюски | $7,0 \cdot 10^{-5}$ | $5,9 \cdot 10^{-6}$ | $8,9 \cdot 10^{-3}$ | $9,0 \cdot 10^{-3}$ | 100 |
| Водоросли | $1,7 \cdot 10^{-4}$ | $7,1 \cdot 10^{-6}$ | $1,1 \cdot 10^{-2}$ | $1,1 \cdot 10^{-2}$ | 400 |

Оцененные мощности дозы достаточно малы и не превышают скринингового уровня в 10 мкГр/час [Garnier-Laplace et al., 2006; Sazykina et al., 2009; Ulanovsky et al., 2006; Ulanovsky, Pröhl, 2008]; таким образом, для биоты водоемов в районе Нововоронежской АЭС не ожидается проявления детерминированных радиационных эффектов на жизнеспособность, репродуктивность и продолжительность жизни.

3.3 Влияние Ленинградской АЭС и других радиационно-опасных объектов на радиоэкологическую обстановку региона

Ленинградская АЭС (ЛАЭС или ЛАС) и другие ЯРОО расположены в 80 км западнее г. Санкт-Петербурга на побережье Копорской губы Финского залива Балтийского моря, рисунок 3.25. Наиболее крупные населенные пункты в районе расположения ЛАЭС: г. Сосновый Бор (65,1 тыс. человек), и п. Лебяжье (5,4 тыс. человек).



Рисунок 3.25 – Расположение г. Сосновый Бор Ломоносовского р-на Ленинградской области

Здесь в пределах сравнительно небольшой промышленной зоны сосредоточены несколько значимых предприятий атомно-промышленного комплекса: Ленинградская АЭС; Ленинградское отделение филиала «Северо-западный территориальный округ» ФГУП РосРАО; Научно-исследовательский технологический институт им. А.П. Александра (НИТИ) с комплексом экспериментальных ядерных установок, включающим крупномасштабные стенды и энергоблок нового поколения ВВЭР-640; Предприятие ЗАО «Экомет-С» – крупнейший в Европе частный завод по переплавке радиоактивных металлических отходов, расположенный на территории Ленинградского отделения филиала «СЗТО» ФГУП РосРАО и ХЖО ЛАЭС. В настоящее время ведется строительство двух блоков ЛАЭС-2 на базе водо-водяных энергетических реакторов (проект ВВЭР-1200/491) и еще запланировано строительство двух аналогичных блоков. Общий вид промышленной зоны показан на рисунке 3.26.

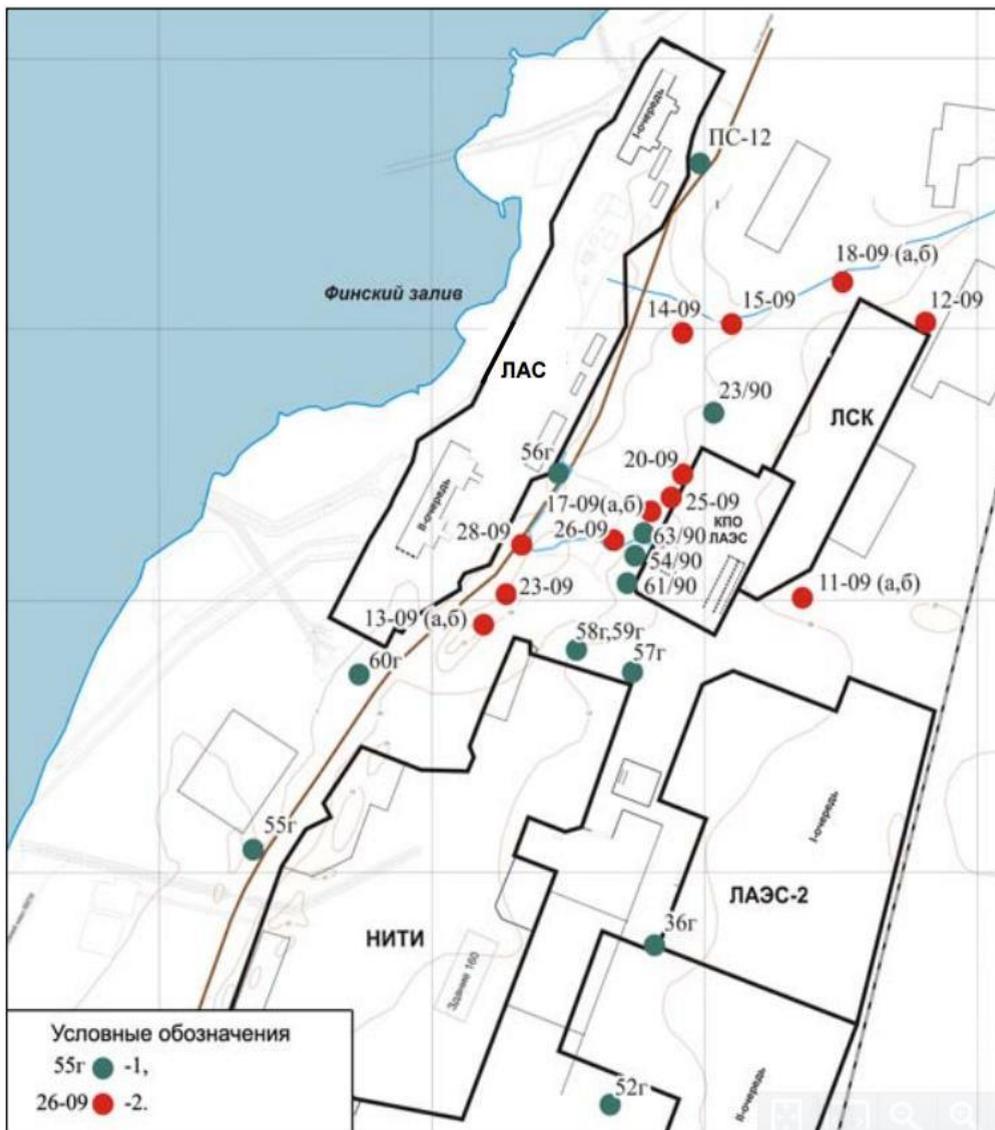


Рисунок 3.26 - Схема промышленной зоны рядом с г. Сосновый Бор, а также сети мониторинговых скважин между площадками предприятий. 1 – существующие скважины, 2 – вновь пробуренные скважины. [НИТИ, 2010]

Исторически одним из первых возникло Предприятие № 808, переименованное затем в Опытный завод НПО «Радиевый институт имени В.Г. Хлопина» (Сосновоборский филиал), ныне филиал ФГУП РосРАО. Решение о создании Предприятия № 808 было принято в соответствии с постановлением Совета Министров РСФСР от 25.05.1958 г. № 539/64с. Целью создания предприятий являлось обеспечение безопасного обращения с радиоактивными веществами и радиоактивными отходами, образующимися на предприятиях, в войсковых частях, учреждениях и организациях различных ведомств региона.

Ленинградское отделение ФГУП РосРАО располагается в промзоне города Сосновый Бор Ленинградской области и занимает площадь 41,32 га. Санитарно-защитная

зона представляет собой окружность радиусом 1 км, таким образом, ее площадь составляет примерно 314 га. На этой территории в настоящее время более 50 потенциальных источников 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 в пределах санитарно-защитной зоны.

Затем в рассматриваемом районе появилось предприятие, которое должно было сыграть важную роль в становлении отечественного атомного флота. 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)¹⁵.

Приказом Государственного комитета Совета Министров СССР по использованию атомной энергии № 148 от 17.07.1962 предписывалось создать недалеко от пос. Сосновый Бор ГИС на правах филиала Института атомной энергии (ИАЭ) им. И.В. Курчатова.

В 1966 году ГИС была преобразована в Научно-исследовательский технологический институт (НИТИ) с непосредственным подчинением ИАЭ.

В 1979 году НИТИ получил статус самостоятельного предприятия (рисунок 3.27), а в 1996 году ему было присвоено имя академика А.П. Александрова.



Рисунок 3.27 – НИТИ им. А.П. Александрова [НИТИ, 2013]

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 природных наземных стендов-прототипов с экспериментальными транспортными ядерными реакторами.

На основании Постановления, утвержденного Главой администрации Сосновоборского городского округа, новый размер СЗЗ ФГУП НИТИ с 2008 года совпадает с границей промплощадки Института (рисунок 3.28).

¹⁵ Историческая справка и фотография НИТИ взяты из [НИТИ, 2012]



Рисунок 3.28 – Промплощадка НИТИ

Ленинградская АЭС – первая в стране станция с реакторами типа РБМК-1000 (реактор большой мощности канальный). В составе ЛАЭС эксплуатируются канальные реакторы кипящего типа с графитовым замедлителем и водяным теплоносителем. Строительство Ленинградской АЭС было начато в июле 1967 года, а 22 декабря 1973 года состоялся энергетический пуск первого блока с канальным уран-графитовым реактором РБМК.

В настоящее время на Ленинградской АЭС эксплуатируются четыре энергоблока с реакторами РБМК-1000, введенными в эксплуатацию в 1973, 1975, 1979 и 1981 гг., соответственно. Мощность каждого энергоблока составляет 1000 МВт (эл.).

Четыре энергоблока ЛАЭС объединены попарно в так называемые первую и вторую очередь (рисунок 3.29). 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.



Рисунок 3.29 - Первая и вторая очередь ЛАЭС-1

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.

Общая площадь, занимаемая ЛАЭС, составляет 4,54 км². Санитарно-защитная зона ЛАЭС ограничена радиусом 1,5 км, зона наблюдений – площадью радиусом 17 км [Росгидромет, 2009; 2015]. В ЗН проживает 83,45 тыс. человек, из них 7,8% – дети.

На территории промплощадки ЛАЭС расположено хранилище отработавшего ядерного топлива (ХОЯТ), заполненное на 87% [Росгидромет, 2009]. В 2009 г. введена в эксплуатацию пристройка к ХОЯТ, для размещения отделения разделки отработавших тепловыделяющих сборок для их последующего «сухого хранения» в железобетонных контейнерах на промплощадке. Основные хранилища жидких и твердых РАО (ХЖО и ХТРО), а также системы их переработки расположены на территории площадки комплекса переработки отходов.

Газоаэрозольные радиоактивные выбросы в атмосферу на ЛАЭС осуществляются через три вентиляционные трубы (первой, второй очереди и комплекса переработки отходов).

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-ти 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. Сисы 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.

3.3.1 Систематизация радиоэкологической информации

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 минус 5 – минус 8 градусов (абсолютный минимум – минус 40°C). 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 плюс 17 – 18 градусов (абсолютный максимум – плюс 33 градуса). Возможны летние похолодания с понижением температуры до 5-10 °С. С запада, со стороны Атлантики, поступает влажный морской воздух, который вызывает похолодание 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 и Е (нейтральный - Д и слегка устойчивый - Е).

Природные условия

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 м до 18 м. Поверхность междуречья 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.

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 проходимо 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 (макс. 2 м). Спад воды медленный, межень устанавливается в августе.

Финский залив Балтийского моря в этой части имеет глубину 5 м и более на расстоянии 0,3-6,0 км от берега. Грунт дна - песчано-галечниковый, местами глинистый ил. В прибрежье много песчаных отмелей, подводных и надводных камней. 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°C. Навигация с апреля по декабрь (для судов с обычным корпусом). В районе Кронштадт - Ломоносов строится комплекс защитных сооружений, основу которого составляет защитная дамба.

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.

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 смешение 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 её средней и южной подзонах. Леса покрывают около 70% площади территории, прилегающей к Ленинградской АЭС. 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 прямостоящая.

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, енотовидная 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, двукисточник тростниковый, валериана приморская, клубнекамыш морской и другие. Водная флора Финского залива представлена на мелководье такими растениями как: наяда морская, руппия коротконожковая, штукения зостеровидная и др.

В Финском заливе (по данным ихтиологических исследований в Копорской губе) обитает 44 вида рыб и речная минога, или невская минога (*Lampetra fluviatilis*). Среди них и морские и пресноводные виды: немецкий осетр, салака, язь, лещ, густера, чехонь, карась, уклейка, сиг, лосось, корюшка, елец и др. В заливе обитают два эндемика (виды, которые встречаются только в Балтийском море) – балтийская сельдь (салака) и балтийская треска.

Радиоактивные выбросы, сбросы и радиоактивные отходы ЛАЭС

Атмосферные выбросы

Содержание техногенных радионуклидов в атмосферном воздухе в зоне расположения ЛАЭС обусловлено выбросами: собственно ЛАЭС, а также выбросами с других предприятий, расположенных в этом районе, однако вклад последних в общее загрязнение атмосферы невелик. Так доля ФГУП РосРАО (несмотря на большой выброс, например, ^{137}Cs) в формирование уровней загрязнения атмосферного воздуха санитарно-защитной зоны (СЗЗ) радиоактивными аэрозолями техногенного происхождения не превышает 1-2% относительно ЛАЭС [Оценка, 2003]. В сухую ветреную погоду сопоставимый с выбросами предприятий (по данному радионуклиду) вклад в радиоактивность приземного воздуха вносит глобальный ^{137}Cs поднявшийся с мелким пылевым аэрозолем.

Данные о газоаэрозольных выбросах в атмосферу регламентируемых радионуклидов на ЛАЭС в динамике за период с 1977 г. по 2014 г. приведены на рисунках 3.30 – 3.34.

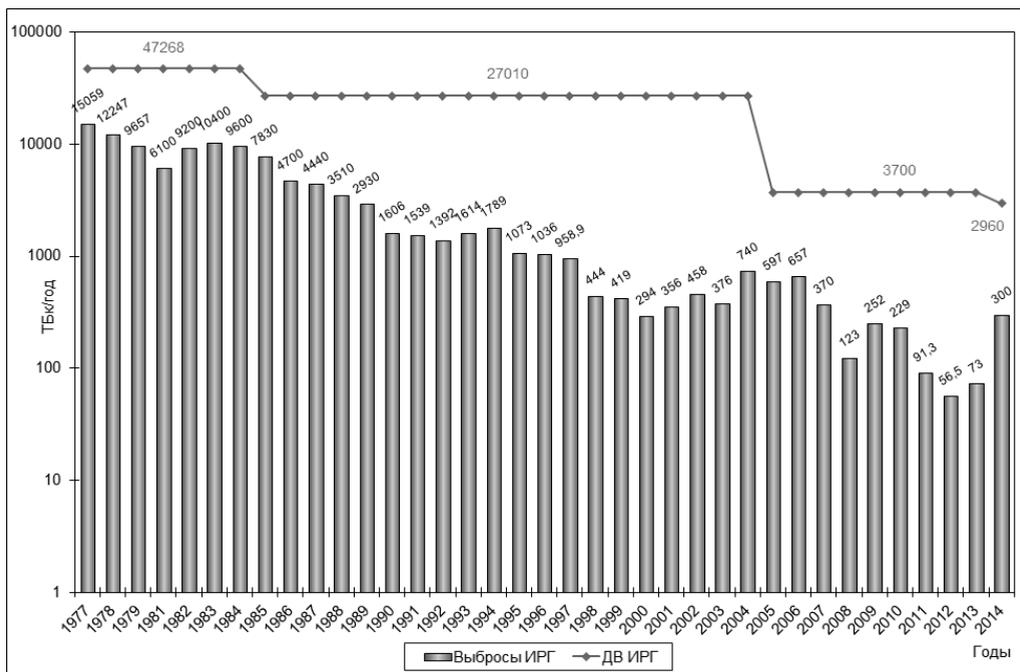


Рисунок 3.30 - Динамика годовых выбросов ИРГ в атмосферу за период эксплуатации ЛАЭС, Тбк/год

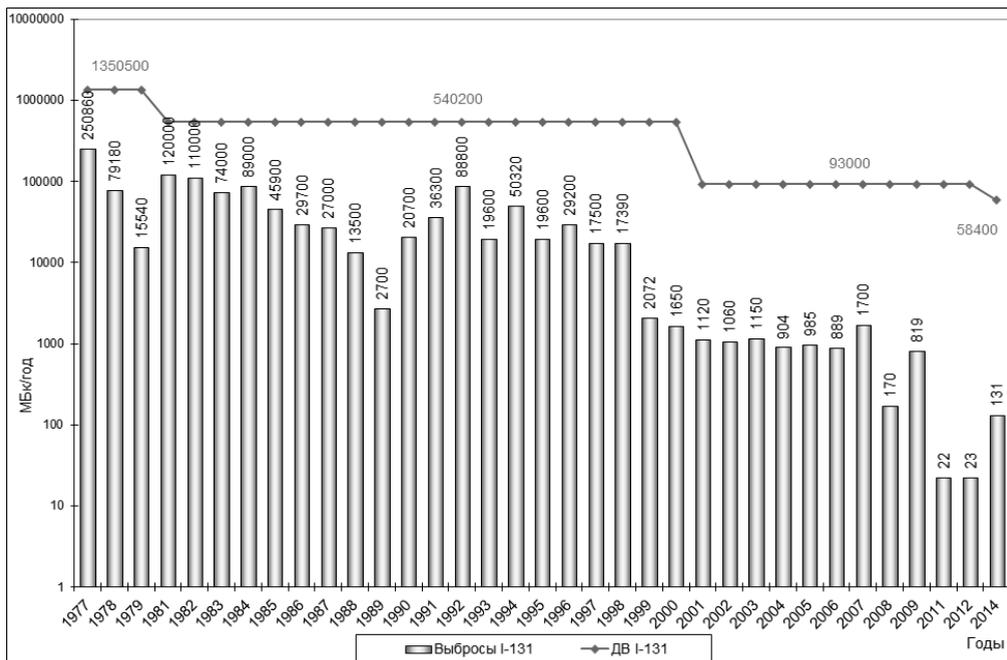


Рисунок 3.31 - Динамика годовых выбросов ¹³¹I в атмосферу за период эксплуатации ЛАЭС

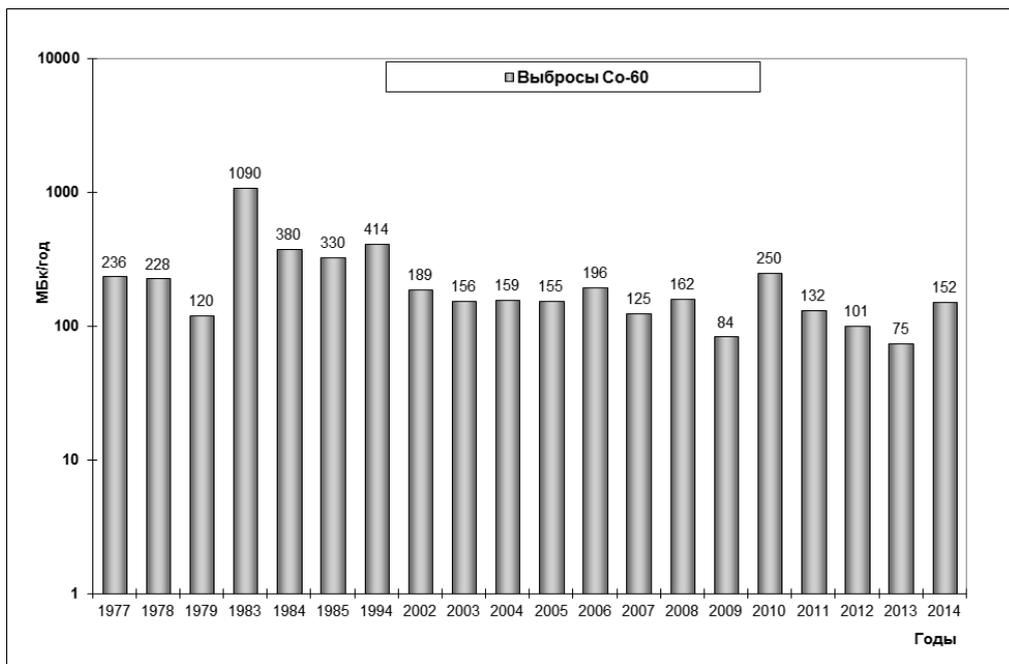


Рисунок 3.32 - Динамика годовых выбросов ^{60}Co в атмосферу за период эксплуатации ЛАЭС

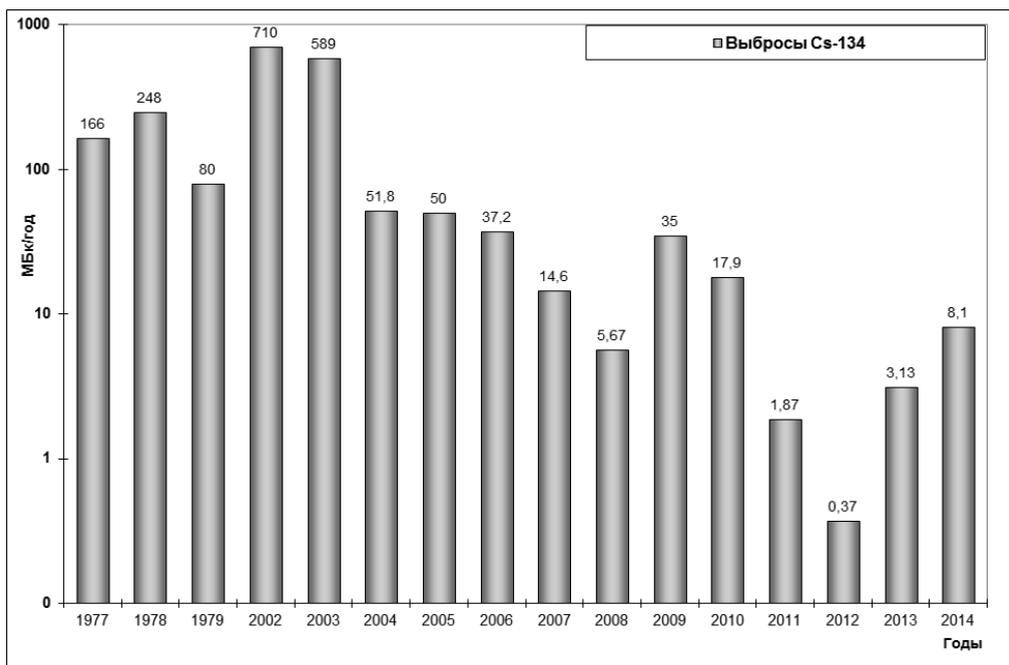


Рисунок 3.33 - Динамика годовых выбросов ^{134}Cs в атмосферу за период эксплуатации ЛАЭС

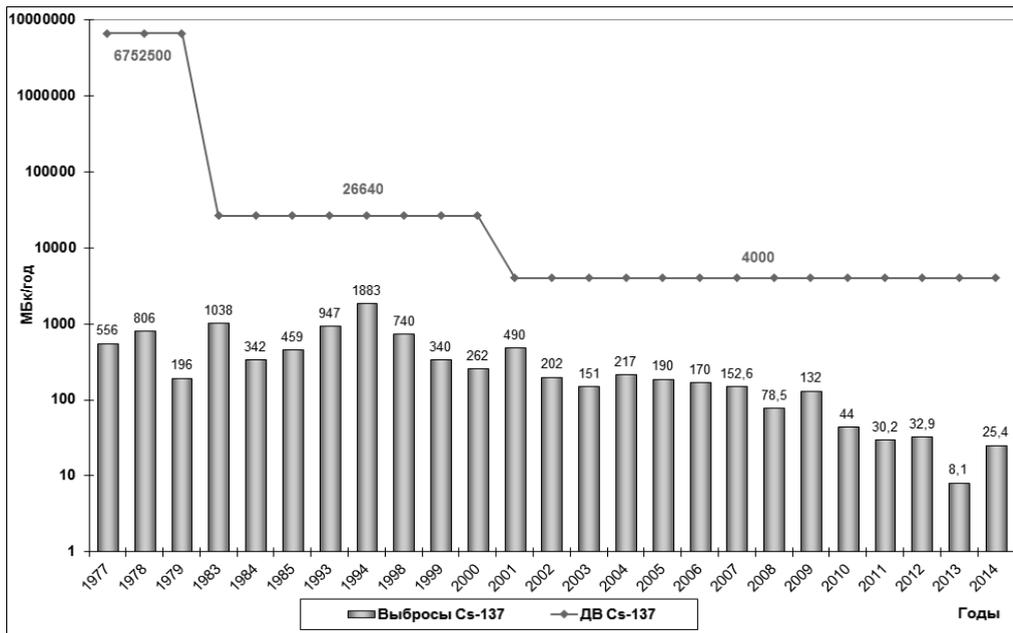


Рисунок 3.34 - Динамика годовых выбросов ^{137}Cs в атмосферу за период эксплуатации ЛАЭС

Как видно из рисунка 3.30, фактические выбросы инертных радиоактивных газов были существенно ниже допустимых. При этом наблюдается заметное снижение выбросов за 40 лет почти на два порядка величины. Все это говорит в первую очередь о повышении культуры производства. ЛАЭС — отечественный первенец АЭС с канальными реакторами большой мощности. В конце 1975 г. на блоке произошла авария, в результате которой графит кладки был загрязнен топливными элементами. В результате в следующем 1976 г. существенно выросли выбросы ИРГ. Публикаций 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. Реальные выбросы ИРГ за этот год оказались на уровне ВДВ. Следует отметить, что консервативные расчеты дозовых нагрузок от выбросов ИРГ в период 1981-85 гг. составляли для 1-ой очереди ЛАЭС примерно 20 мкЗв/год, а для 2-ой очереди — примерно 10 мкЗв/год [Исследование, 1987].

Выбросы радионуклидов в атмосферу на предприятии СЗТО ФГУП РосРАО ниже допустимых (таблица 3.18) и в среднем составляют, в Бк/год: ^{90}Sr - $2,3 \cdot 10^8$, ^{137}Cs - $1,1 \cdot 10^9$, ^{210}Pb - $7,0 \cdot 10^7$ Бк/год; ^{210}Po - $8,7 \cdot 10^6$ Бк/год; ^{239}Pu - $8,6 \cdot 10^6$, тритий - $3,4 \cdot 10^{12}$.

Таблица 3.18 - Выбросы радионуклидов в атмосферу Ленинградским филиалом РосРАО, Бк/год [Росгидромет, 2011-2015]

| Нуклид | Фактический выброс | | | | | | |
|-------------------|--------------------|-------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| | 2010 г. | 2011 г. | 2012 г. | 2013 г. | 2014 г. | Среднее | ДВ |
| ^3H | - | - | $4,91 \cdot 10^{12}$ | $4,28 \cdot 10^{12}$ | $9,12 \cdot 10^{11}$ | $3,37 \cdot 10^{12}$ | $3,05 \cdot 10^{15}$ |
| ^{90}Sr | $3,84 \cdot 10^7$ | $3,88 \cdot 10^7$ | $3,72 \cdot 10^8$ | $3,72 \cdot 10^8$ | $3,44 \cdot 10^8$ | $2,33 \cdot 10^8$ | $5,25 \cdot 10^8$ |
| ^{137}Cs | $4,80 \cdot 10^7$ | $4,85 \cdot 10^7$ | $4,65 \cdot 10^8$ | $4,30 \cdot 10^8$ | $4,52 \cdot 10^9$ | $1,10 \cdot 10^9$ | $4,52 \cdot 10^9$ |
| ^{210}Pb | $9,60 \cdot 10^6$ | $9,70 \cdot 10^6$ | $9,30 \cdot 10^7$ | $8,60 \cdot 10^7$ | $1,50 \cdot 10^8$ | $7,0 \cdot 10^7$ | $8,37 \cdot 10^{11}$ |
| ^{210}Po | $1,10 \cdot 10^7$ | $1,20 \cdot 10^7$ | $1,05 \cdot 10^7$ | $5,00 \cdot 10^6$ | $4,75 \cdot 10^6$ | $8,7 \cdot 10^6$ | $5,78 \cdot 10^{10}$ |
| ^{239}Pu | $1,10 \cdot 10^7$ | $1,20 \cdot 10^7$ | $1,05 \cdot 10^7$ | $5,00 \cdot 10^6$ | $4,75 \cdot 10^6$ | $8,6 \cdot 10^6$ | $1,33 \cdot 10^9$ |

По существующей технологии обращения с радиоактивными веществами и радиоактивными отходами Ленинградское отделение не производит сбросов радионуклидов в окружающую среду. Загрязненные радиоактивными веществами стоки направляются по сетям спецканализации на переработку, где переводятся в твердое состояние и хранятся как радиоактивные отходы.

Таблица 3.19 – Сбросы Ленинградского отделения филиала «Северо-западный территориальный округ» ФГУП РосРАО за 2013 и 2014 годы

| Нуклид | Разрешенный сброс, Бк | Фактический сброс, Бк | |
|----------------|-----------------------|-----------------------|---------------------|
| | | 2013 | 2014 |
| H-3 | $2,4 \cdot 10^{13}$ | $1,35 \cdot 10^{12}$ | $4,5 \cdot 10^{11}$ |
| $\Sigma\beta$ | $1,2 \cdot 10^9$ | $1,55 \cdot 10^8$ | $7,6 \cdot 10^7$ |
| $\Sigma\alpha$ | $4,6 \cdot 10^7$ | $2,43 \cdot 10^7$ | $3,24 \cdot 10^7$ |

Можно также обратить внимание, что такого знакового радионуклида, как ^{137}Cs , СЗТО ФГУП РосРАО выбрасывает в атмосферу на порядок больше, чем ЛАЭС, но поскольку выброс низкий, то и рассеяние изотопа, как правило, ограничивается промышленной зоной.

Данные по выбросам НИТИ из отчетов НИТИ по экологической безопасности приведены на рисунке 3.35 [НИТИ, 2014].

Состав и активность газо-аэрозольных выбросов в 2013 году

| № | Наименование основных загрязняющих веществ | Разрешенный допустимый выброс, Бк | Фактический выброс | |
|---|--|-----------------------------------|----------------------|---------|
| | | | Бк | % от ДВ |
| 1 | Сумма ИРГ, включая: | $1,20 \cdot 10^{13}$ | $7,81 \cdot 10^{11}$ | 6,52 |
| | ^{41}Ar | $1,84 \cdot 10^{12}$ | $1,95 \cdot 10^{10}$ | 1,06 |
| | $^{85\text{m}}\text{Kr}$ | $1,07 \cdot 10^{11}$ | $3,75 \cdot 10^{10}$ | 35,04 |
| | ^{87}Kr | $2,76 \cdot 10^{11}$ | $7,26 \cdot 10^{10}$ | 26,32 |
| | ^{88}Kr | $1,23 \cdot 10^{12}$ | $1,02 \cdot 10^{11}$ | 8,25 |
| | ^{133}Xe | $5,11 \cdot 10^{12}$ | $2,61 \cdot 10^{11}$ | 5,10 |
| 2 | ^{135}Xe | $3,42 \cdot 10^{12}$ | $2,89 \cdot 10^{11}$ | 8,45 |
| | ^{137}Cs | $1,74 \cdot 10^8$ | $4,41 \cdot 10^5$ | 0,25 |
| 3 | ^{90}Sr | $5,92 \cdot 10^7$ | $1,94 \cdot 10^5$ | 0,33 |

Рисунок 3.35 – Состав и активность газо-аэрозольных выбросов НИТИ в 2013 г.

В данных НИТИ раскрыт состав ИРГ, более того вполне обоснованно допустимый выброс (ДВ) приведен для каждого нуклида. Немного странным выглядит, правда, термин: «разрешенный допустимый выброс», как будто есть еще и «неразрешенный» выброс. Если в этот термин вложен какой-то дополнительный смысл, то, видимо, следует приводить и значение ДВ (если оно есть, конечно). Формально следует пользоваться Методикой установления ПДВ [Методика, 2012], а для АЭС Методикой ПДВ АС-2013 [Методика, 2013], где четко сказано, что для каждого предприятия (ОИАЭ) устанавливается **предельно допустимый выброс** радиоактивных веществ в атмосферный воздух. Если предприятие устанавливает для себя некоторый контрольный уровень, составляющий часть от ПДВ, то следовало бы указывать в таблицах обе эти величины.

В отчете по экологической безопасности в обобщенном виде приведена и динамика газоаэрозольных выбросов (рисунок 3.36) [НИТИ, 2014].

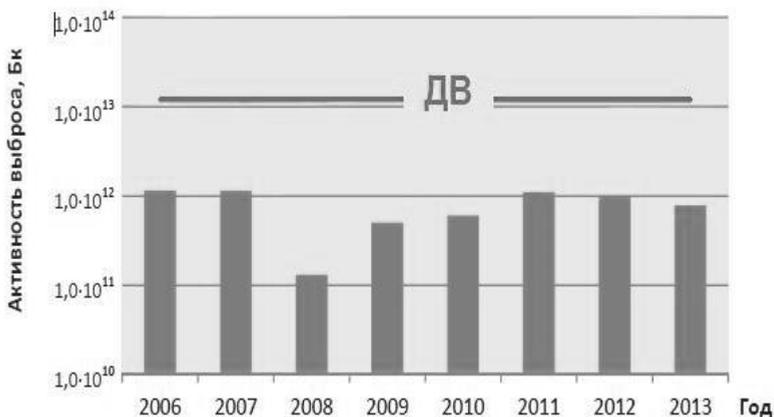


Рисунок 3.36 – Динамика газоаэрозольных выбросов НИТИ им. А.П. Александрова

В отношении радиоактивных сбросов в Капорскую губу НИТИ в своем отчете по экологической безопасности предоставляет убедительные данные, что сбросная вода по содержанию техногенных радионуклидов никак не отличается от заборной воды (рисунок 3.37) [НИТИ, 2013].

Объём сбросов сточных вод ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» за 2013 год в Капорскую губу Финского залива Балтийского моря составил 38596,98 тыс. м³. Допустимый объём сброса сточных вод 98271 тыс. м³/год.

Величины сбросов по отдельным радионуклидам также, как и для выбросов, приведем из двух вышеназванных официальных источников. Количественные данные, приведенные в отчете НИТИ по экологической безопасности за 2013 г., представлены на рисунке 3.38 и 3.39 [НИТИ, 2014].

Из представленных данных видно, что при демонстрации динамики (рисунок 3.39) радиоактивных сбросов НИТИ оперирует сбросом трития, активность которого на 4 и более порядков выше, чем активности других нуклидов, присутствующих в сбросных водах. И разрешенный допустимый сброс также относится по существу к тритию, поскольку он в миллион раз выше ДС для других нуклидов.

Обращает на себя внимание величина ДС для ¹³⁷Cs — 800 кБк/год. Для сравнения этой величины сброса в морскую акваторию можно привести такой пример. В октябре 1986 г. в ЛИРГ'е (ныне С.-П.НИРГ) 6 добровольцев (в том числе и директор Института П.В. Рамзаев) приняли перорально по 370 кБк смеси из ¹³⁷Cs+¹³⁴Cs для калибровки аппаратуры [Кайдановский, Яковлев, 2007]. Следует подчеркнуть, что С.-П.НИРГ является ведущей в стране организацией Минздрава по вопросам нормирования радиоактивных веществ. И совершенно очевидно, что ДС для ¹³⁷Cs в морскую акваторию устанавливался, исходя не из дозовой квоты.

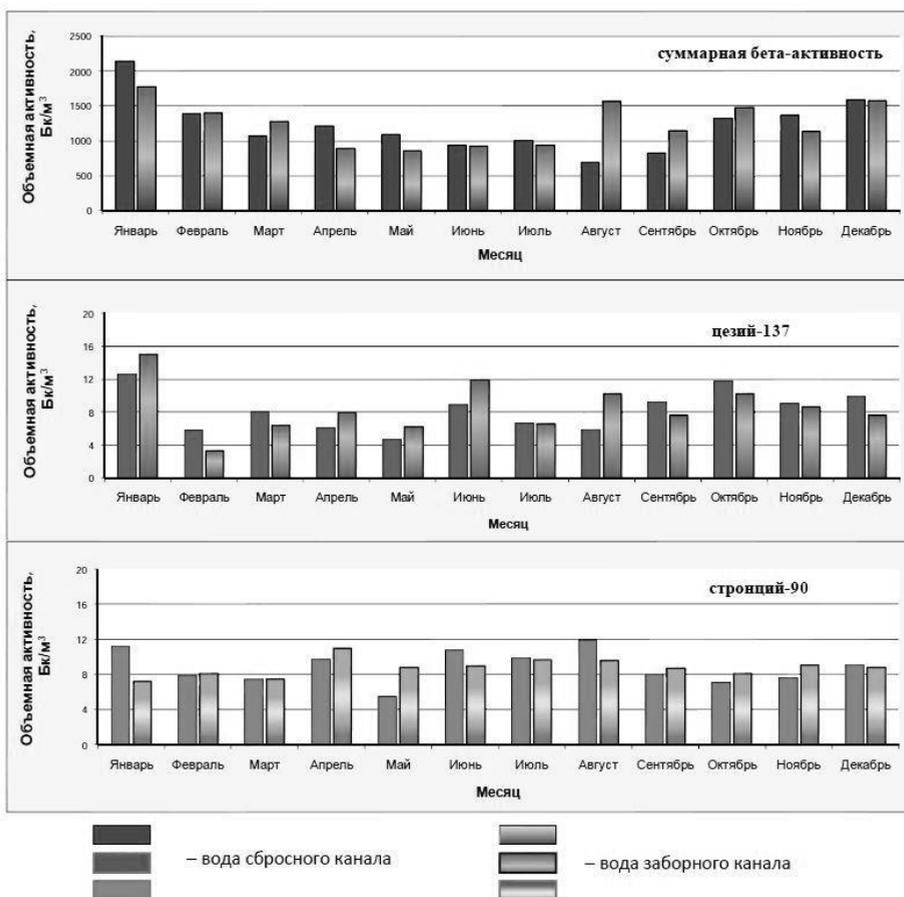


Диаграмма 6. Результаты контроля объемной активности нуклидов в водах сбросного и заборного каналов ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» в 2012 г.

Рисунок 3.37 - Содержание техногенных радионуклидов в заборной и сбросной воде в течение 2012 г. НИТИ

Состав и активность сбросов в 2013 году

| № | Наименование основных загрязняющих веществ | Разрешенный допустимый сброс (ДС), Бк | Фактический сброс | |
|---|--|---------------------------------------|-----------------------------|---------|
| | | | Бк | % от ДС |
| 1 | ³ H | 2,4·10 ¹² | 7,08·10 ⁹ | 0,3 |
| 2 | ⁶⁰ Co | 6,1·10 ⁶ | 1,63·10 ⁴ | 0,3 |
| 3 | ⁹⁰ Sr | 1,3·10 ⁶ | 3,04·10 ⁵ | 23,4 |
| 4 | ¹³⁴ Cs | 7,6·10 ⁵ | 3,57·10 ⁴ | 4,7 |
| 5 | ¹³⁷ Cs | 8,0·10 ⁵ | 3,04·10 ⁵ | 38,0 |
| | Сумма | | 7,081·10⁹ | |

Рисунок 3.38 – Состав и активность радиоактивных сбросов в Капорскую губу в 2013 г.

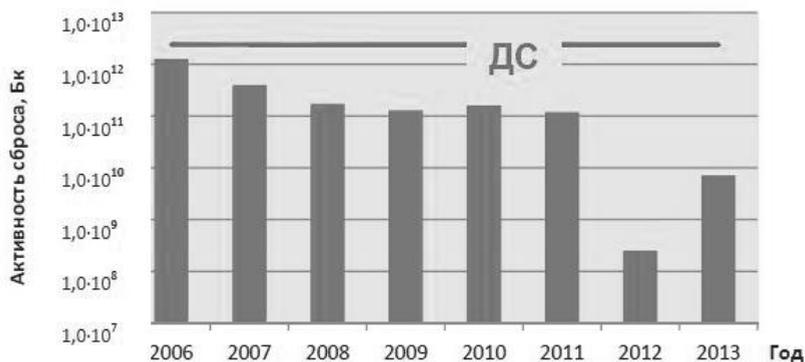


Рисунок 3.39 – Динамика активности радиоактивных годовых сбросов НИТИ

Несколько слов следует сказать о наличии загрязненных участков в рассматриваемом районе. Таковые наблюдаются в районе расположения временных приповерхностных хранилищ радиоактивных отходов на территории, которую ныне занимает Ленинградское отделение ФГУП РосРАО [Блинова, 1998]. В непосредственной близости от хранилищ концентрация искусственных радионуклидов (^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu) в приземных водах 1-го и 2-го водоносного горизонтов превышает или близка к допустимым концентрациям в питьевой воде. Основной причиной поступления радиоактивности от поверхностных хранилищ до 1992 г. являлась недостаточная защита от атмосферных воздействий, приводящая к накоплению в хранилищах воды, выщелачиванию радионуклидов через неплотности строительных конструкций в грунтовые воды. Вследствие более высокой сорбции цезия грунтом, его максимальные концентрации практически локализованы в непосредственной близости от хранилищ, тогда как скорость миграции радиоактивного стронция в песчаной породе водонасыщенного слоя приближена к скорости миграции воды. С удалением от хранилищ твердых отходов концентрации искусственных радионуклидов в грунтовых водах резко снижаются и загрязнение практически локализовано в пределах промплощадки. По состоянию на 2014 г., когда производились плановая первичная регистрация радиоактивных отходов, можно отметить, что средняя мощность дозы на отдельных участках территории находилась в пределах от 1 до 1,5 мкГр/ч (общая площадь участков 0,65 га — 1,6% всей площади промплощадки), при максимальной мощности дозы 9,5 мкГр/ч. Радионуклидный состав почвы на загрязненных участках представлен в таблице 3.20 (взято из Формы № 6 первичной регистрации, пункт 7).

Таблица 3.20 – Радионуклидный состав загрязненных участков территории

| Нуклид | Концентрация в твердой части почвы и для трития в жидкой фазе, Бк/г | Критерий отнесения к РАО, Бк/г |
|--------------|---|--------------------------------|
| Тритий | 200 | 1000 |
| Стронций-90 | 400 | 100 |
| Цезий-137 | 100 | 10 |
| Плутоний-239 | 0,8 | 1 |

Как видно из таблицы 3.20, участки территории с такими уровнями загрязнения по отдельным нуклидам в соответствии с критериями, установленными Постановлением Правительства РФ № 1069 от 19 октября 2012 г., следует относить к РАО.

Мониторинг радиационной обстановки на прилегающих территориях

Мониторинг параметров радиационной обстановки в районе размещения рассматриваемых предприятий осуществляется Северо-Западным УГМС (рисунок 3.40), а в радиусе до 30 км – лабораторией внешней дозиметрии (ЛВД) ЛАЭС (рисунок 3.41).

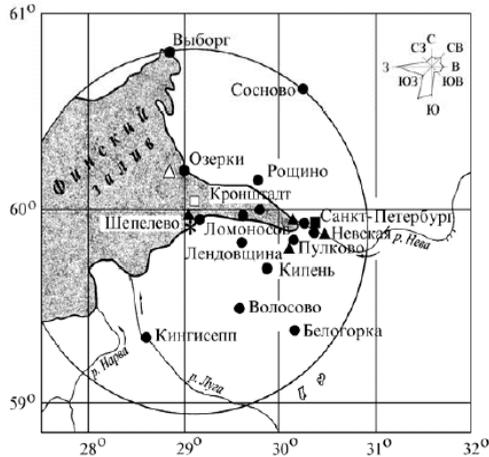


Рисунок 3.40 - Расположение пунктов радиационного мониторинга в 100-км зоне вокруг ЛАЭС: * – АЭС; ● – наблюдения за γ -фоном; ▲ – отбор проб атмосферных выпадений; ■ – отбор проб атмосферных аэрозолей; Δ □ – планируемые наблюдения.

Для контроля за грунтовыми (подземными) водами на промплощадке ЛАЭС расположено 40 наблюдательных скважин, на комплексе переработки радиоактивных отходов – 88 наблюдательных скважин.

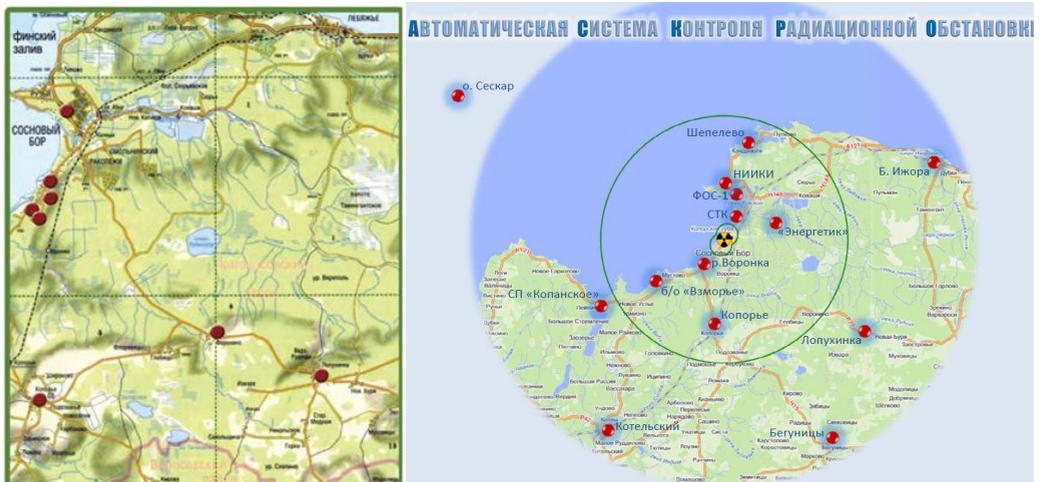


Рисунок 3.41 – Схема расположения точек регулярного контроля за уровнем содержания техногенных веществ в объектах окружающей среды службами НИТИ (слева) и ЛАЭС (справа) [НИТИ, 2013; ЛАЭС, 2014]

Территория в пределах 30-километровой зоны ЛАЭС с площадью около 1200 км² и населением около 100 тыс. человек находится под радиационным и химическим контролем соответствующих служб ЛАЭС, НПО «Радиевый институт им. В.Г. Хлопина», НИТИ, Ленинградского отделения филиала «СЗТО» ФГУП РосРАО. В соответствии с Федеральной целевой программой за счёт интеграции существующих государственных и ведомственных систем радиационного контроля совершенствуется Единая государственная автоматизированная система мониторинга радиационной обстановки (ЕГАСМРО), в которую входит подсистема автоматизированного радиационного контроля в районе радиационно-опасных объектов. Измерительные посты АСКРО располагаются в населенных пунктах Ломоносовского, Кингисеппского и Волосовского районов Ленинградской области.

Службами ЛАЭС в помещениях станции, на территории промплощадки и в пределах 30-км зоны проводятся следующие виды радиационного контроля:

- контроль выхода радиоактивных веществ (газов, аэрозолей, йода-131) во внешнюю среду через венттрубы Ленинградской АЭС, осуществляемый непрерывно с помощью стационарной аппаратуры и оборудования;

- контроль за содержанием радионуклидов в воздухе производственных помещений главных корпусов ЛАЭС с помощью стационарной и переносной аппаратуры, позволяющей контролировать уровни газо-аэрозольной активности и мощности экспозиционной дозы фотонов по всем основным производственным помещениям;

- контроль за мощностью экспозиционной дозы фотонов, содержанием радионуклидов в воздухе, почве, растительности, воде на территории промплощадки, СЗЗ и ЗН в период нормальной эксплуатации.

- контроль за выходом радионуклидов со сбросными водами ЛАЭС как с помощью стационарной аппаратуры, работающей в автоматическом режиме, так и методом отбора проб.

Службами Северо-Западного УГМС в 100-км зоне вокруг ЛАЭС проводятся следующие виды радиационного мониторинга:

- мониторинг за радиоактивными выпадениями с помощью планшетов с суточной и недельной экспозициями;

- мониторинг за радиоактивным загрязнением воздуха с помощью фильтрующей установки, расположенной в Санкт-Петербурге;

- мониторинг за мощностью экспозиционной дозы фотонного излучения.

Экспериментальный отдел радиационной безопасности и отдел химико-технологических исследований НИТИ проводят экологический контроль по радиационным факторам на территории Института (СЗЗ) (рисунок 3.42).

Результаты многолетнего радиационного мониторинга по содержанию радионуклидов техногенного происхождения в различных компонентах окружающей среды в регионе расположения ЛАЭС и других предприятий Росатома находят отражение в ежегодниках Росгидромета, в санитарно-гигиенических паспортах территорий и отчетах по экологической безопасности.

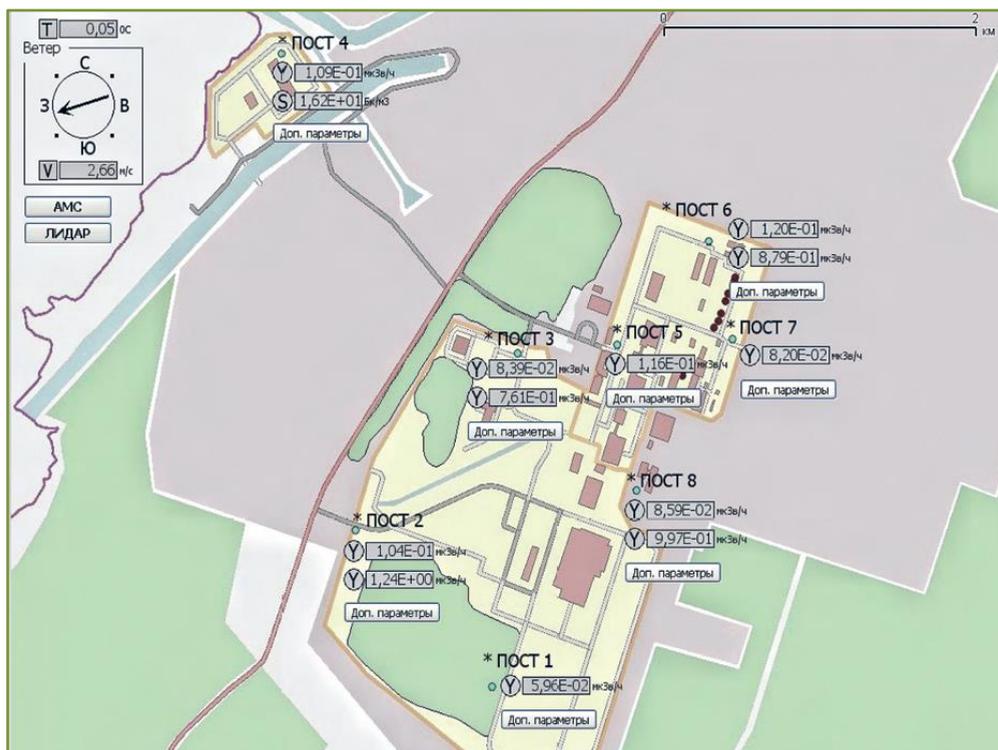


Рисунок 3.42 – Схема размещения постов автоматического радиационного контроля на площадке НИТИ (взято из [НИТИ, 2014])

Для последующего комплексного анализа радиационно-экологического состояния региона расположения ЛАЭС данные мониторинга подвергались статистической обработке с целью определения статистически достоверных обобщенных значений параметров удельной активности радионуклидов в компонентах окружающей среды (воздух, вода, почва, продукты питания, биота).

Анализ проведен с использованием данных мониторинга, занесенных в специально разработанную базу данных по объектам Росатома.

Воздушная среда. Результаты статистической обработки данных многолетнего радиационного мониторинга концентрации радионуклидов в приземном воздухе в регионе расположения ЛАЭС представлены в таблице 3.21.

Таблица 3.21 - Результаты статистической обработки данных многолетнего радиационного мониторинга приземного воздуха в зоне наблюдения ЛАЭС

| Нуклид | Среднее значение, мкБк/м ³ | Доверительный интервал, мкБк/м ³ | Допустимая среднегодовая объемная активность, ДОО _{нас} , Бк/м ³ |
|---------------------|---------------------------------------|---|--|
| ¹³⁷ Cs | 5,7 | 2,4 ÷ 28* | 27 |
| ¹³⁴ Cs** | 3,4 | 0,1 ÷ 26* | 19 |
| ⁶⁰ Co | 8,0 | 2,2 ÷ 26 | 11 |
| ⁵⁴ Mn | 7,8 | 0,3 ÷ 60 | 72 |

*) максимальные значения наблюдались в 2011 г. и связаны с аварией на японской АЭС;

**) с 2012 г. перестали регистрировать.

На рисунке 3.43 показана динамика среднегодовых концентраций ^{137}Cs в приземном воздухе в санитарно-защитной зоне ЛАЭС и в зоне наблюдения с 2001 года.

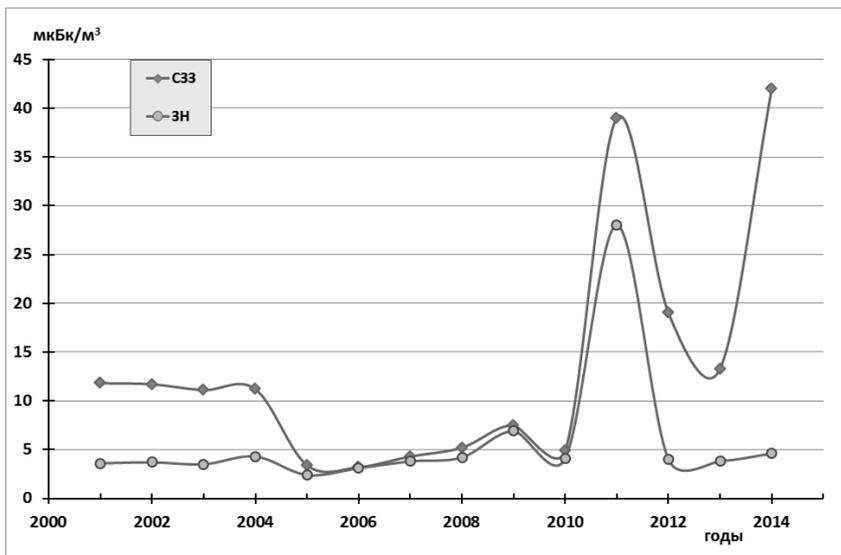


Рисунок 3.43 – Концентрация ^{137}Cs в приземном воздухе санитарно-защитной зоны ЛАЭС и в зоне наблюдения

Пик в 2011 году обусловлен аварией на японской АЭС «Фукусима-Дайичи» и радиоактивным облаком, пришедшим со стороны Западной Европы. Пиковые концентрации в период прохождения облака над точками контроля составляли сотни мкБк/м³ [STUK, 2011], в десятки раз превышая уровни глобального загрязнения атмосферы. Для сравнения можно привести значения концентрации этого нуклида в воздухе г. Сосновый Бор в апреле-мае 1986 г., 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 650 000 мкБк/м³, а через месяц она снизилась до ≈ 1000 мкБк/м³ [Радиоэкологические, 1991; Крышев, Рязанцев, 2010]. Приведенные на рисунке 3.43 данные свидетельствуют о высокой чувствительности применяемых методов контроля. Достаточно сравнить уровни регистрируемой концентрации ^{137}Cs в приземном воздухе с гигиеническим нормативом (27 Бк/м³), 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 $10^6 \div 10^8$ раз) допустимых среднегодовых объемных активностей, регламентируемых НРБ-99/2009 [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009].

Как видно из рисунка 3.44, Чернобыльское радиоактивное облако привело в 1986 г. к увеличению местного γ -фона почти в 2 раза по сравнению с 1985 г., с 10 до 19 мкЗв/час. Однако уже в 1987 г. эта доза уменьшилась до 13 мкЗв/час [ЛАЭС, 2015].

Для анализа радиационно-экологической обстановки важно иметь количественные представления об уровнях содержания техногенных радионуклидов в объектах, которые в наибольшей степени аккумулируют радионуклиды и могут стать источником дополнительного облучения населения и биоты.

Среди основных аккумуляторов биологически значимых радионуклидов находятся почва и донные отложения поверхностных водоемов.

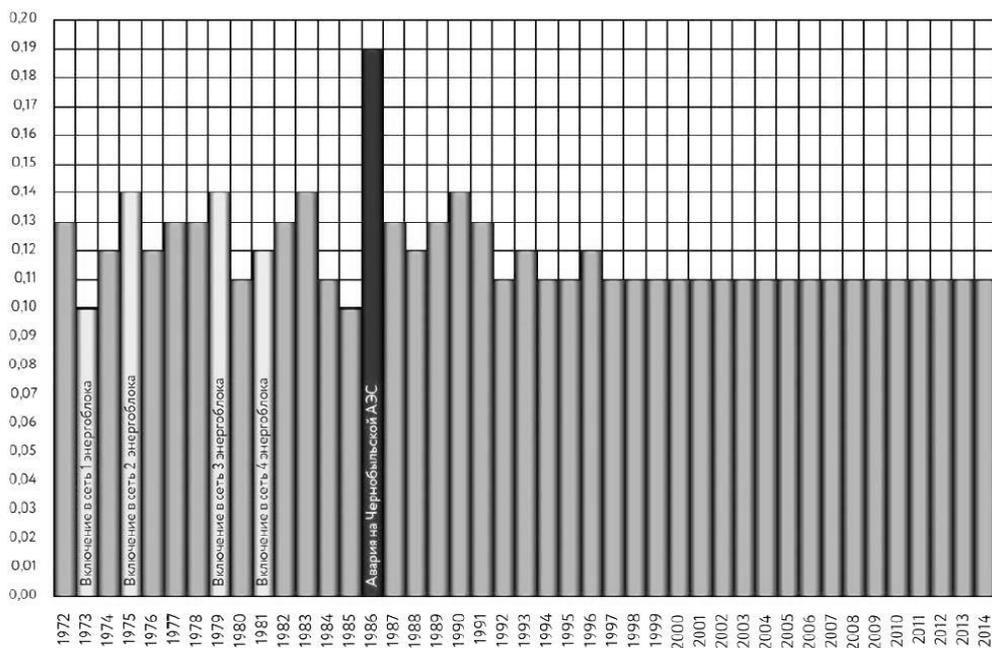


Рисунок 3.44 – Динамика мощности дозы в районе расположения ЛАЭС, мкЗв/час

Уровни техногенного загрязнения почвенного покрова выражают либо в концентрации радионуклидов в почве, либо в плотности загрязнения поверхностного слоя почвы. Последняя величина более часто используется для характеристики уровней воздействия.

На рисунке 3.45 приведены данные по по плотности загрязнения почвы ^{137}Cs из Ежегодников Росгидромета за 2002-2014 гг.

Можно сказать, что загрязнение почвенного покрова ^{137}Cs в последнее десятилетие стабилизировалось на уровне примерно в 2 kBq/m^2 . Большую часть этого цезия можно отнести за счет чернобыльских выпадений 1986 г. В самом деле, уровень выпадений этого нуклида в некоторых районах Балтийского моря, где проводился регулярный мониторинг радиационной обстановки, отражают данные таблицы 3.22 [Радиоэкологические, 1991; Блинова и др., 1990]. Траектория движения этого облака после выхода за границы СССР прошла над территорией Швеции, затем Финляндии и частично вернулась на северо-запад РСФСР.

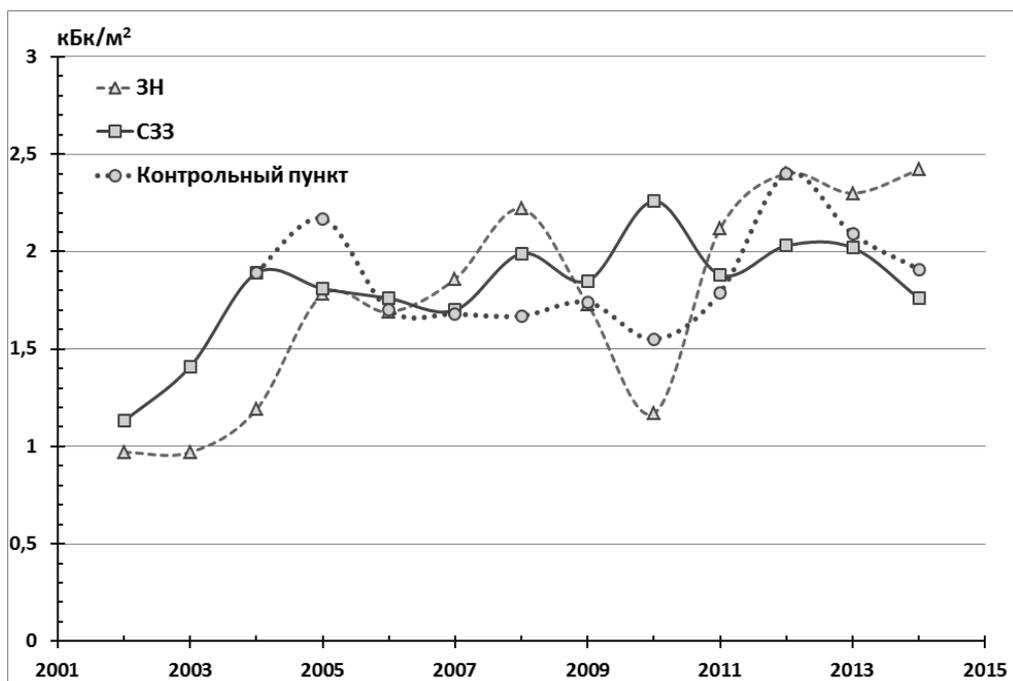


Рисунок 3.45 – Динамика плотности загрязнения почвенного покрова ¹³⁷Cs в районе расположения ЛАЭС

Таблица 3.22 - Динамика атмосферных выпадений цезия-137 в некоторых районах побережья Балтийского моря в 1986 году, Бк/м² в месяц

| Месяц набл. | Сосновый Бор | "Ловиса" | "Олкильото" |
|--------------|--------------|----------|-------------|
| апрель | 4600 | 6000 | 10000 |
| май | 3870 | 14000 | 4900 |
| июнь | 390 | 550 | 180 |
| июль | 190 | 300 | 140 |
| август | 60 | 110 | 15 |
| сентябрь | 43 | 840 | 36 |
| октябрь | 32 | 57 | 12 |
| ноябрь | 40 | 31 | 21 |
| декабрь | 52 | 82 | 28 |
| Сумма за год | 9277 | 21970 | 15332 |

Как видно из данных таблицы 3.22, радиоактивность атмосферных выпадений в после прохождения Чернобыльского радиоактивного облака над территорией Финляндии уменьшилась, и в районе ЛАЭС выпадения ¹³⁷Cs за апрель-декабрь 1986 г. составили около 9 кБк/м². В дальнейшем часть цезия распалась, часть была вымыта в более глубокие слои песчаной почвы. В значительной мере чернобыльское происхождение большей части наблюдаемого цезия подтверждает и концентрация этого нуклида в донных отложениях Финского залива (рисунок 3.46).

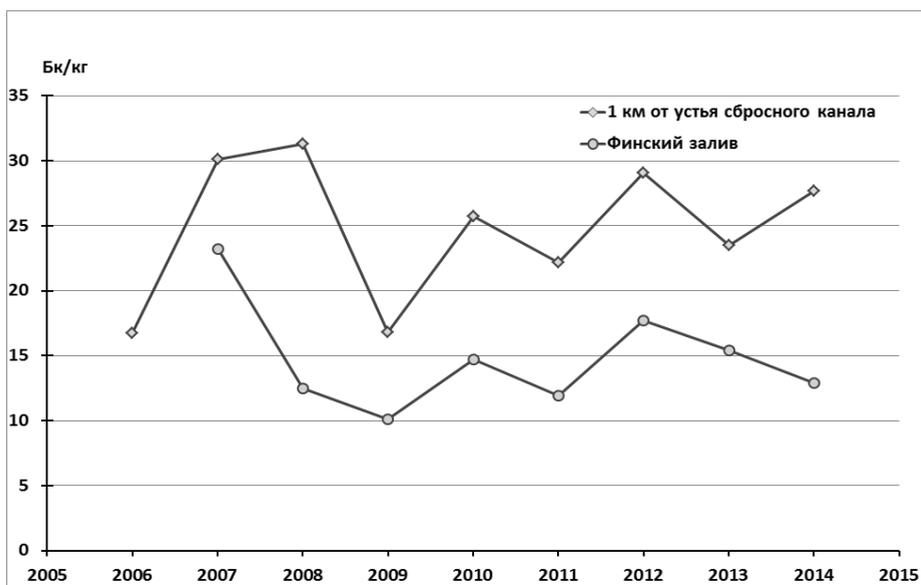


Рисунок 3.46 – Содержание ¹³⁷Cs в донных отложениях Финского залива за различные годы в районе расположения г. Сосновый Бор

Контроль радиоактивности воды в регионе расположения ЛАЭС проводился периодически в сбросном и подводящем каналах станции, реках Систе и Коваши – основном и резервном источниках хозяйственно-питьевого водоснабжения и в озере Бабинское – контрольном водоеме.

В таблице 3.23 представлены результаты статистического анализа данных многолетнего радиационного мониторинга воды рек Систа, Коваши (зона наблюдения – ЗН) и озера Бабинское (контрольный пункт – КП).

Таблица 3.23 - Результаты статистической обработки данных радиационного мониторинга активности ¹³⁷Cs в воде

| Место отбора | Среднее значение, Бк/м ³ | Доверительный интервал, Бк/м ³ |
|--------------|-------------------------------------|---|
| ЗН | 36 | 33 - 40 |
| КП | 34 | 28 - 40 |

Содержание ¹³⁷Cs в воде в зоне наблюдения находилось на уровне содержания данного радионуклида в контрольном пункте. В целом же концентрация в пресной воде в данном регионе несколько выше (в 2-3 раза) уровней, характерных для поверхностных водоемов европейской части, не затетых чернобыльской аварией. В какой-то мере это также можно отнести на счет чернобыльских выпадений, которые не обошли этот регион в 1986 году. Экспертная оценка уровней загрязнения (основанная на данных, полученных в опубликованных работах [Блинова и др., 1990; Крышев и др., 1991]) воды рек Систа, Коваши ¹³⁷Cs на 01 мая 1986 г. дает величину пиковых значений в районе 30-50 кБк/м³, т.е. примерно в тысячураз выше современного уровня. Отметим также, что эти пиковые значения (в течение одних-двух суток) сопоставимы с уровнями вмешательства, т.е. и тогда они не представляли непосредственной опасности для здоровья человека.

Из пищевых продуктов наибольшие концентрации ¹³⁷Cs отмечаются в грибах, лесных ягодах и рыбе (рисунок 3.47).

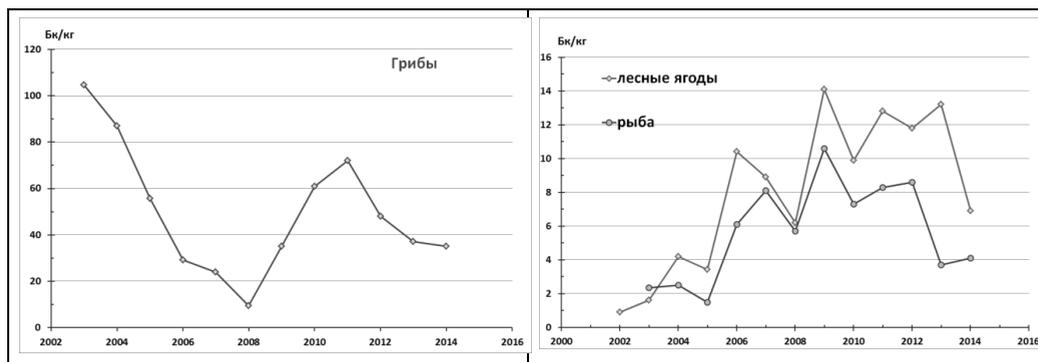


Рисунок 3.47 - Характерные значения концентраций ^{137}Cs в местных продуктах, собранных в окрестностях г. Сосновый Бор

Уровень содержания ^{137}Cs в местных продуктах питания (рисунок 3.47) в значительной мере также отражает последствия загрязнения вызванного аварией на ЧАЭС. Для оценки доз внутреннего облучения следует отметить, что традиционные продукты, вносящие в дозу наибольший вклад (зерновые и мясо-молочные продукты), в данном регионе приобретаются местным населением в магазинах, имеющих преимущественно централизованное снабжение. Для оценки вклада в дозовую нагрузку можно воспользоваться усредненными данными (таблица 3.24).

Таблица 3.24 - Результаты статистической обработки данных радиационного мониторинга активности ^{137}Cs в продуктах питания, Бк/кг сырой массы

| Продукт питания | Среднее значение | Доверительный интервал |
|------------------------|------------------|------------------------|
| Овощи | 2,7 | 0,9 – 6,0 |
| Корнеплоды (картофель) | 2,3 | 0,3 – 4,4 |
| Ягоды | 8,0 | 0,9 – 14,1 |
| Грибы | 50 | 10 – 105 |
| Рыба | 5,7 | 1,5 – 10,6 |

Согласно результатам представленного выше анализа содержание ^{137}Cs в продуктах питания зоны наблюдения существенно ниже действующих санитарных нормативов.

3.3.2 Оценка доз облучения населения

Оценка доз планируемого облучения. В настоящее время в регионе расположения г. Сосновый Бор Ленинградская АЭС дает основной вклад в формирование потенциальной дозовой нагрузки на население. Максимальная дозовая нагрузка от выбросов ЛАЭС (ИРГ, ^{60}Co , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs) не превышает в настоящее время 3 мкЗв/год. Доза от выбросов СЗТО ФГУП «РосРАО» (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{238}Pu) в 2014 г. составила 1,9 мкЗв/год. Суммарная доза от планируемого облучения за счет выбросов ЛАЭС и СЗТО ФГУП РосРАО не превышает в соответствии с выполненными оценками 5 мкЗв/год.

Поскольку дозы облучения населения от эксплуатации объектов атомной отрасли ниже регламентированной величины в 10 мкЗв/год, количественные значения рисков от таких источников не рассматриваются.

Особую группу населения представляют работники, занятые в атомной промышленности. Для них ведется отдельный учет дозовых нагрузок, полученных в ходе

выполнения производственных заданий. В отчетности ФМБА приводятся средние дозы для персонала категории «А» (таблица 3.25) [Результаты, 2005-2014].

Таблица 3.25 - Динамика среднегодовых доз облучения персонала группы А в Ленинградской области

| Параметр | 2004 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 |
|-----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Численность персонала гр. А | 4360 | 4557 | 4473 | 5096 | 5111 | 5099 | 5129 | 5139 | 5602 |
| Доза, мЗв/год | 2,1 | 1,8 | 2 | 1,3 | 1,3 | 1,4 | 1,7 | 1,5 | 1,8 |

Среднегодовые дозы облучения персонала ниже примерно на порядок величины допустимого уровня профессионального облучения (20 мЗв/год в среднем за 5 лет).

Оценки доз существующего облучения.

В структуре существующих дозовых нагрузок на население рассматриваемого района первостепенное значение имеют природные источники — 3,0 мЗв (2012 г.) и 3,2 мЗв (2013 г.), на втором месте медицинское облучение — 0,23 мЗв (2012 г.) и 0,21 мЗв (за 2013 г.) [Результаты, 2013, 2014].

Оценки существующего облучения населения за счет техногенного фактора в рассматриваемом регионе проводились на основе данных, полученных в ходе статистического анализа результатов радиационного мониторинга окружающей среды, изложенных выше.

Для оценок доз внутреннего облучения сельского населения, использующего в своем рационе продукты местного рациона, были взяты следующие данные о рационе потребления (R_p) и коэффициентах, учитывающих среднюю долю перехода ^{137}Cs из сырья в пищевую продукцию при кулинарной обработке (B_p) (таблица 3.26).

Таблица 3.26 - Значения коэффициентов R_p и B_p для различных пищевых продуктов

| Коэффициент | Овощи | Корнеплоды | Рыба | Молоко | Мясо | Грибы |
|----------------|-------|------------|------|--------|------|-------|
| R_p , кг/год | 90 | 90 | 15 | 260 | 60 | 6 |
| B_p | 0,5 | 0,8 | 0,9 | 1 | 0,9 | 0,5 |

Доза от техногенного фона, сформировавшегося от глобальных и чернобыльских выпадений ^{137}Cs , в настоящее время при некоторой консервативности оценок составляет примерно 30 мкЗв/год, причем примерно половина (55%) обусловлена дозой внешнего облучения (предполагается, что взрослый человек живет в деревянном одноэтажном доме), а 45% за счет продуктов питания.

Полученная оценка дозы облучения от техногенного фона, обусловленного выпадениями ^{137}Cs , выше оценки, приведенной в радиационно-гигиеническом паспорте для жителей Ленинградской области, например за 2012 год — 5 мкЗв/год [Результаты, 2013], что, впрочем, частично объясняется тем, что большая часть области была заметно меньше загрязнена в результате аварии на ЧАЭС. Кроме того, большая часть жителей области проживает в городах — 64,57% (2015), что также снижает дозовые нагрузки от техногенных радионуклидов.

3.3.3 Оценка доз облучения биоты

Для оценки эффектов радиационного воздействия на природные экосистемы в регионе расположения Ленинградской АЭС использована методика расчета доз облучения биотических компонентов природных экосистем, которая изложена в главе 2.

Принимая во внимание богатое разнообразие флоры и фауны исследуемого региона, его эколого-географические характеристики и рекомендации МКРЗ, в качестве референтных видов для оценки воздействия ЛАЭС на биоту были выбраны:

растения - сосна обыкновенная (древесное растение), овсяница луговая (травянистое растение);

животные - рыжая полевка (мелкое млекопитающее), лось (крупное млекопитающее), чайка обыкновенная (птица), уж обыкновенный (пресмыкающееся), дождевой червь (кольчатый червь), речной окунь (рыба).

Оценка доз облучения наземной биоты. Расчет мощностей доз облучения биотических компонентов наземных экосистем в регионе расположения ЛАЭС осуществлялся, согласно рекомендациям МКРЗ, для сценариев существующего (по данным мониторинга техногенного загрязнения). Результаты расчета дозовых нагрузок на референтные виды организмов проводились с использованием ряда коэффициентов, представленных в [ICRP, 2008; Ulanovsky et al., 2006; Ulanovsky, Pröhl, 2008; UNSCEAR, 2011].

Наиболее простой выглядит процедура вычисления дозовых нагрузок на речного окуня, поскольку для вычисления дозы внешнего облучения имеется измеренная концентрация ^{137}Cs в воде (35 Бк/м^3), а для расчета дозы внутреннего облучения - концентрация в мышцах рыбы ($5,7 \text{ Бк/кг}$). Доза внутреннего облучения примерно на два порядка превышает величину внешней дозы и оценивается в 8 мкГр/год .

Хотя для других видов организмов расчет несколько более сложный, он в целом дает общее представление о возможных величинах техногенного воздействия, таблица 3.27.

Таблица 3.27 – Оценка мощности дозы облучения биологических объектов природных экосистем в регионе размещения г. Сосновый Бор

| Биологический объект | Мощность поглощенной дозы, нГр/сут | | | БУОБ [ICRP, 2008; Рекомендации, 2015] |
|------------------------------|------------------------------------|----------------------|---------------|--|
| | Внешнее облучение | Внутреннее облучение | Полная доза | |
| Древесное растение (сосна) | 63 | 16 | 79 | 1 000 000 |
| Травянистое растение | 58 | 5 | 63 | 10 000 000 |
| Крупное млекопитающее (лось) | 44 | 376 | 420 | 1 000 000 |
| Мелкое млекопитающее (мышь) | 90 | 25 | 115 | 1 000 000 |
| Птица (чайка) | 25* | 14 | 39 | 1 000 000 |
| Пресмыкающееся (уж) | 88 | 3 | 35 | 10 000 000 |
| Кольчатый червь | 76 | 8 | 84 | 10 000 000 |
| Рыба (окунь) | 0,3** - 70*** | 22** - 190*** | 22** - 260*** | 1 000 000 |

*) Предполагается, что птица все время проводит в воздухе, в котором содержание ^{133}Xe в воздухе соответствует среднегодовой максимальной концентрации. Питается чайка морской рыбой.

***) Оценки для речной рыбы.

****) Оценки для морской пелагической рыбы [Бондаренко Л.Г. и др., 2013; Крышев и др., 2013].

Полученные оценки мощности референтных организмов значительно ниже величины БУОБ (1 мГр/сутки для позвоночных животных и сосны и 10 мГр/сутки для других растений и беспозвоночных животных), при которых не ожидается заметных радиационных эффектов в популяциях [ICRP, 2008; UNSCEAR, 1996, 2011; Рекомендации, 2015]. Например, для лося различие между расчетными величинами и БУОБ составляет примерно 2400 раз, для других референтных организмов это различие еще больше.

В г. Заречном также расположен ОАО «Институт реакторных материалов» (ИРМ) – бывший СФ НИКИЭТ. Территории ИРМ и БАЭС примыкают друг к другу.

ИРМ – один из научных ядерных центров, располагающий экспериментальной базой для исследований в области реакторного материаловедения. ИРМ имеет исследовательский водо-водяной реактор бассейнового типа ИВВ-2М, эксплуатирующийся с 1966 г. Проектная мощность реактора — 5 МВт, с 1968 года – 10 МВт, с 1983 года – 15 МВт. Основные направления деятельности ИРМ: проведение реакторных испытаний материалов и конструкций ядерных энергетических установок в стационарных и маневренных режимах; проведение материаловедческих исследований по определению свойств материалов элементов и конструкций активных зон ядерных и термоядерных установок; производство радиоактивных изотопов, в том числе углерода-14; и др. [ИРМ, 2015].

Граница СЗЗ БАЭС (радиусом 3–5 км) включает (рисунок 3.49) границы землеотводов под промплощадки блоков № 1, 2, 3, 4, территорию Ольховской болотно-речной системы (Ольховское болото и р. Ольховка) с учетом земель шириной 20 м по обе стороны от трубопроводов ХФК, а также частично г. Заречный (наиболее крупный населенный пункт, входящий в зону наблюдения: численность населения 30,3 тыс. человек, 17 % которого составляют дети). Зона наблюдения включает территорию радиусом 13 км от вентиляционной трубы энергоблока № 3, а также всю территорию поселков Гагарский и Белоярский. Поселок Белоярский – второй по размеру населенный пункт зоны наблюдения: численность населения – 14,7 тыс. человек, 25 % – дети.

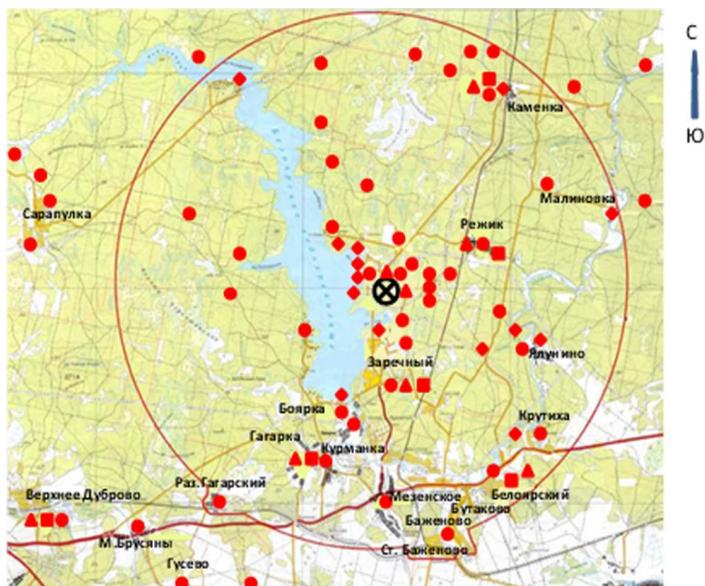


Рисунок 3.49 - Расположение пунктов радиационного мониторинга ОРБ БАЭС в СЗЗ и ЗН БАЭС:

- ⊗ АЭС;
- ▲ отбор месячных проб атмосферных выпадений и наблюдения за γ -фоном;
- отбор проб атмосферных аэрозолей;
- измерения годовой поглощенной дозы дозиметрами ТЛД;
- ◆ отбор проб воды.

Климат

Белоярская АЭС 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 $-19\text{ }^{\circ}\text{C}$ [Рафиков, Шонохов, 2013]. Средние даты установления устойчивого снежного покрова – вторая декада ноября. Наиболее жаркий месяц – июль со средней температурой $+25\text{ }^{\circ}\text{C}$. 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 3,0 м/с, максимальная скорость – 16,0 м/с.

Зима холодная, продолжительная, снежный покров держится с октября по апрель. Мощность покрова от 0,5 до 0,8 м. Промерзание грунта до 1,5 м. Территория относится к зоне достаточного увлажнения.

Гидрография

Основным источником водопользования на Белоярской АЭС является Белоярское водохранилище, образованное в 1959–1963 гг. путем зарегулирования русла р. Пышмы в 75 км от ее истока, которое пересекает зону наблюдения 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 [Трапезников и др., 2008].

Белоярское водохранилище имеет протяженность 20 км, ширина на уровне АЭС – около 3 км. Полный объем водохранилища составляет $2,65 \cdot 10^8\text{ м}^3$, площадь зеркала – $38,6\text{ км}^2$, средняя глубина – 7 м. Плотина расположена в 7 км к югу от АЭС. Норма естественного стока р. Пышма в створе БАЭС равна $2,8\text{ м}^3/\text{с}$ [Рафиков, Шонохов, 2013]. 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 [Трапезников, Трапезникова, 2012].

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 Белоярской АЭС служат пять скважин Каменского, одна скважина Гагарского месторождений подземных вод.

Почвенный покров

Район расположения Белоярской АЭС 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 %.

Флора и фауна

В местных лесах встречаются различные лекарственные растения: зверобой продырявленный, таволга вязолистная, купена лекарственная, буквица, лапчатка прямостоячая, черника, земляника, малина и др. Из редких растений, занесённых в региональную Красную книгу, можно отметить: венерин башмачок пятнистый, горичвет весенний, лилия кудреватая, тимьян ползучий и некоторые другие. Все они одновременно являются и лекарственными растениями, поэтому нуждаются в особой охране.

Животный мир территории характерен для южнотаёжной подзоны Уральского региона, однако, он значительно обеднён 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 встречается заяц-беляк, белка, крот, куница, норка и др. виды.

В реках и озёрах области обитают щука, окунь, ёрш, плотва, лещ, язь, налим, голянь. В южных водоёмах живет 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 [Трапезников, Трапезникова, 2012].

Выбросы и сбросы радионуклидов

Газоаэрозольные выбросы в атмосферу на БАЭС (технологические сдвухи, воздух из помещений зоны контролируемого доступа) после прохождения необходимой очистки производятся централизованно через вентиляционные трубы энергоблоков № 1, 2, 3 высотой 100 м. В таблице 3.28 приведены данные по активности выбросов регламентируемых радионуклидов на БАЭС в атмосферу в 2010-2014 гг. [БАЭС, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015; Росгидромет, 2015]. Из этих данных следует, что годовые выбросы ^{60}Co , ^{137}Cs и ИРГ в атмосферу на БАЭС на два - три порядка ниже допустимых выбросов.

Данные о выбросах ИРМ в атмосферу представлены в таблице 3.29 [ИРМ, 2013, 2014, 2015]. Согласно данным радиационного контроля выбросы радионуклидов ИРМ характеризуется более широким радионуклидным составом по сравнению с БАЭС¹⁶. Основной вклад в радиоактивность выбросов ИРМ дает ^{41}Ag , выбросы которого не превышают 14 % от ДВ. Вторым по величине выбросов ИРМ является ^{14}C , выбросы которого не превышают 6 % от ДВ. Выбросы остальных радионуклидов ИРМ (^3H , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{239}Pu) значительно ниже по сравнению с выбросами ^{41}Ag и ^{14}C и составляют от 0,003 до 4 % от ДВ.

Таблица 3.28 – Выбросы радионуклидов в атмосферу на БАЭС, Бк/год

| Радионуклид | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | Среднее значение | ДВ |
|-------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|---------------------|----------------------|
| ^{60}Co | $3,2 \cdot 10^7$ | $4,6 \cdot 10^5$ | $1,5 \cdot 10^6$ | $2,1 \cdot 10^4$ | $2,5 \cdot 10^5$ | $6,8 \cdot 10^6$ | $7,4 \cdot 10^9$ |
| ^{137}Cs | $1,4 \cdot 10^5$ | $2,4 \cdot 10^7$ | $2,1 \cdot 10^7$ | $1,2 \cdot 10^7$ | $3,9 \cdot 10^7$ | $1,9 \cdot 10^7$ | $2,0 \cdot 10^9$ |
| ΣИРГ | $5,47 \cdot 10^{12}$ | $3,67 \cdot 10^{12}$ | $3,82 \cdot 10^{12}$ | $2,79 \cdot 10^{12}$ | $4,08 \cdot 10^{12}$ | $4,0 \cdot 10^{12}$ | $3,75 \cdot 10^{14}$ |

¹⁶ Концерн «Росэнергоатом» своим приказом 9/733-П от 12.08.2013 ввел в действие ПДВ АС-2013, где список контролируемых в выбросах радионуклидов сильно сократился.

Таблица 3.29 - Выбросы радионуклидов в атмосферу ИРМ, Бк/год

| Радионуклид | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | Среднее значение | ДВ |
|-------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| ^{41}Ar | $2,95 \cdot 10^{14}$ | $2,94 \cdot 10^{14}$ | $3,54 \cdot 10^{14}$ | $4,14 \cdot 10^{14}$ | $3,39 \cdot 10^{14}$ | $3,4 \cdot 10^{14}$ | $3,0 \cdot 10^{15}$ |
| ^{14}C | $4,28 \cdot 10^{10}$ | $3,96 \cdot 10^{11}$ | $1,74 \cdot 10^{11}$ | $5,70 \cdot 10^{11}$ | $6,01 \cdot 10^{10}$ | $2,5 \cdot 10^{11}$ | $1,0 \cdot 10^{13}$ |
| ^3H | $1,82 \cdot 10^7$ | $4,9 \cdot 10^6$ | $2,21 \cdot 10^8$ | $2,60 \cdot 10^8$ | $2,58 \cdot 10^8$ | $1,5 \cdot 10^8$ | $1,0 \cdot 10^{13}$ |
| ^{60}Co | $1,22 \cdot 10^8$ | $7,88 \cdot 10^7$ | $2,09 \cdot 10^8$ | $2,6 \cdot 10^9$ | $1,05 \cdot 10^8$ | $6,2 \cdot 10^8$ | $7,0 \cdot 10^{10}$ |
| ^{90}Sr | $1,18 \cdot 10^6$ | $4,38 \cdot 10^6$ | $7,9 \cdot 10^6$ | $1,57 \cdot 10^6$ | $2,74 \cdot 10^6$ | $3,5 \cdot 10^6$ | $2,0 \cdot 10^9$ |
| ^{131}I | $1,36 \cdot 10^8$ | $8,67 \cdot 10^7$ | $2,21 \cdot 10^7$ | $2,4 \cdot 10^7$ | $2,44 \cdot 10^7$ | $5,9 \cdot 10^7$ | $3,0 \cdot 10^{11}$ |
| ^{137}Cs | $6,4 \cdot 10^7$ | $2,79 \cdot 10^8$ | $4,72 \cdot 10^8$ | $2,05 \cdot 10^8$ | $1,32 \cdot 10^8$ | $2,3 \cdot 10^8$ | $2,0 \cdot 10^{10}$ |
| ^{239}Pu | $<4 \cdot 10^4$ | $4,24 \cdot 10^4$ | $1,2 \cdot 10^5$ | $<4 \cdot 10^4$ | $8,23 \cdot 10^4$ | $6,5 \cdot 10^4$ | $5,13 \cdot 10^7$ |

По данным радиационного контроля, в среднем в 2010-2014 гг. в ИРМ выбросы нормируемых радионуклидов, таких как ^{60}Co и ^{137}Cs были выше, чем на БАЭС: ^{60}Co – на два порядка, ^{137}Cs – на порядок. Выбросы ^{41}Ar ИРМ в среднем на два порядка выше выбросов ИРГ на Белоярской АЭС.

В долгосрочном плане можно отметить, что динамика выбросов Белоярской АЭС такого радионуклида, как ^{137}Cs за последние 20 лет оставалась достаточно стабильной (рисунок 3.50).

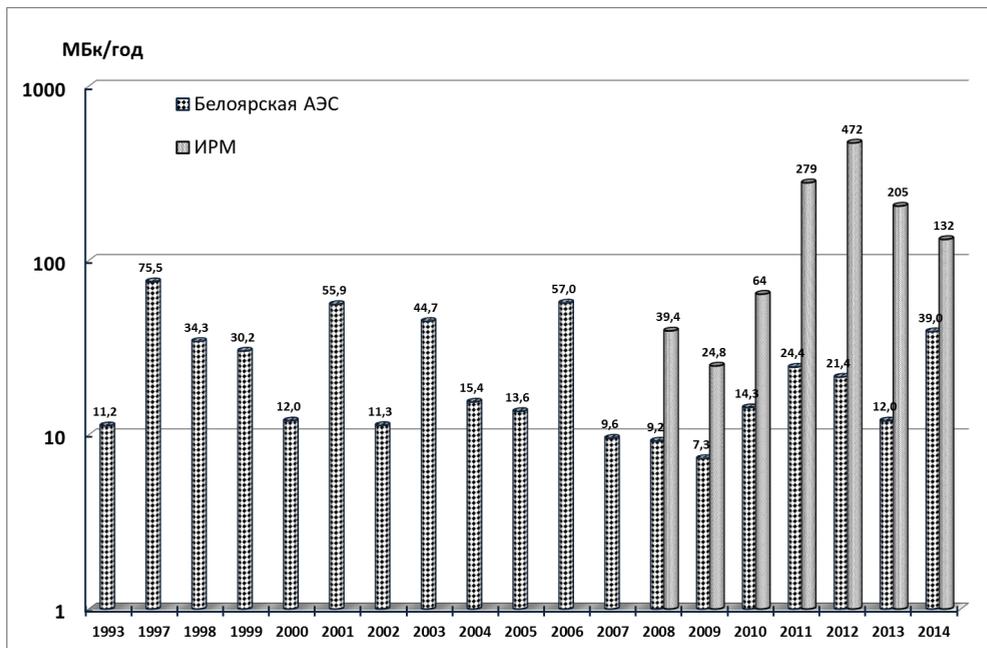


Рисунок 3.50 – Динамика выбросов ^{137}Cs с Белоярской АЭС и Института реакторных материалов

Сбросы ИРМ подаются на очистные сооружения Белоярской АЭС, на входе не измеряются, и сведений о сбросах ИРМ нет. Поэтому разделить влияние сбросов Белоярской АЭС и ИРМ на радиоактивное загрязнение окружающей среды не представляется возможным.

Дебалансные промышленные воды и хозяйственные стоки промплощадки АЭС направляются на самостоятельные очистные сооружения и после оценки удельной активности сбрасываются в ХФК и далее в Ольховское болото, которое является

отчужденной территорией (до 1980 г. в него осуществлялся сброс дебалансных вод 1-й очереди Белоярской АЭС), входящей в санитарно-защитную зону (расположено в 5 км к юго-востоку от станции) [Рафиков, Шонохов, 2013]. В это же болото удаляются очищенные дебалансные воды АЭС, воды спецпрачечной и душевых санпропускников. Из Ольховского болота через р. Ольховку сбросные воды АЭС попадают в р. Пышму.

В Ольховском болоте вследствие многолетних сбросов дебалансных вод произошло накопление радионуклидов, депонированных в торфяной залежи болота. Общий запас накопленной активности ^{137}Cs и ^{60}Co в донных отложениях Ольховского болота в настоящий момент составляет около $(2,0 \pm 0,6) \cdot 10^{11}$ Бк и $(2,4 \pm 0,8) \cdot 10^9$ Бк, соответственно [БАЭС, 2015].

Согласно данным Института экологии растений и животных УрО РАН, к 2003 г. суммарный запас радионуклидов (преимущественно ^{137}Cs) в Ольховском болоте составлял около 3,7 ТБк [Трапезников и др., 2008].

Значения МЭД на участках локализации радиационно-загрязненных донных отложений Ольховского болота составляют: в верховье болота – 0,8 мкЗв/ч, на середине болота – 0,25 мкЗв/ч, в низовье болота – 0,11 мкЗв/ч, в конце болота – 0,27 мкЗв/ч [БАЭС, 2015].

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 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 [Рафиков, Шонохов, 2013].

По данным [Росгидромет, 2015], годовые сбросы радионуклидов со сточными водами на БАЭС в 2014 г. не превышали установленных нормативов. В 2014 г. объем сброса сточных вод в Ольховское болото на БАЭС составлял $81\,086\text{ м}^3$ (в 2013 г. – $86\,469\text{ м}^3$) с суммарной активностью $3,9 \cdot 10^{11}$ Бк (в 2013 г. – $4,1 \cdot 10^{11}$ Бк), что не превышает 2,7 % от допустимого сброса для БАЭС. Среднегодовой сброс на единицу объема в 2014 г. остался на уровне 2013 г. и составил $4,8 \cdot 10^6$ Бк/м³. Данные о сбросах отдельных радионуклидов в открытую гидрографическую сеть (Ольховское болото) на БАЭС представлены в таблице 3.30.

Таблица 3.30 - Сбросы радионуклидов со сточными водами на БАЭС в открытую гидрографическую сеть, Бк

| Радионуклид | Допустимый сброс | Фактический сброс | |
|-------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | | 2014 г. | 2013 г. |
| ^{54}Mn | $2,5 \cdot 10^{10}$ | $2,8 \cdot 10^6$ | $3,9 \cdot 10^6$ |
| ^{60}Co | $9,0 \cdot 10^8$ | $2,3 \cdot 10^6$ | $2,6 \cdot 10^6$ |
| ^{90}Sr | $9,3 \cdot 10^{10}$ | $8,5 \cdot 10^7$ | $1,2 \cdot 10^8$ |
| ^{134}Cs | $1,7 \cdot 10^{10}$ | $1,9 \cdot 10^5$ | $1,2 \cdot 10^4$ |
| ^{137}Cs | $1,7 \cdot 10^{10}$ | $1,4 \cdot 10^8$ | $6,2 \cdot 10^7$ |
| $^{152}\text{Eu} + ^{154}\text{Eu}$ | $1,0 \cdot 10^9$ | $9,8 \cdot 10^6$ | $8,9 \cdot 10^6$ |
| ^3H | $7,7 \cdot 10^{13}$ | $3,9 \cdot 10^{11}$ | $4,1 \cdot 10^{11}$ |

Основной вклад в суммарную активность сбросов вносил тритий – $3,9 \cdot 10^{11}$ Бк. Фактические сбросы отдельных радионуклидов на БАЭС были на два – шесть порядков ниже допустимых величин.

Радиационный мониторинг окружающей среды

Радиационный мониторинг объектов окружающей среды в 40-км зоне вокруг БАЭС проводится отделом радиационной безопасности (ОРБ) БАЭС во взаимодействии с Центром гигиены и эпидемиологии № 32 ФМБА России [Рафиков, Шонохов, 2013], Росгидрометом, Институтом экологии растений и животных Уральского отделения РАН. Независимые наблюдения за радиационной обстановкой в 30-км и 100-км зонах вокруг БАЭС проводятся Уральским УГМС (рисунок 3.52) [Росгидромет, 2015].

В таблице 3.31 приводятся результаты статистической обработки данных измерений объемной активности техногенных радионуклидов в воздухе в СЗЗ и ЗН Белоярской АЭС, и в контрольном пункте [Росгидромет, 2001-2015].

Таблица 3.31 - Результаты оценки данных мониторинга объемной активности радионуклидов в приземном воздухе в районе расположения Белоярской АЭС [Росгидромет, 2001-2015]

| Р/н | СЗЗ | | ЗН | | КП | |
|-------------------|-------------------------------------|--|-------------------------------------|--|-------------------------------------|--|
| | Среднее значение, Бк/м ³ | Доверительный интервал, Бк/м ³ | Среднее значение, Бк/м ³ | Доверительный интервал, Бк/м ³ | Среднее значение, Бк/м ³ | Доверительный интервал, Бк/м ³ |
| ¹³⁷ Cs | 1,7·10 ⁻⁵ | 1,1·10 ⁻⁵ –2,7·10 ⁻⁵ | 1,3·10 ⁻⁵ | 9,6·10 ⁻⁶ –2,7·10 ⁻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 |

Примечание - * - Мониторинг содержания ⁹⁰Sr в приземном воздухе в СЗЗ и ЗН проводился до 2006 г., в контрольном пункте (В. Дуброво) – по настоящее время.

Анализ данных показывает, что концентрации отдельных долгоживущих техногенных радионуклидов убывают с увеличением расстояния до АЭС. Видно, что наиболее высокие уровни содержания в воздухе радионуклидов, содержащихся в выбросах Белоярской АЭС, наблюдались в непосредственной близости от источника.

На рисунке 3.51 показана динамика изменений среднегодовых объемных активностей ¹³⁷Cs в воздухе в районе расположения Белоярской АЭС, в соответствии с которой имеет место колебания содержания ¹³⁷Cs в воздухе СЗЗ и зоны наблюдения в пределах одного уровня, и несколько ниже в контрольном пункте, что вероятно обусловлено особенностями формирования регионального радиационного техногенного фона.

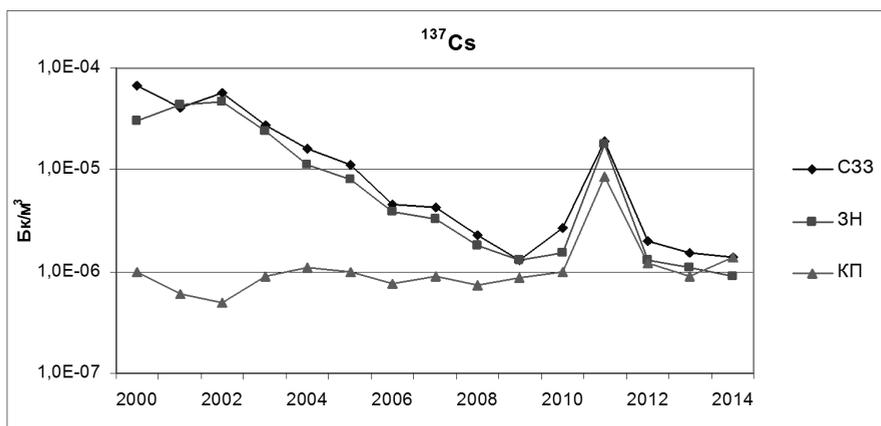


Рисунок 3.51 - Среднегодовые объемные активности ¹³⁷Cs в приземном воздухе в районе расположения Белоярской АЭС

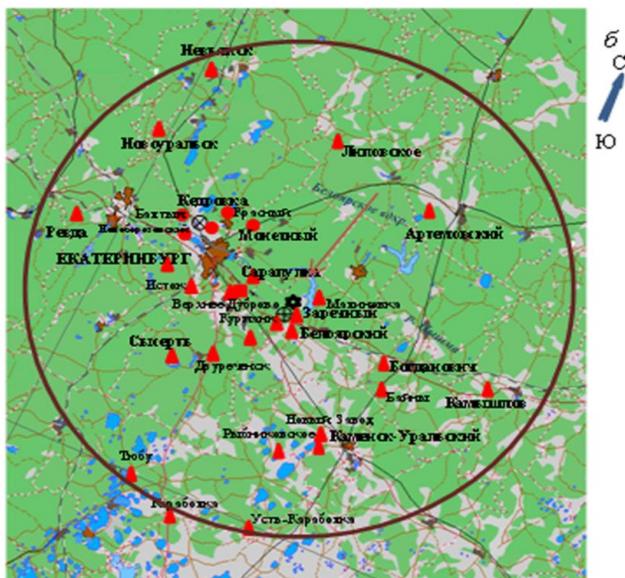
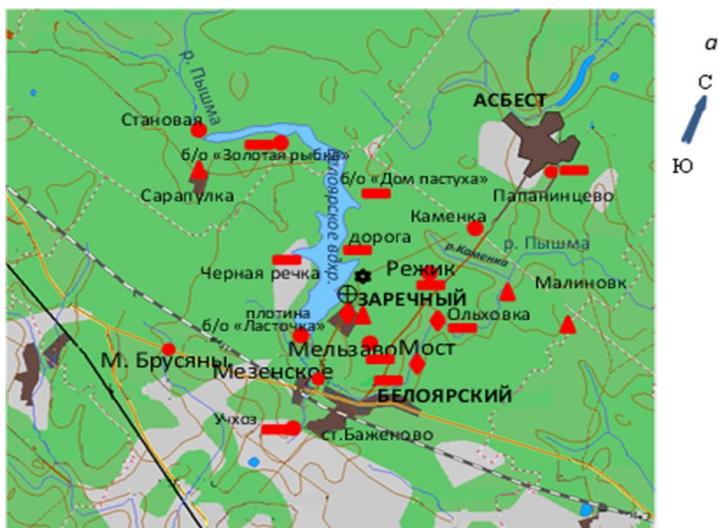


Рисунок 3.52 - Расположение пунктов радиационного мониторинга Уральского УГМС в 30-км зоне (а) и в 100-км зоне вокруг БАЭС, ИРМ и ПЗРО (б):

- отбор проб атмосферных аэрозолей;
- ▲ отбор суточных проб атмосферных выпадений и наблюдения за γ -фоном;
- ▬ отбор проб снега и травы;
- ◆ отбор проб воды;
- измерение МЭД во время проведения маршрутных обследований;
- ⊛ БАЭС;
- ⊕ ИРМ;
- ⊗ ПЗРО Свердловское отделение филиала «Уральский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» (бывший Свердловский СК «Радон»).

Как видно из рисунка 3.51, среднегодовые объемные активности ^{137}Cs в 2011 г. в СЗЗ, ЗН и контрольном пункте увеличились по сравнению с 2010 г. 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 РФ в конце марта и первую половину апреля. Тем не менее, регистрируемые величины были на 6 порядков ниже ДОА_{НАС} по НРБ-99/2009 (для ^{137}Cs – 27 Бк/м³), однако в 6–11 раз превышали средневзвешенное значение объемной активности этого радионуклида по территории РФ ($54,8 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³) [Росгидромет, 2012]. Стоит отметить, что в 2012-2013 гг. значение среднегодовой объемной активности данного радионуклида практически вернулось на уровень предыдущих лет.

Данные мониторинга свидетельствуют о том, что на территории СЗЗ Белоярской АЭС 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} [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009].

Объемные активности ^{137}Cs в воздухе на территории ЗН истоящее 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 контрольном пункте, находящемся на расстоянии 18 км на юго-запад от Белоярской АЭС [Радиационно-гигиенический, 2012]. В целом, содержание техногенных радионуклидов в приземном воздухе в районе расположения Белоярской АЭС на шесть-семь порядков ниже допустимого уровня для населения ДОА_{НАС} [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009].

Вода и донные отложения

Основным источником водопользования является Белоярское водохранилище, которое пересекает зону наблюдения в направлении с северо-запада на юго-восток. Хозяйственные нужды промплощадки и города обеспечиваются из артезианских скважин.

На рисунке 3.53 приведены схема поступления жидких стоков Белоярской АЭС на водную экосистему.



Рисунок 3.53 – Схема поступления жидких стоков Белоярской АЭС в водную экосистему.

Контроль содержания радионуклидов в водах Белоярского водохранилища, рек Пышмы и Ольховки производится ежемесячно ОРБ БАЭС и Уральским УГМС. Пробы воды отбирались в объеме 10 л на участках водоемов, свободных от посторонних примесей.

Результаты статистической обработки содержания радионуклидов в поверхностных водоемах в районе размещения Белоярской АЭС показали, что усредненные объемные активности основных радионуклидов, содержащихся в воде изучаемых водоемов были значительно ниже УВ по [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009],.. таблица 3.32.

Таблица 3.32 – Результаты статистической обработки содержания радионуклидов в поверхностных водоемах в районе размещения Белоярской АЭС (в скобках приведены доверительные интервалы) [Росгидромет, 1997-2015]

| Место отбора проб | ^3H , Бк/л (период анализа 2008-2014 гг.) | ^{90}Sr , Бк/л (период анализа 1996-2014 гг.) | ^{137}Cs , Бк/л (период анализа 1996-2014 гг.) |
|--|--|--|---|
| р. Пышма | 17,2 (14,3 – 19,6) | $2,7 \cdot 10^{-2}$ $(2,1 - 3,6) \cdot 10^{-2}$ | $6,7 \cdot 10^{-2}$ $(1,0 - 14,0) \cdot 10^{-2}$ |
| Белоярское вдхр., п. Заречный | - | $2,7 \cdot 10^{-2}$ $(2,2 - 3,4) \cdot 10^{-2}$ | $2,5 \cdot 10^{-2}$ $(2,0 - 3,2) \cdot 10^{-2}$ |
| Контрольная точка – верхове Белоярского вдхр. (15 км от АЭС) | 17,3 (13,9 – 20,0) | $2,0 \cdot 10^{-2}$ $(1,9 - 3,3) \cdot 10^{-2}$ | $1,7 \cdot 10^{-2}$ $(1,2 - 2,5) \cdot 10^{-2}$ |
| УВ | 7600 | 4,9 | 11 |

На рисунке 3.54 представлена динамика содержания трития в воде р. Пышма и контрольной точке.

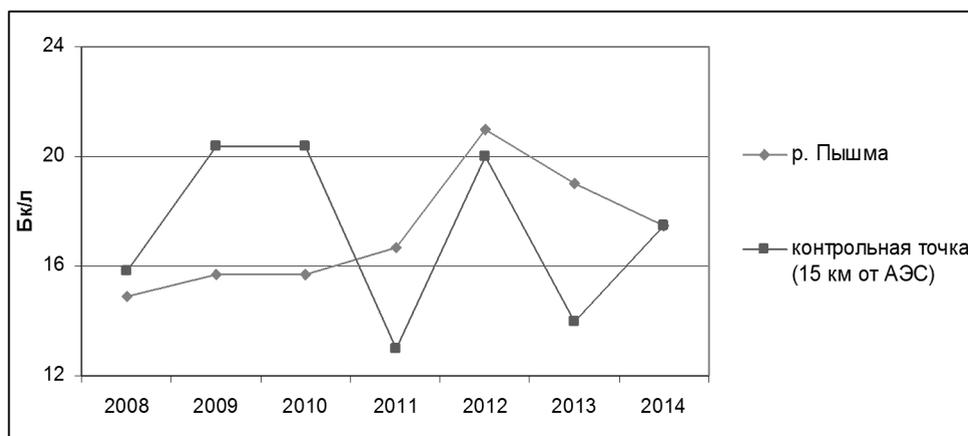


Рисунок 3.54 - Динамика содержания ^3H в воде р. Пышма и контрольной точке

На содержание трития в Белоярском водохранилище оказывает влияние как БАЭС, так и ИРМ, так как стоки ИРМ и БАЭС соединяются в общий канал. Однако на преимущественный вклад АЭС в загрязнение водоема тритием указывает динамика изменений объемной активности трития в зависимости от функционирования энергоблоков БАЭС. Так в период совместной работы энергоблоков № 1 и 2 БАЭС (до 1981 г.) объемная активность трития в водоеме на разных расстояниях от места сброса составляла $40 \div 75$ Бк/л [Чеботина, 2005]. После остановки энергоблока № 1 в период с 1981 по 1989 г. при совместной работе блоков № 2 и 3 средний показатель объемной активности трития составил $35 \div 55$ Бк/л. В последующее время, когда работал только энергоблок № 3, объемная активность трития в воде снизилась в 2 раза ($16 \div 22$ Бк/л) [Росгидромет, 2015].

Имеет место снижение со временем содержания ^{137}Cs в воде реки Пышма и в верховье Белоярского водохранилища, находящегося выше по течению от АЭС, и выбранного в этой связи в качестве контрольной точки (рисунок 3.55), что вероятно связано с особенностями динамики техногенного радиационного фона для этого радионуклида глобального распространения.

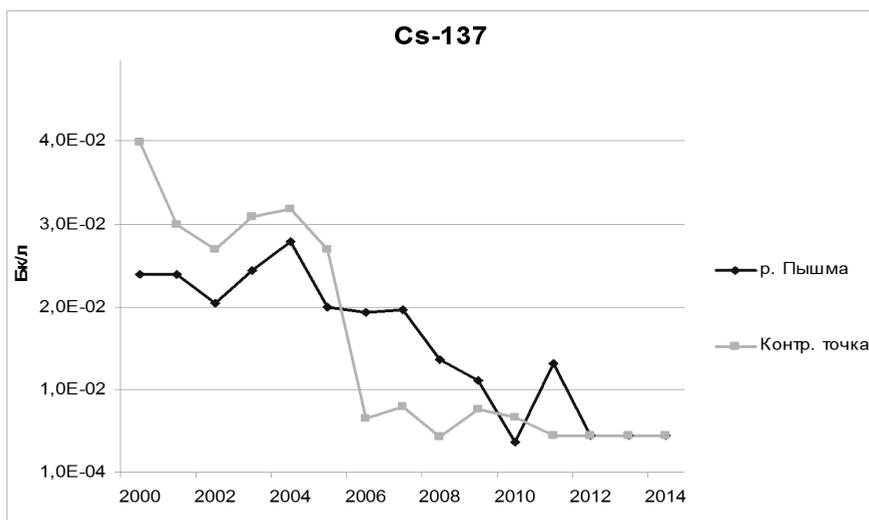


Рисунок 3.55 - Динамика содержания ^{137}Cs в воде р. Пышма и контрольной точке

Контроль питьевой воды из артезианских скважин, расположенных в п. Каменка, которая обеспечивает хозяйственные нужды промплощадки и частично г. Заречного, проводится ОРБ БАЭС ежемесячно. Отбор пробы воды в объеме 10 л производится непосредственно с напорного насоса из скважины. Среднегодовая объемная активность ^{137}Cs в питьевой воде в 2014 г. составила менее 4,5 мБк/л, трития – 7,8 Бк/л, что значительно ниже уровня вмешательства по НРБ-99/2009 для питьевой воды (УВ для ^{137}Cs – 11 Бк/л, для трития – 7600 Бк/л) [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009].

ОРБ БАЭС проводились измерения концентрации радионуклидов в иловых донных отложениях водоемов в районе БАЭС. Пробы илов отбирались на глубоких местах дночерпателем. Для исследования распределения активности радионуклидов по глубине донных отложений в Ольховском болоте проводился послойный отбор проб донных отложений с использованием специального пробоотборного устройства. В таблице 3.33 представлены результаты статистической обработки содержания ^{137}Cs в донных отложениях водоемов в районе расположения Белоярской АЭС [Росгидромет, 2009-2015].

В донных отложениях водных экосистем в районе расположения Белоярской АЭС основными продуктами загрязнения являются долгоживущие радионуклиды ^{137}Cs и ^{60}Co . Содержание ^{60}Co в донных отложениях обследованных экосистем на один-два порядка ниже содержания ^{137}Cs . Наибольшее радиоактивное загрязнение иловых отложений ^{137}Cs наблюдалось в месте сброса ПЛК (таблица 3.33), в Ольховском болоте, в р. Ольховке, а также в р. Пышме ниже впадения р. Ольховки.

Согласно данным мониторинга (рисунок 3.56), изменения среднегодовой удельной активности ^{137}Cs в донных отложениях Белоярского водохранилища находятся примерно на одном уровне (в пределах неопределенности измерений) [Росгидромет, 2015].

В обстоятельной работе по обобщению данных многолетнего радиэкологического мониторинга пресноводных экосистем Урала и Западной Сибири, подверженных воздействию предприятий ЯТЦ, отмечается, что до настоящего времени “не выявлено статистически значимого заметного воздействия Белоярской АЭС на радиэкологическую ситуацию в р. Туре через систему: БАЭС – Ольховское болото (место сброса слаборadioактивных вод АЭС) – р. Ольховка – р. Пышма – р. Тура” [Трапезников и др., 2014].

Таблица 3.33 – Результаты статистической обработки содержания ^{137}Cs в донных отложениях водоемов в районе расположения Белоярской АЭС [Росгидромет, 2009-2015]

| Место пробоотбора | Среднее значение, Бк/кг сырого веса | Интервал изменений, Бк/кг сырого веса |
|---|-------------------------------------|---------------------------------------|
| Белоярское вдхр. (сброс ПЛК) | 565 | 99-1187 |
| Белоярское вдхр. (заборный канал) | 13 | 6-39 |
| Белоярское вдхр. (устье сбросного канала) | 23 | 4-68 |
| Залив Худыш | 16 | 8-28 |
| р. Пышма в 1 км ниже сброса (п. Шеелит) | 15 | 4-28 |
| р. Пышма (500 м выше впадения р. Ольховки) | 50 | 27-86 |
| р. Пышма (500 м ниже впадения р. Ольховки) | 833 | 698-1336 |
| Ольховское болото: | | |
| начало* | 2417 | 87-4440 |
| середина* | 1598 | 682-2486 |
| конец* | 3185 | 2771-3529 |
| р. Ольховка | 1018 | 644-1565 |
| Контрольная точка – Белоярское вдхр. в 3 км до водозабора (б/о «Дельфин») | 53 | 6-182 |

Примечания: 1. ПЛК – промливневая канализация.

2. Анализ данных мониторинга по содержанию ^{137}Cs в донных отложениях в водоемах в районе расположения Белоярской АЭС проведен для периода 2008-2013 гг.

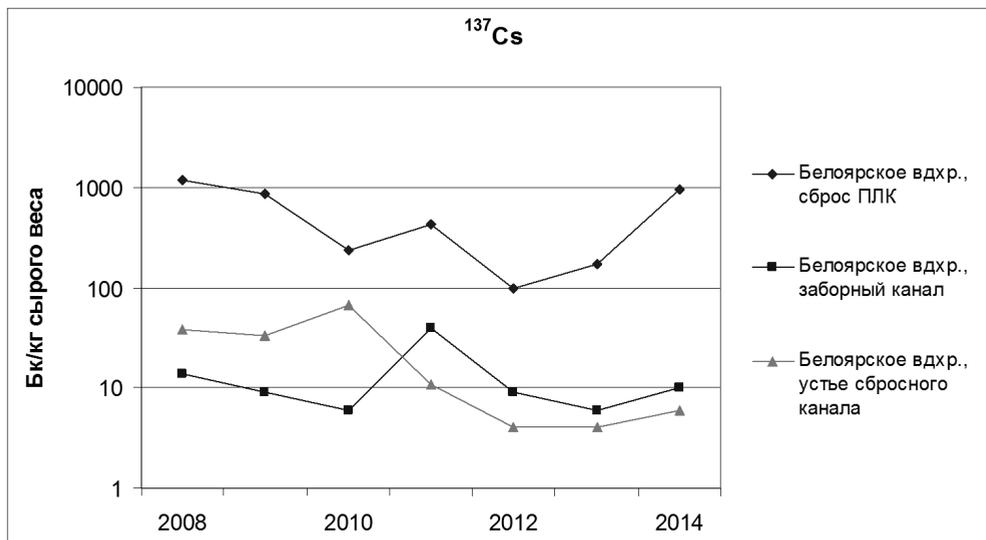


Рисунок 3.56 - Среднегодовые удельные активности ^{137}Cs в донных отложениях Белоярского водохранилища

Наряду с радиационным мониторингом сотрудниками Института экологии растений и животных РАН проводятся детальные радиозоологические обследования водных объектов в районе расположения Белоярской АЭС [Трапезников, Трапезникова, 2012], включающие функционально согласованные наблюдения за содержанием техногенных и естественных радионуклидов в воде, донных отложениях и гидробионтах, таблица 3.34.

Согласно данным радиозоологического обследования и мониторинга в поверхностных водах в районе АЭС присутствуют ^3H , ^{14}C , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{238}U и др. Наиболее высокие уровни загрязнения поверхностных вод ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs характерны для реки Ольховка, далее идут канал ПЛК

и Теплый залив Белоярского водохранилища. Наименьшие уровни техногенных радионуклидов в поверхностных водах наблюдаются в малых реках зоны наблюдений АЭС. Относительно более высокие удельные активности ^{14}C в воде наблюдаются для реки Ольховка, однако различие в его содержании с другими обследованными водными объектами не является статистически значимым. Содержание ^{137}Cs в донных отложениях максимально в канале ПЛК и реке Ольховка, а в макрофитах – в реке Ольховка. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе находится примерно на одном уровне для всех обследованных водных объектов.

Таблица 3.34 - Содержание радионуклидов в компонентах водных экосистем в районе расположения Белоярской АЭС (2011 г.) [Трапезников, Трапезникова, 2012; Росгидромет, 2012]

| Компонент экосистемы/ радионуклид | Реки ЗН* | Река Ольховка | Белоярское водохранилище (ПЛК) | Белоярское водохранилище (Теплый залив) |
|--------------------------------------|------------|---------------|--------------------------------|---|
| Вода (Бк/м ³) | | | | |
| ^3H | 13000±3000 | | 17000±4000 | 20000±4000 |
| ^{14}C | <7 | 25±8 | 16±5 | 18±6 |
| ^{60}Co | <0,3 | 2,4±0,1 | <0,3 | 1,0±0,2 |
| ^{90}Sr | 13±7 | 60±1 | 28±5 | 21±2 |
| ^{134}Cs | 0,24±0,1 | 0,16±0,07 | 0,19±0,14 | <0,15 |
| ^{137}Cs | 0,86±0,6 | 67±2 | 8,4±0,7 | 2,9±0,2 |
| ^{238}Pu | 0,13±0,1 | 0,42±0,12 | <0,19 | 0,19±0,07 |
| $^{239,240}\text{Pu}$ | 0,15±0,14 | 0,17±0,05 | 0,015±0,006 | 0,024±0,01 |
| ^{241}Am | 0,37±0,21 | <0,12 | <0,23 | <0,2 |
| ^{228}Th | 6,2±3,8 | 12,6±1,0 | 6,4±0,5 | 8,2±0,6 |
| ^{230}Th | 8,9±3,1 | 13,3±2,1 | 2,8±0,2 | 8,7±0,9 |
| ^{238}U | 8,9±0,8 | 8,2±4,2 | 11,3±5,6 | 12,3±5,7 |
| Донные отложения (Бк/кг сырого веса) | | | | |
| ^{60}Co | <0,3 | <0,78 | 27±4 | 10±4 |
| ^{90}Sr | 22±13 | 30±1 | 49±2 | 53±1 |
| ^{134}Cs | <0,4 | 0,91±0,31 | 0,19±0,14 | <0,15 |
| ^{137}Cs | 12±10 | 419±17 | 465±10 | 195±8 |
| ^{241}Am | 1,3±1,2 | <0,76 | 4,4±2,5 | <2,8 |
| ^{228}Th | 140±8 | 166±7 | <МДА | <МДА |
| ^{230}Th | 61±22 | 41±3 | 47±8 | 69±4 |
| ^{232}Th | 76±18 | 61±5 | 81±20 | 20±11 |
| Макрофиты (Бк/кг сухого веса) | | | | |
| ^{40}K | 747±360 | 1430±280 | | 1750±150 |
| ^{90}Sr | 31±11 | 45±1 | 93±35 | 40±2 |
| ^{137}Cs | 2,7±1,3 | 2060±100 | 16±14 | 30±2 |
| Рыба (Бк/кг сырого веса) | | | | |
| ^{40}K | 93±10 | 94±7 | 92±3 | 78±9 |
| ^{90}Sr | 3,7±1,8 | 1,7±0,7 | 2,8±1,0 | 2,8±0,5 |
| ^{137}Cs | 1,5±0,3 | 0,9±0,3 | 4,9±1,8 | 6,1±5,0 |

Примечание. *) - Реки Камышенка, Гагарка, Режик, Мезенка, Каменка в радиусе 15 км от АЭС. МДА – минимально детектируемая активность.

Представляет интерес сопоставить современные уровни содержания техногенных радионуклидов в водных экосистемах с начальным периодом работы АЭС, когда функционировали энергоблоки АМБ-100 и АМБ-200, таблица 3.35 [Трапезников, Трапезникова, 2012].

Таблица 3.35 – Содержание радионуклидов в компонентах экосистемы Белоярского водохранилища (Теплый залив) в 1976-1987 гг. [Трапезников, Трапезникова, 2012]

| Компонент | Размерность | ⁶⁰ Co | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs |
|------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|
| Вода | Бк/м ³ | 250±75 | 61±22 | 310±60 |
| Донные отложения | Бк/кг сырой массы | 240±30 | 22±7 | 1500±300 |
| Макрофиты | Бк/кг сырой массы | 200±120 | 5±2 | 18±6 |
| Рыба | Бк/кг сырой массы | 5±2 | 6±2* | 100±40 |

Примечание. Расчетная оценка по данным о содержании ⁹⁰Sr в воде.

Сопоставляя данные таблиц 3.34 и 3.35 получаем, что содержание ⁶⁰Co в воде Белоярского водохранилища уменьшилось к 2011 г по сравнению с 1976-1987 гг. в 250 раз, в донных отложениях – в 24 раза. Содержание ¹³⁷Cs в воде уменьшилось за этот же период в воде – в 107 раз, в донных отложениях – в 8 раз, в макрофитах – в 8 раз, в рыбе – в 16 раз.

Относительно поведения ⁹⁰Sr в водных экосистемах такого рода снижения не наблюдается, поскольку уровни загрязнения окружающей среды этим радионуклидом в районе АЭС в основном определяются глобальными процессами, и не связаны с деятельностью АЭС.

Таким образом, после вывода из эксплуатации 1 и 2 энергоблоков Белоярской АЭС содержание ⁶⁰Co и ¹³⁷Cs в Белоярском водохранилище уменьшилось в десятки и сотни раз. Основными причинами такого улучшения радиационной обстановки в водоеме является снижение поступления техногенных радионуклидов в водохранилище, а также процессы самоочищения водной экосистемы от радионуклидов и их перераспределения из воды в донные отложения и другие компоненты [Трапезников, Трапезникова, 2012].

Почвенный покров

Содержание радионуклидов в почве определялось в семи пунктах постоянного наблюдения, совпадающих с пунктами отбора проб аэрозолей и выпадений; пробы отбирались по углам треугольника со стороны 50 м на глубину 5 см с помощью специального пробоотборника [Росгидромет, 2015].

Результаты анализа проб показывают, что радиоактивность почвы в районе расположения Белоярской АЭС обусловлена ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr. Мониторинг содержания ⁹⁰Sr в почвенном покрове в СЗЗ, ЗН и КП так же, как и в приземном воздухе, проводился до 2006 г. Полученные значения плотности загрязнения почвы ¹³⁷Cs в основном сохраняются на уровне средних значений последних пяти лет (таблица 3.36). Уровень загрязнения почвы в СЗЗ и ЗН не превосходит значений, полученных в контрольном пункте, в пределах неопределенности данных измерений.

Таблица 3.36 - Результаты оценки данных мониторинга содержания ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в почве в районе расположения Белоярской АЭС [Росгидромет, 2000-2015]

| Радионуклид | Место пробоотбора | Среднее значение, кБк/м ² | Доверительный интервал, кБк/м ² |
|-------------------|-------------------|--------------------------------------|--|
| ¹³⁷ Cs | СЗЗ | 7,3 | 3,5 – 11,3 |
| | ЗН | 4,7 | 2,3 – 7,4 |
| | КП | 2,5 | 1,2 – 9,0 |
| ⁹⁰ Sr | СЗЗ | 2,2 | 1,4 – 2,6 |
| | ЗН | 2,1 | 1,3 – 2,6 |
| | КП | 2,0 | 1,2 – 3,0 |

На рисунке 3.57 приведена динамика поверхностного загрязнения почвы ¹³⁷Cs в районе Белоярской АЭС.

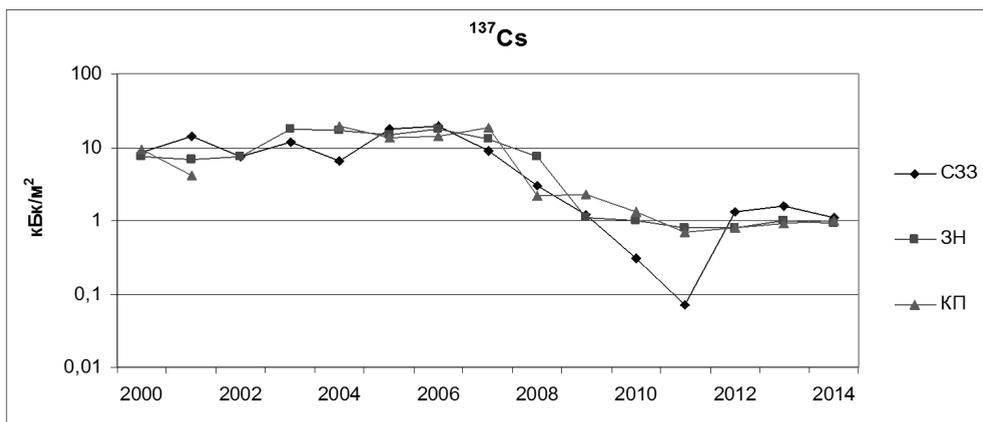


Рисунок 3.57 – Среднегодовая поверхностная активность ¹³⁷Cs в почве в районе расположения Белоярской АЭС

Согласно данным радиационного мониторинга, средние значения поверхностной активности ¹³⁷Cs в почве не отличаются от средних значений содержания данного радионуклида в почве Свердловской области (4,0 kBq/m²) [Радиационно-гигиенический, 2012].

Растительность

Отбор проб растительности проводился в 10 точках в конце вегетационного периода. Результаты анализа данных радиационного мониторинга удельной активности ¹³⁷Cs в растительности в районе расположения Белоярской АЭС представлены в таблице 3.37.

Таблица 3.37 - Результаты оценки данных мониторинга содержания ¹³⁷Cs в растительности в районе расположения Белоярской АЭС [Росгидромет, 2000-2015]

| Место отбора | Среднее значение, Бк/кг в.-с. | Доверительный интервал, Бк/кг в.-с. |
|--------------|-------------------------------|-------------------------------------|
| СЗЗ | 2,4 | 2,0-5,2 |
| ЗН | 2,0 | 1,3-3,6 |
| КП | 2,1 | 0,8-3,1 |

Примечание - Бк/кг в.-с. - удельная активность воздушно-сухой массы

Согласно данным многолетнего мониторинга, представленным в таблице 3.37, не наблюдается значимых различий в содержании ¹³⁷Cs в растительности СЗЗ, ЗН и КП.

Продукты питания

В зоне наблюдения Белоярской АЭС проводится мониторинг содержания техногенных радионуклидов в местных продуктах питания, таблица 3.38.

Таблица 3.38 - Результаты оценки данных мониторинга содержания ¹³⁷Cs в сельскохозяйственной продукции в районе расположения Белоярской АЭС [Росгидромет, 2000-2015]

| Продукт питания | Данные мониторинга в районе АЭС | Средняя удельная активность радионуклидов по Свердловской области в 2011 г. [Радиационно-гигиенический, 2012], Бк/кг |
|-----------------|---------------------------------|--|
| Молоко | 0,25 (0,19-0,28)* | 0,13 (0,37)** |
| Корнеплоды | 0,25 (0,19-0,33) | 0,07 (0,27) |
| Овощи | 0,20 (0,13-0,44) | - |
| Пшеница | 3,8 (1,4-6,3) | - |
| Грибы | 1,2 (0,9-3,4) | 2,1 (3,4) |

Примечания: 1. * - в скобках приведены доверительные интервалы.

2. ** - в скобках приведено максимальное значение.

ОРБ БАЭС и ЦГ и Э №32 ФМБА России определялась удельная активность радионуклидов в продуктах питания местного производства. Пробы овощей и фруктов весом по 3 кг каждая отбирались перед уборкой урожая из коллективных садов г. Заречного. В ряде окрестных хозяйств отбирались пробы молока.

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 [СанПиН 2.3.2.1078-01, 2001].

Анализ сельскохозяйственной продукции (пшеницы, корнеплодов, овощей), животноводческой продукции (молока) из хозяйств, расположенных на территории ЗН Белоярской АЭС, проведенный ЛВРК станции, показывает, что на протяжении всего периода наблюдения, содержание в них ^{137}Cs было намного ниже нормативов по СанПин [СанПиН 2.3.2.1078-01, 2001].

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 значительно не отличается от средних значений содержания данных радионуклидов в сельскохозяйственной продукции в районе расположения Белоярской АЭС [Радиационно-гигиенический, 2012].

3.4.2 Оценка радиационно-экологического воздействия

Оценка планируемого облучения населения (от выбросов Белоярской АЭС)

Белоярская АЭС производит выбросы радиоактивных газов и аэрозолей в атмосферу. Величины этих выбросов приведены в таблице 3.28.

Согласно метеонаблюдениям средняя скорость ветра в районе Белоярской АЭС – 2,9 м/с. Роза ветров в районе расположения Белоярской АЭС приведена в таблице 3.39.

Таблица 3.39 - Роза ветров в районе расположения Белоярской АЭС, %.

| | | | | | | | |
|----|----|---|----|----|----|----|----|
| С | СВ | В | ЮВ | Ю | ЮЗ | З | СЗ |
| 10 | 4 | 7 | 11 | 13 | 12 | 25 | 18 |

Для вычисления объемной активности радионуклидов в воздухе и их выпадений на местность использовалась гауссова модель диффузии. Эта модель рекомендована для практического применения в руководстве [IAEA, 2001]. Дозы облучения включают в себя как дозы внешнего облучения (от почвы и облака выброса), так и дозы внутреннего облучения (от вдыхания радионуклидов, от поступления радионуклидов с продуктами питания и от поступления радионуклидов с питьевой водой). Расчет доз проводился по статической модели, обеспечивающей получение оценок годовых доз облучения населения при условии установившегося равновесного содержания радионуклидов в окружающей среде, с использованием значений параметров, представленных в [IAEA, 2014].

Рацион питания населения Свердловской области по данным Росстата приведен в таблице 3.40 [Потребление, 2012].

Таблица 3.40 – Рацион питания населения Свердловской области

| Продукт | кг/год | Продукт | кг/год |
|-------------------------|--------|----------------------------------|--------|
| Хлеб и хлебные продукты | 95,8 | Молоко и молочные продукты | 274,2 |
| Картофель | 48,7 | Масло растительное и другие жиры | 10,1 |
| Овощи и бахчевые | 89 | Рыба и рыбные продукты | 20,5 |
| Мясо и мясные продукты | 75,3 | Сахар и кондитерские изделия | 34,3 |

Результаты расчета выпадений радионуклидов на подстилающую поверхность приведены в таблице 3.41.

Таблица 3.41 - Результаты расчета выпадений радионуклидов на подстилающую поверхность

| Радионуклид | Плотность выпадений, Бк/(м ² ·год) |
|-------------------|---|
| ⁶⁰ Co | 2,7·10 ⁻³ |
| ¹³⁷ Cs | 0,4 |

Результаты расчета доз облучения населения от выбросов Белоярской АЭС приведены в таблицах 3.42 и 3.43.

Таблица 3.42 - Результаты расчета доз облучения населения от выбросов Белоярской АЭС в результате потребления продуктов питания, Зв/год

| Радионуклид | Зерновые | Овощи | Корнеплоды | Молоко | Мясо | Суммарная доза |
|-------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| ⁶⁰ Co | 8,9·10 ⁻¹⁴ | 2,2·10 ⁻¹² | 1,2·10 ⁻¹² | 6,6·10 ⁻¹⁵ | 3,0·10 ⁻¹³ | 3,8·10 ⁻¹² |
| ¹³⁷ Cs | 1,8·10 ⁻¹⁰ | 1,9·10 ⁻¹⁰ | 1,1·10 ⁻¹⁰ | 2,9·10 ⁻¹⁰ | 1,9·10 ⁻¹⁰ | 9,6·10 ⁻¹⁰ |
| Сумма | 1,8·10 ⁻¹⁰ | 2,0·10 ⁻¹⁰ | 1,1·10 ⁻¹⁰ | 2,9·10 ⁻¹⁰ | 1,9·10 ⁻¹⁰ | 9,6·10 ⁻¹⁰ |

Таблица 3.43 - Результаты расчета дозы на население от выбросов Белоярской АЭС с учетом множественных путей облучения, Зв/год

| Радионуклид | Продукты питания | Вдыхание | Облако | Почва | Суммарная доза |
|-------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| ⁶⁰ Co | 3,9·10 ⁻¹² | 2,4·10 ⁻¹⁴ | 9,4·10 ⁻¹⁶ | 6,9·10 ⁻¹² | 1,1·10 ⁻¹¹ |
| ¹³⁷ Cs | 9,6·10 ⁻¹⁰ | 1,5·10 ⁻¹² | 3,4·10 ⁻¹⁴ | 7,3·10 ⁻¹⁰ | 1,7·10 ⁻⁹ |
| СИРГ | 0 | 0 | 1,4·10 ⁻⁸ | 0 | 1,4·10 ⁻⁸ |
| Сумма | 9,6·10 ⁻¹⁰ | 1,5·10 ⁻¹² | 1,4·10 ⁻⁸ | 7,4·10 ⁻¹⁰ | 1,5·10 ⁻⁸ |

Согласно расчетным оценкам доза облучения населения от выбросов Белоярской АЭС для контролируемых радионуклидов составляет 1,5·10⁻⁸ Зв/год, что значительно ниже уровня облучения соответствующего пренебрежимо малого радиационного риска. Наибольший вклад в эту дозу вносят ИРГ.

Следует отметить, что оценки дозы планируемого облучения выполнены для радионуклидов, по которым контролируются выбросы АЭС в атмосферу. В связи с отсутствием данных о выбросах трития, ¹⁴C, а также других радионуклидов (⁹⁰Sr, ⁵¹Cr, ⁵⁴Mn), регистрируемых в пробах атмосферного воздуха в результате мониторинга радиационной обстановки в районе БАЭС, для этих радионуклидов оценки дозы планируемого облучения не проводились. Данная проблема необходимости обоснования перечня контролируемых в выбросах АЭС радионуклидов заслуживает специального рассмотрения, с учетом фактических данных мониторинга радиационной обстановки по всем регистрируемым радионуклидам и их возможного вклада в дозу планируемого облучения.

Оценка существующего облучения населения от техногенных радионуклидов

Расчет доз на население проводился на основе обобщенных данных многолетнего радиационного мониторинга окружающей среды в зоне наблюдения Белоярской АЭС с использованием дозиметрических параметров, представленных в [СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009; IAEA, 2014]. 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 техногенного облучения в районе расположения Белоярской АЭС представлены в таблицах 3.44 и 3.45.

Таблица 3.44 - Результаты расчета дозы от потребления продуктов питания (зона наблюдения Белоярской АЭС), мЗв/год

| Продукты питания | ^{137}Cs |
|------------------|---------------------|
| 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 | $1,4 \cdot 10^{-3}$ |

Примечание - * - доза от потребления рыбы посчитана для ^{137}Cs и ^{90}Sr

Таблица 3.45 - Результаты расчета доз от разных путей облучения населения, проживающего в зоне наблюдения Белоярской АЭС

| 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 зоне наблюдений Белоярской АЭС составляет в среднем 0,02мЗв/год, что значительно ниже допустимого предела дозы для населения.

Соотношение вкладов различных доз в суммарную дозу от существующего облучения населения, проживающего в районе расположения Белоярской АЭС, представлено на рисунке 3.58.

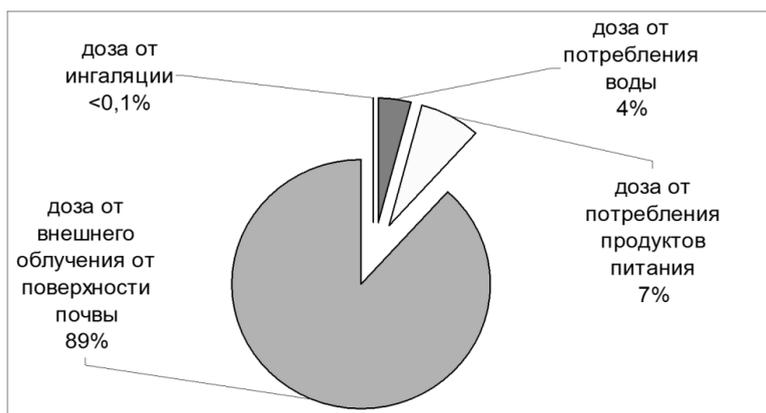


Рисунок 3.58 - Вклады различных путей облучения в суммарную дозу существующего облучения населения в зоне наблюдения Белоярской АЭС

Как видно из рисунка 3.58, основными путями формирования дозы существующего облучения являются внешнее облучение от поверхности (вклад в суммарную дозу равен 89%) и употребление сельскохозяйственной продукции, произведенной в зоне наблюдения Белоярской АЭС (вклад в суммарную дозу составляет 7%).

Таким образом, результаты проведенной оценки доз от существующего облучения в регионе расположения Белоярской АЭС, показывают, что атомная станция не оказывает существенного влияния на формирование дозовых нагрузок на население.

Оценка дозы облучения водной биоты

В качестве референтных объектов живой природы для оценки радиозоологического воздействия Белоярской АЭС были выбраны водные организмы, обитающие в водоемах с разными уровнями радиоактивного загрязнения: реке Ольховка, малых реках зоны наблюдения в пределах 15 км от АЭС, канале ПЛК и Белоярском водохранилище. На основе обобщенных данных радиозоологического обследования и радиационного мониторинга в районе расположения АЭС (таблицы 3.36 и 3.38) выполнен расчёт дозовых нагрузок на биоту этих водоемов. Оценка мощности дозы облучения референтных объектов речной биоты (рыба, моллюски, водоросли, водоплавающие птицы) проводилась по методам, изложенным в [Рекомендации, 2015; ICRP, 2008, 2009; UNSCEAR, 2011]. Расчётные значения средней мощности дозы облучения гидробионтов (таблица 3.46) получены для следующих референтных видов: водоросли (рдест блестящий – *Potamogeton lucens*), рыба (каarp – *Cyprinus carpio carpio*), моллюски (дрейссена – *Dreissena*), водоплавающие птицы (утка – *Anas platyrhynchos*).

Таблица 3.46 - Расчётные значения мощности дозы облучения водной биоты в районе Белоярской АЭС, 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 (2011 г.) | $1,1 \cdot 10^{-2}$ | $6,7 \cdot 10^{-2}$ | $1,3 \cdot 10^{-1}$ | $5,1 \cdot 10^{-3}$ |
| БУОБ | 1 | 10 | 10 | 1 |

Референтный безопасный уровень облучения (БУОБ) для рыбы и птицы равен 1 мГр/сут, для водорослей и моллюсков – 10 мГр/сут [Рекомендации, 2015; ICRP, 2008]. Расчётные оценки мощности дозы облучения для гидробионтов Белоярского водохранилища, выполненные на основе данных радиозоологического 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 составляет: для рыбы 17 %, водорослей – 5 %, моллюсков – 2 %, водоплавающей птицы – 10 %. Отметим, что 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.

В целом, анализ данных многолетнего радиационного мониторинга и расчетные оценки позволяют сделать вывод об отсутствии в штатных условиях эксплуатации значимого воздействия Белоярской АЭС на радиоактивность контролируемых объектов окружающей среды и дозы облучения населения и биоты.

3.5 Влияние предприятий концерна ТВЭЛ на формирование радиационной обстановки (на примере Кирово-Чепецкого механического завода)

Государственный концерн «ТВЭЛ» был образован на базе Третьего главного технологического управления Министерства атомной энергетики и промышленности СССР ещё в 1991 году, в современном виде акционерное общество «ТВЭЛ» было создано 12 сентября 1996 года на основании указа президента Российской Федерации от 08 февраля 1996 № 166 «О совершенствовании управления предприятиями ядерно-топливного цикла». Однако основные производства начали свою работу по изготовлению ядерного топлива и других сопутствующих материалов для ядерного топливного цикла и оборонного заказа задолго до образования концерна.

Одним из первенцев стал оборонный завод № 12 в г. Электросталь, который был передан в атомную отрасль согласно Постановлению ГОКО № 9946сс/оп от 30 августа 1945 года «О передаче Первому Главному управлению при Совнаркоме СССР завода № 12 Наркомбоеприпасов», это решение было принято на заседании специального комитета 24 августа 1945 г. [Протокол, 1945]. После этого завод интенсивно работал в составе атомной программы СССР. Предприятие стало одним из ключевых предприятий в новой отрасли, перед ним была поставлена задача производства реакторного топлива в виде металлического урана.

В 1946 году Совета Министров СССР принял решение о размещении в г. Кирово-Чепецке на заводе 752 (в составе наркомата химической промышленности СССР для выпуска фосфора и его соединений) производства по наработке гексафторида урана для разделения его изотопов. Первая промышленная партия стратегического продукта была получена в декабре 1949 года. С начала 1950-х годов завод стал производителем лития и фторорганических продуктов: фреона-22 и фреона-12, ряда мономеров, смазок и жидкостей. Спустя несколько лет впервые в стране было освоено промышленное производство фторопласта-4, с начала 1960-х годов — производство многочисленных марок фторсополимеров и фторкаучуков. В середине 1960-х годов было создано крупное производство по получению изделий из этих материалов.

24 октября 1958 года состоялась передача химического завода в Минсредмаш СССР. Приказом от 31 января 1966 года № 4671 для предприятия введено наименование «Кирово-Чепецкий химический завод». 18 апреля 1972 года распоряжением СМ СССР № 815Р было принято предложение о строительстве в Кирово-Чепецке завода по выпуску минеральных удобрений для обеспечения ими Волго-Вятского региона и других областей Нечерноземья. Строительство нового мощного производства потребовало изменения организационной структуры предприятия, и 3 января 1978 года оно было реорганизовано в Кирово-Чепецкий химический комбинат (КЧХК), в составе которого организовали завод полимеров, завод минеральных удобрений и ремонтно-механический завод, позднее к названию было добавлено «имени Б. П. Константинова».

С 1949 года почти 40 лет на заводе действовали производства гексафторида и тетрафторида урана. Программа была свёрнута, связанные с радиацией производственные мощности остановлены и законсервированы, но осталось наследие в виде траншейных хранилищ средне- и низкорadioактивных отходов (РАО).

Другое известное предприятие концерна — «Новосибирский завод химконцентратов» (сокращённое название — «НЗХК»), расположенное в Калининском

районе города Новосибирска, также специализируется на производстве ядерного топлива. Завод был основан 25 сентября 1948 года по Постановлению Совета Министров СССР. Уже в 1951 году выпущена первая основная продукция завода. Проектная мощность производства урановых изделий была превышена в 1953 году. В 60-х годах XX века на предприятии было создано масштабное литейное производство, представляющее собой технологический комплекс, способный перерабатывать исходное сырье, получая максимально чистый литий и его соли, которые использовались во многих отраслях народного хозяйства. Именно это производство дало возможность заводу впоследствии впервые выйти на мировой рынок. Предприятие действующее, активно занимается новыми разработками и расширением продуктовой линейки. Так в 2012 г. было освоено выпуск новой номенклатуры изделий – «мишеней» для наработки изотопа Мо-99 для нужд радиоизотопной медицины.

С началом Великой Отечественной Войны в г. Глазове началось строительство патронного завода № 544. Производство винтовочных патронов организовывалось на базе поступавшего оборудования Подольского и Кунцевского заводов. Вместе с оборудованием прибывали эвакуированные специалисты. К концу 1942 года завод вышел на проектную мощность. В 1946 году в связи с резким снижением заказов на патроны произошел спад производства ведущего предприятия Глазова. И в конце 1946 года вышло постановление правительства о создании на базе патронного завода № 544 Министерства Вооружения СССР предприятия по производству металлического урана – Чепецкого механического завода (сегодняшнего АО ЧМЗ), определившее дальнейшую судьбу города Глазова¹⁷. В начале 50-х годов Министерство среднего машиностроения приняло решение развернуть крупномасштабное производство металлического кальция на ЧМЗ. В августе 1956 года кальциевое производство запущено на полную мощность. Созданное производство могло обеспечивать потребности в кальции не только ЧМЗ, но и всей атомной промышленности СССР. В связи с бурным развитием атомной энергетики в мае 1957 года на заводе началось строительство цеха по производству металлического циркония. В 1959 году получены первые слитки циркониевых сплавов. В ноябре 1966 г. завод приступил к строительству цехов прокатно-прессового производства для изготовления изделий из циркониевых сплавов. В июне 1973 г. производство труб из циркония вышло на проектную мощность.

Все эти предприятия, объединенные в определенный период своей деятельности концерном ТВЭЛ, имеют общую судьбу в части наличия на их территории отходов производства, образованных в период выполнения оборонных заказов. Экологические проблемы, накопленные к настоящему времени, можно охарактеризовать следующими обобщенными данными, таблица 3.49.

Таблица 3.49 – экологические проблемы основных предприятий концерна «ТВЭЛ»

| Проблема | Объект загрязнения | Площадь, га |
|---------------------------|--------------------|-------------|
| Радиоактивное загрязнение | территория | 269,3 |
| | здания | 5,938 |
| Ртутное загрязнение | территория | 91,6 |
| | здания | 0,377 |
| Хвостохранилища отходов | Земельные участки | 529 |
| | пружки | 131 |

Кроме того, эти проблемы усугублены такими обстоятельствами, как размещение большей части отходов либо в городской черте (МСЗ и НЗХК) или в водоохраной зоне (КЧХК и ЧМЗ). Решения по радиоактивным отходам на ЧМЗ и НЗХК на основании

¹⁷ Приказ о передаче патронного завода на баланс Первого Главного Управления при СМ СССР подписан 19.12.46. Эту дату принято считать днем рождения предприятия.

выполненных комплексных обоснований позволяют завершить уже начатые работы по консервации РАО в местах их расположения [Ведерникова, 2015]. Что же касается РАО на МСЗ и КЧХК, то решения по их отнесению пока отложены до более глубокой проработки вопросов. Характер этих вопросов во многом связан с той радиационной обстановкой, которая сложилась в районе размещения предприятий и мест временного содержания РАО. В качестве примера ниже будет рассмотрена радиационная обстановка в районе размещения Кирово-Чепецкий химический завод имени Б.П. Константинова.

Основной производственной площадкой КЧХК в настоящее время является Завод минеральных удобрений (ЗАО «ЗМУ КЧХК»). Завод минеральных удобрений — одно из крупнейших предприятий по производству минеральных удобрений: аммиачной селитры, нитроаммофосфата, азопреципитата и новых марок двух и трехкомпонентных минеральных удобрений.

Завод расположен в 4 км от г. Кирово-Чепецка и в 15 км от г. Кирова, рисунок 3.60. В г. Кирово-Чепецк на 01.01.2015 г. проживало 75002 человека. Динамика численности населения представлена на рисунке 3.61. Предприятие располагается на площади 263 га.

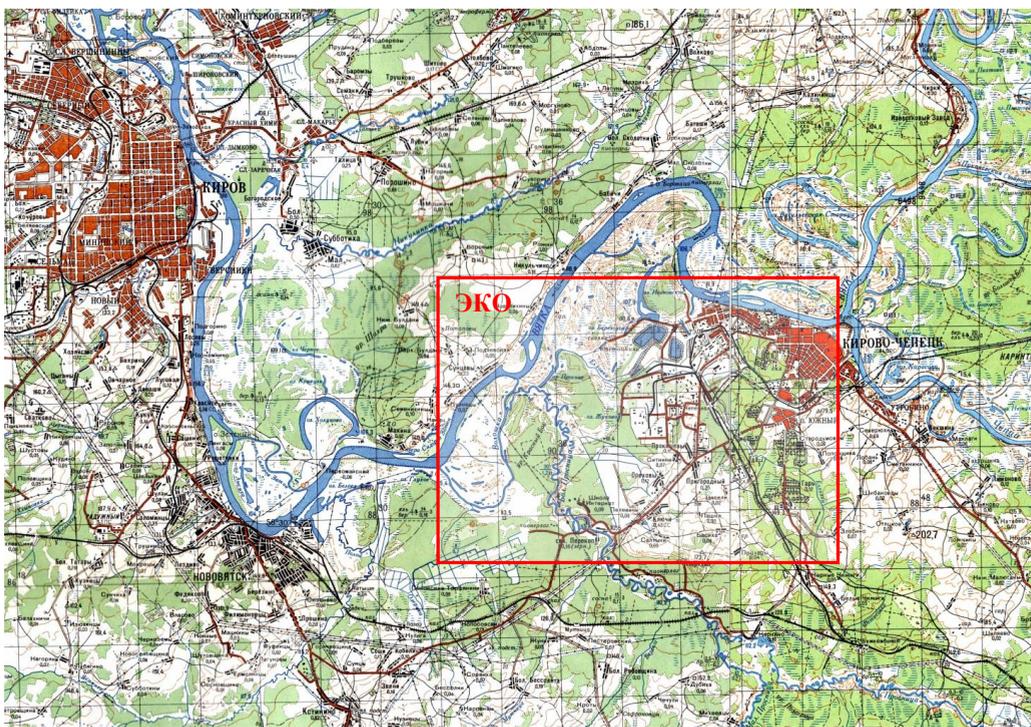


Рисунок 3.60 – Схематическая карта района исследований (в квадрате ЭКО) по радиационной обстановке в районе расположения г. Кирово-Чепецка

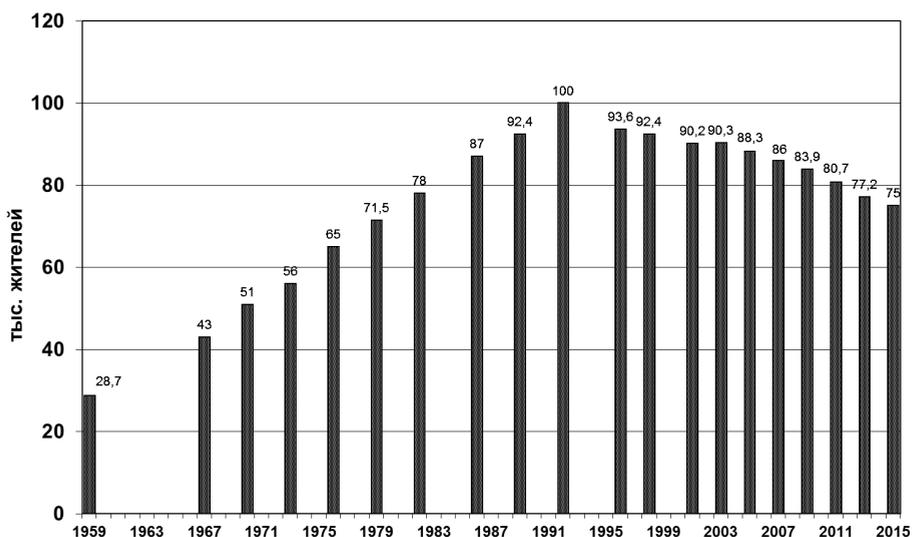


Рисунок 3.61 – Динамика численности населения г. Кирово-Чепецка с 1965 по 2015 годы

3.5.1 Систематизация радиоэкологической информации

Климатические условия и природные условия

Климат в районе исследований умеренно-континентальный. Зима (ноябрь-март) умеренно-холодная, многоснежная. В первой половине сезона наблюдается пасмурная погода с частыми снегопадами, конец зимы отличается ясной малооблачной морозной погодой. Преобладающая дневная температура воздуха в наиболее холодный период (декабрь – февраль) – $5 \div 12$, ночная – $7 \div 15$ °С. При юго-западных ветрах 1 – 3 раза в месяц бывают кратковременные оттепели, после которых нередко образуется гололед. Дней со снегопадами $17 \div 21$ в месяц, до 10 дней с метелью. Снежный покров устанавливается в ноябре, высота его к концу сезона достигает 82 см. Весна (апрель-май) прохладная с ясной погодой. Начало весны неустойчивое со сменой оттепелей и заморозков. Заморозки по ночам бывают до конца весны. В начале сезона осадки выпадают в качестве мокрого снега, в конце сезона – в виде дождя. Снег сходит к концу апреля. Весенняя распутица продолжается с середины апреля до середины мая. Лето (июнь-август) умеренно-теплое. Средняя температура воздуха днем составляет приблизительно $15 \div 21$ °С, ночью $11 \div 14$ °С. Осадки выпадают достаточно часто в виде коротких ливневых дождей с грозами. Осень (сентябрь – октябрь) пасмурная, дождливая. Заморозки по ночам начинаются с середины сентября. Осадки (типичное годовое количество осадков — 580 мм) выпадают в виде морозящих дождей (до 20 дней в месяц), в октябре уже в виде снега. В течение года преобладают южные и юго-западные ветры со средней скоростью $4 \div 6$ м/сек.

В геоморфологическом плане большая часть изучаемой территории расположена в пойме р. Вятки с абсолютными отметками от 105,1 до 110,8 м, в пределах которой встречаются отдельные останцы первой надпойменной террасы с отметками $111,4 \div 114,6$ м, занятые, как правило, смешанным лесом. К первой надпойменной (аккумулятивной) террасе реки Вятки отнесена территория с абсолютными отметками естественной поверхности земли $111,4 \div 124,0$ м. В пределах 1 надпойменной террасы на левобережье р. Елховки расположен крупный лесной массив Глухой Бор. Выделяется также вторая (эрозийная) терраса с отметками рельефа более 125,0 м.

Вятка – типично равнинная река, текущая большей частью в широкой долине с пологими склонами. Питание реки главным образом снеговое. Средний годовой расход 890 м³/сек. Замерзает река в конце ноября, толщина льда к концу марта достигает 85 см. Вскрывается река в середине апреля. Весеннее половодье длится 10-15 дней, уровень воды повышается на 4 м. Летняя межень (июнь – сентябрь) прерывается обычно дождевыми паводками с подъемом уровня воды на 0,5 – 1,5 м.

В пойме р. Вятки расположены старичные озера, наиболее крупными из которых являются Просное, Ивановское, Березовое, Бобровое, и Жуково. Кроме того, имеются два крупных искусственных водоема: карьер ЗМУ, карьер у оз. Березовое, а также ряд более мелких обводненных искусственных выемок и дренажных канав.

Еще одна река, которая имеет отношение к рассматриваемой территории, Чепца. Она берет свое начало на территории Пермской области, всего в 50 км от среднего течения Камы и течет почти строго на запад, впадая в Вятку в 40 км выше г. Кирова. Длина реки составляет 501 км, площадь бассейна составляет 20,4 тыс. км². Русло реки Чепцы извилистое, разветвленное с песчаными и луговыми островами, ширина от 20 до 105 м, глубина 1,5÷3,0 м.

Через всю территорию в западном направлении протекает река Елховка и впадает в озеро Просное. Правый берег Елховки пологий, невысокий, покрыт кустарником, левый берег более крутой, высокий.

Зональный тип растительности — таежный.

Расположенная в гумидной зоне, Кировская область в целом достаточно обеспечена водными ресурсами. Однако большинство рек представлено истоками и верховьями, что обусловлено расположением области на водоразделе рек бассейна Волги и Северной Двины. Из общего числа водотоков 94,6 % относятся к очень малым, длиной до 10 км. Только 6 рек имеют длину более 200 км, в том числе главная водная артерия области — р. Вятка и ее самый крупный приток р. Чепца. Протяженность р. Вятки в пределах области 1250 км. Озер в области насчитывается чуть более тысячи, общей площадью 14812 га. Заболоченность территории области составляют около 4 %.

Свыше половины территории области покрыто лесами, 54 % площади которых составляют хвойные леса. Именно лес является главным природным ресурсом области, имеющим экономическое значение.

Данные по потенциальным источникам радиационного загрязнения окружающей среды

Изучение отдельных вопросов загрязнения территории началось с 60-х годов XX века. До начала 90-х годов объектами изучения являлись преимущественно инженерно-геологические условия участков непосредственно прилегающих к местам размещения отходов, а также новых участков, намечаемых для размещения отходов [Заклучение, 1978, 1985].

Позже начинается планомерное изучение различных вопросов загрязнения природных сред: поверхностных и грунтовых вод, почвенного покрова, грунтов, донных отложений рек и озер. Расширяется и изучаемая территория, в нее включаются обширные участки поймы реки Вятки, расположенные между руслом Вятки и участками размещения отходов [Возможное, 1995; Заклучение, 1991; Отчет, 1994; Отчет, 2002a]. Наиболее значительной работой начала 90-х годов явилось изучение загрязнения грунтовых вод, прогноз его распространения и оценка возможности разгрузки загрязненных вод в реку Вятку [Труфанов и др., 1993].

Значительный объем исследований выполнен специалистами государственного специализированного проектного института (ГСПИ) с 1995 по 2003 гг. [Заклучение, 1995; Отчет, 2001a; Отчет, 2001б; Отчет, 2002б; ТЭО, 2001], в результате чего были достаточно

детально изучены вопросы радиоактивного загрязнения грунтов, грунтовых вод, химического загрязнения грунтовых вод, загрязнения ртутью грунтов на территориях, прилегающих к реке Елховке и озеру Просному.

В 1995-2004 гг. значительное число исследований выполнено специалистами экологической службы КЧХК.

В 2006-07 гг. большой объем исследовательских работ по радиационному загрязнению промплощадки и производственных зданий выполнен сотрудниками ФГУ РНЦ «Курчатовский институт».

В 2009 г. отбор проб воды и почвы (всего 53 пробы) исследовали специалисты Радиевого Института на содержание техногенных и естественных радионуклидов.

Общий объем радиоактивных веществ в том или ином виде находящихся на рассматриваемой территории можно оценить суммарно последовательно выполнив оценки их количеств в местах их возможного размещения. К таковым относятся, прежде всего, очевидные места складирования и временного захоронения отходов производства, загрязнения грунтов и донных отложений, сформированных многолетними сбросами (и смывами) по основным русловым водотокам, спорадическими загрязнениями территории промплощадки в результате несовершенства технологий транспортировки сырья, а также места возможного проникновения в глубинные слои почвы и подземные воды. Рассмотрим существующие количественные оценки аккумулированных радиоактивных веществ в каждом из перечисленных источников.

Выбросы в атмосферу

Какое-то количество урана и плутония могла попасть в атмосферу и осесть в ближней зоне в период работы комбината с 1953 г. до 1960 г. в результате выбросов через вентрубы. Вентиляционные выбросы очищались в насадочных скрубберах содовым раствором. Выбросы урана через трубы высотой до 60 м достигали 120 г/час. За указанный период было выброшено примерно 7÷8 т урана (примерно 0,1 ТБк). Из них по предварительным оценкам около 20 % осело в ближней 5-км зоне, увеличив уровни содержания этого элемента в верхнем слое почвы.

После сооружения к 1960 г. на основных источниках выброса многоступенчатых очистных сооружений с применением на последней ступени в качестве фильтроматериала ткани Петрянова мощность выброса многократно упала, в связи с чем, высота труб была снижена до 20 м. Вкладом последующих выбросов для оценки загрязнения рассматриваемой территории можно пренебречь.

Говоря о возможном техногенном загрязнении территории изотопами урана, необходимо учитывать и фоновое содержание этого элемента. Уран довольно распространенный в земной коре элемент. Полагая, что содержание урана в 3 г/т почвы исследуемого района может быть условно принято за фоновое содержание, получим, что в 1 кг такой почвы содержится 37,5 Бк ²³⁸U. Напомним, что по данным публикуемым в докладах НКДАР ООН типичный диапазон концентраций ²³⁸U в почве лежит в диапазоне 10÷50 Бк/кг [UNSCEAR, 1988].

Оценки показывают, что фоновое содержание урана в верхнем 10-см слое почвы 5-км зоны до начала эксплуатации КЧХК составляло 0,2÷0,4 ТБк. Таким образом, выброшенный в атмосферу уран по большей части в среднем добавил в ближней пятикилометровой зоне менее 10 % к уже существующему фону.

Хранилища радиоактивных отходов

Большая часть радиоактивных веществ находится в хранилищах, таблица 3.50. Суммарная активность отходов размещенных в хранилищах 130 ТБк, из которых 76 % составляют альфа-активные радионуклиды плутоний (65 %) и уран (11 %), остальное гамма- и бета-активные – цезий-137 (23 %) и стронций-90 (1 %).

Таблица 3.50 – Характеристика хранилищ радиоактивных отходов

| Объект | Гидро-изоляция | Вид | Объем м ³ | Актив-ность, ТБк | Основные радионуклиды | Принад-лежность к группе по ОСПОРБ-99 |
|--|----------------|---|----------------------|------------------|---|---------------------------------------|
| Хранилище № 25 ₇ | Глина | Технологические пастообразные | 2160 | 45,5 | Плутоний-239 Уран-238,234 Цезий-137 | Средне-активные |
| Хранилище № 205 _{1,2} | Глина | Технологические пастообразные | 15820 | 26,3 | Плутоний-239 Уран-238,234 Цезий-137 | Средне-активные |
| Хранилища № 25 _{3,4,5} | Бетон, битум | Технологические пастообразные | 2160 | 17,9 | Плутоний-239 Уран-238,234 Цезий-137 | Средне-активные |
| Хранилище № 25 ₁ | Глина | Технологические пастообразные | 130 | 12,8 | Плутоний-239 Уран-238,234 Цезий-137 | Средне-активные |
| Хранилище № 97 | Бетон, битум | Технологические пастообразные | 594 | 6,7 | Плутоний-239 Уран-238,234 Цезий-137 | Средне-активные |
| Шламохранилище № Ш-1/3 | Глина | Шламы установки очистки сточных вод | 168000 | 4,7 | Уран-238,234 Цезий-137 | Низко-активные |
| 3 секция шламохранилища | Глина | Шламы установки очистки сточных вод | 88050 | 4,3 | Уран-238,234 Цезий-137 | Низко-активные |
| Хранилище № 25 ₂ | Бетон, битум | Технологические пастообразные | 225 | 3,8 | Плутоний-239 Уран-238,234 Цезий-137 | Средне-активные |
| Хранилища № 7 _{2,3,4,5} | Глина | Загрязненные строительные отходы, грунт, оборудование, СИЗ и т.п. | 15900 | 3,8 | Плутоний-239 Уран-238,234 | Средне-активные |
| Хранилища № 25 _{6, 7₁} | Глина | Загрязненные строительные отходы, грунт, оборудование, СИЗ и т.п. | 2400 | 0,4 | Плутоний-239 Уран-238,234 | Средне-активные |
| Итого низко - и среднеактивных РАО | | | 295 439 | 126,4 | | |

Таким образом, оценка запасов радионуклидов техногенного происхождения составляет для хранилищ радиоактивных отходов:

$$^{239}\text{Pu} \quad \text{—} \approx 84 \text{ ТБк};$$

$$^{234}\text{U} + ^{238}\text{U} \quad \text{—} \approx 14 \text{ ТБк};$$

$$^{137}\text{Cs} \quad \text{—} \approx 30 \text{ ТБк};$$

$$^{90}\text{Sr} \quad \text{—} \approx 1,3 \text{ ТБк};$$

Средняя концентрация ^{238}U в теле хранилищ примерно в 900 раз выше кларкового содержания¹⁸. Но если, рассматривать каждое хранилище отдельно, то наибольшая концентрация ^{238}U будет наблюдаться в хранилище № 25₁, где превышение над кларком будет примерно в 200 тыс. раз.

¹⁸ Кларк урана составляет от 2,5 (2÷4 ppm в зависимости от региона) по А.П. Виноградову (1962) до 3,5 по К.Г. Веделю (1967).

Средняя удельная активность отходов в хранилищах по ^{137}Cs изменяется от 5 до 16000 кБк/кг (хранилище № 25₁). Напомним, что согласно Постановлению правительства № 1069 [Постановление, 2012], предельное значение удельной активности (ПЗУА) по этому радионуклиду составляет 10 кБк/кг.

Наибольшую обеспокоенность с точки зрения потенции возможного облучения населения в настоящее и будущее время может представлять ^{239}Pu . Его средняя по всем хранилищам концентрация составляет примерно 200 кБк/кг, а в хранилище № 25₁ — 45000 кБк/кг. При этом ПЗУА для этого нуклида составляет 1 кБк/кг. Плутоний обычно очень малоподвижен в почвах, что связано с нерастворимостью его преобладающей формой нахождения в виде PuO_2 . Только небольшая доля (<0,1 %) может оказаться в растворенном виде и мигрировать, как внутри почвы, так и в растения.

Для сравнения концентрация плутония в почвах (отложениях) измеренная в 91 одной точке в 18 департаментах США, где расположены энергетические установки, показала очень широкий диапазон значений от $4,1 \cdot 10^{-6}$ до $1,3 \cdot 10^5$ Бк/кг, т.е. различия составляют более 10 порядков величины [Riley, Zachara, 1992].

Поверхностное загрязнение грунтов.

Помимо воздушных выбросов до 1957 года сточные воды с содержанием урана менее 5 мг/л по земляной канаве, смешиваясь по пути с отходами основного производства (пульпа гипса), направлялись в «шламовое болото», представлявшее собой заболоченную низину в районе промплощадки завода полимеров, и далее в р. Елховку. Данные о ведении радиационного контроля до пуска производства ТФУ не сохранились и имеются лишь разрозненные сведения о радиоактивном загрязнении территории, прилегающей к р. Елховка. Но поскольку рассматриваемые радионуклиды в основном с очень большим периодом полураспада и не предрасположенные к миграции, то территория сохранила (должна была сохранить) в основном все былые следы их присутствия.

Планомерное изучение вопросов радиоактивного загрязнения территории началось в 1990 г. Работы выполнялись государственным специализированным проектным институтом (ГСПИ). В последующем загрязнение изучалось специалистами лабораторий КЧХК, Курчатовского Института, Радиевого Института. К настоящему времени исследование всей площади пока не завершено, но изучены отдельные участки с предполагаемым наиболее значимым радиоактивным загрязнением поверхностного слоя почвы.

Всего было произведено более 4000 измерений мощности экспозиционной дозы (МЭД) и 600 отборов проб для проведения гамма-спектрометрического анализа. Определение активности ^{137}Cs производилось практически во всех отобранных пробах, для остальных радионуклидов выборочно.

Специалистами КЧХК выполнен в ряде точек послойный отбор грунтов в интервалах 0÷5 см, 5÷15 см, 15÷30 см. Результаты послойного опробования приведены в таблице 3.51.

Наиболее высокое значение коэффициента корреляции (0,82) между значениями МЭД и средней удельной активностью ^{137}Cs в пробах почв, отобранных в интервале 0,0÷0,05 м свидетельствует о том, что именно в этом интервале находится наибольший запас активности этого радионуклида и именно этот слой и определяет, главным образом, МЭД.

Таблица 3.51 – Соотношение мощности эффективной дозы и удельной активности ¹³⁷Cs в почвах и грунтах*.

| Основные характеристики | Мощность эффективной дозы (МЭД), мкЗв/ч | Удельная активность цезия-137 в грунтах на различной глубине, Бк/кг | | | |
|---|---|---|---------|----------|----------------------|
| | | 0-5 см | 5-15 см | 15-30 см | среднее в инт.0-30см |
| Пределы изменения параметров | 0,2÷2,39 | 9÷4699 | 7÷3661 | 5÷3556 | 5÷4699 |
| Среднее по 64 пробам | 0,56 | 907 | 475 | 227 | 536 |
| Коэффициенты корреляции МЭД/уд. активность Cs-137 в почве | | 0,82 | 0,74 | 0,58 | 0,93 |

*) Составлено по справке КЧХК № 15-06/971 от 21.12.2001 г.

К наиболее изученным территориям, общая площадь которых составляет ~ 44,8 га, относятся:

- пойма р. Елховки и берега озера Просного (условное название «Елховка–Просное»);
- территория у 3 секции шламонакопителя (условное название «у 3 секции»),
- территория, примыкающая к промплощадке завода полимеров.

В целом можно сказать, что складывается репрезентативная картина распространения техногенных радионуклидов по поверхности исследуемого района. Границы выделенных участков определялись в основном с помощью измерений МЭД при пешем обследовании. Поэтому с некоторой долей условности можно классифицировать территории по масштабу загрязнения на основе таких замеров, таблица 3.52.

Таблица 3.52 – Классификация территорий по уровням МЭД.

| Площадь загрязнённых территорий, га | | |
|--|--|--|
| с мощностью гамма-излучения от 0,2 до 0,5 мкЗв/час | с мощностью гамма-излучения от 0,5 до 1 мкЗв/час | с мощностью гамма-излучения от 1 до 3,35* мкЗв/час |
| 29,45 | 15,11 | 0,24 |

*- максимальное зафиксированное значение

Заметим, что за фоновое значение МЭД на рассматриваемых территориях принято значение 0,08 мкЗв/час, что является средним значением МЭД полученным в 2005 году при проведении измерений на близлежащих априори незагрязнённых территориях.

Рассмотрим самый большой по площади и наиболее приближенный к пойме реки Вятки участок. В пределах площади Елховка - Просное загрязнена прибрежная полоса первоначального контура озера Просное шириной от 8 до 140 метров, а также пойма р. Елховки на протяжении 1,6 км вверх по течению от первоначального устья. Ширина зоны загрязнения в пойме Елховки составляет 60÷110 м. Общая площадь около $3,95 \cdot 10^5$ м² (около 40 га). Уровни загрязнения представлены в таблице 3.53.

Таблица 3.53 – Удельные активности радионуклидов в пробах грунта на 2003 год

| Характеристика | Единицы измерения | Значение | | | Количество определений |
|----------------|-------------------|----------|------|---------|------------------------|
| | | от | до | среднее | |
| Cs-137 | Бк/кг | 7 | 6345 | 843 | 163 |
| Sr-90 | Бк/кг | <50 | 600 | | 15 |
| Th-234 | Бк/кг | 34 | 82 | 54 | 6 |
| Pu-239 | Бк/кг | 4 | 3100 | 385 | 13 |
| Am-241 | Бк/кг | 2 | 100 | 65 | 19 |
| U-234 | Бк/кг | <2 | <5 | | 3 |
| U-238 | Бк/кг | <3 | 12 | | 3 |

Деление территории поймы Елховки и вокруг оз. Просное по разным уровням содержания ^{137}Cs отражают данные, представленные в таблице 3.54.

Таблица 3.54 – Распределение площадей по плотности загрязнения ^{137}Cs участка Елховка-Просное (98 точек отбора проб)

| Диапазон, кБк/м ² | <1 | 1÷10 | 10÷100 | 100÷500 | 500÷750 |
|------------------------------|-----|------|--------|---------|---------|
| Количество точек отбора проб | 1 | 21 | 47 | 26 | 3 |
| Площадь территории, га | 0,4 | 8,4 | 18,8 | 10,4 | 1,2 |

Консервативные оценки запасов в верхнем 30-см слое дают для данного участка по ^{137}Cs величину порядка 0,04 ТБк. А для ^{239}Pu общие запасы на этом участке примерно в 3 раза ниже, т.е. около 0,01 ТБк. Результаты наших измерений в 2009 году не изменили характер оценки, скорее подтвердив ее определенную консервативность, т.е. завышенность выполненных оценок.

На второй площадке в районе 3 секции площадь поверхностного загрязнения примерно на порядок величины меньше и составляет около 4 га. В отличие от площади Елховка–Просное в районе 3 секции наряду с поверхностным загрязнением почв и грунтов имеет место и загрязнение грунтов на глубине до 15 м. При этом если поверхностное загрязнение грунтов образовалось за счет загрязненных поверхностных стоков, то загрязнение более глубоких горизонтов формировалось за счет фильтрации жидкой фазы сточных вод из 3 секции и тесно связано с областью радиоактивного загрязнения грунтовых вод в этом же районе. Однако, несмотря на отдельные более загрязненные микро участки общий запас радионуклидов здесь ниже и составляет по:

^{90}Sr — примерно 30 ГБк;

^{137}Cs — примерно 7 ГБк;

^{239}Pu — примерно 1,5 ГБк.

Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs участка 3 секции шламонакопителя составляет примерно 180 кБк/м².

Поверхностное загрязнение почв и грунтов отмечено и у промплощадки завода полимеров, на удалении до 100 м в западном направлении от границы промплощадки. Запасы радионуклидов техногенного происхождения составляют по ^{137}Cs — примерно 1,1 ГБк и по ^{239}Pu — примерно 0,1 ГБк.

Относительно загрязнения почвы ураном следует отметить, что в отсутствии достаточного количества измерений можно полагать, что его количество в ряде локализаций коррелирует с соответствующими количествами изотопов плутония. Общее количество радионуклидов в поверхностном слое почвы для наиболее загрязненных 45 га из 2000 га всей территории составляет для:

| | |
|-------------------|-----------------------|
| ^{239}Pu | — $\approx 0,01$ ТБк; |
| ^{137}Cs | — $\approx 0,04$ ТБк; |
| ^{90}Sr | — $\approx 0,03$ ТБк; |
| ^{238}U | — $\approx 0,007$ ТБк |

На остальной территории, 98% которой детально не обследовано, но есть все основания на основании эпизодических измерений МЭД и отбора проб полагать, что она заметно «более чистая», и на ней может содержаться сопоставимое количество радионуклидов техногенного происхождения, но в заметно более низких концентрациях.

Поверхностное загрязнение верхнего почвенного покрова может рассматриваться как одна из наиболее мобильных частей общего загрязнения. В грубом предположении можно полагать, что средняя величина поверхностного загрязнения наиболее загрязненных участков рассматриваемой территории (вне собственно хранилищ радиоактивных отходов) составит для:

| | |
|-------------------|--------------------------|
| ^{239}Pu | 40 кБк/м ² ; |
| ^{137}Cs | 100 кБк/м ² ; |
| ^{90}Sr | 70 кБк/м ² ; |

Наиболее загрязненная территория приурочена, как уже упоминалось, к пойме реки Елховки и основная угроза состоит в возможном перемещении части радионуклидов за счет смыва (сдува) в поверхностные воды и дальнейшей миграции с водными потоками.

Донные отложения.

Поверхностные водоемы на рассматриваемой территории и прежде всего река Елховка (старое и новые русла) и озеро Просное за период работы КЧХК явились по существу аккумуляторами техногенных сбросов, в том числе и содержащих радиоактивные вещества. Общее количество накопленных за годы работы нуклидов ориентировочно было оценено в ряде предшествующих исследований.

Озеро Просное за период работы КЧХК заметно уменьшилось в объеме чистой воды. К 2005 году северная часть первоначального озера (60% площади) была полностью заполнена техногенными отложениями и представляла собой низину, заросшую болотной растительностью и ивняком. В процессе изучения техногенных отложений пробурено 6 скважин ручного бурения, из них 5 скважин в северной, заполненной части озера и 1 скважина в современной акватории. По величине удельной активности и составу радионуклидов техногенные отложения аналогичны загрязненным грунтам по берегам озера. Наибольшее значение в составе радиоактивного загрязнения имеет Cs-137.

Общее количество радионуклидов, осевших в донных отложениях озера, составило примерно:

- 0,3 ТБк по ^{137}Cs
- 0,03 ТБк суммарно по плутонию и урану.

Донные отложения р.Елховки по своему составу аналогичны техногенным отложениям оз. Просного, поскольку формировались за счет одних и тех же сточных вод содержащих тонкую взвесь частиц гипса, мела и природных глинистых и песчаных частиц. Общее количество радионуклидов, осевших в донных отложениях реки, составило примерно 0,3 ТБк ^{137}Cs и 0,16 ТБк суммарно по плутонию и урану.

Донные отложения р. Волошка, по-видимому, значительно меньше загрязнены техногенными радионуклидами. Однако исследования, подтверждающие эту точку зрения, до настоящего времени, не проводились.

Таким образом, запасы радионуклидов техногенного происхождения в донных отложениях наиболее значимых поверхностных водоемов составляют для:

$$^{239}\text{Pu} \text{ и } ^{234+238}\text{U} \quad \text{—} \approx 0,2 \text{ ТБк};$$

$$^{137}\text{Cs} \quad \text{—} \approx 0,6 \text{ ТБк};$$

Суммируя приведенные выше оценки по загрязнению основных объектов на площадке КЧХК и в его ареале, получим следующую картину, таблица 3.55 [Разработка, 2009].

Таблица 3.55 – Экспертная оценка пула радионуклидов в различных объектах окружающей среды района расположения КЧХК

| Объект | Оценка содержания радионуклидов, ТБк | | | |
|---------------------------------|--------------------------------------|-------------------|-----------------------------------|-------------------|
| | ^{90}Sr | ^{137}Cs | $^{234}\text{U} + ^{238}\text{U}$ | ^{239}Pu |
| Хранилища радиоактивных отходов | 1,3 | 30 | 14 | 85 |
| Поверхность почвы (45 га) | 0,03 | 0,04 | 0,007 | 0,01 |
| 2000 га | 0,06 | 0,08 | 0,012 | 0,02 |
| Здания и сооружения | 0,003 | 0,003 | 0,0002 | 0,00003 |
| Донные отложения | 0,4 | 0,6 | 0,2 | |
| Поверхностные воды, ТБк | 0,00001 | 0,00001 | 0,00001 | |
| Подземные воды, ТБк | < 0,001 | | | |

Содержание радионуклидов в поверхностных водах

По результатам многолетнего контроля вод рек Просницы, Елховки и Вятки удельная активность большинства радионуклидов как выше, так и ниже по течению сброса сточных вод незначительна и не превышает, как правило, порога определения. Удельная активность изотопов урана также незначительна и не превышает фоновых показателей, характерные значения, измеренные службой радиационного контроля КЧХК и специалистами Радиевого Института (единичные измерения в 2009 г.) представлены в таблице 3.56.

Таблица 3.56 – Удельная активность U-238+U-234 в поверхностных водах в 2005 и 2009 гг.

| Пункты контроля | Среднегодовая уд. активность $^{238}\text{U} + ^{234}\text{U}$, Бк/м ³ | Количество измерений |
|--|--|----------------------|
| Р. Елховка, выше стоков химкомбината | 34 | 1 |
| Оз. Синее, недалеко от р. Просницы, выше водостока оз. Просное | 5 | 1 |
| р. Просница, фон | 87 | 3 |
| р. Просница, выше по течению места впадения водостока из оз. Просное | 21 | 1 |
| Измерительный лоток сбросных вод химкомбината в р. Просница | 100 | 1 |
| р. Просница, 500 м ниже измерительного лотка | 84 | 12 |

| | | |
|------------------------------|----|---|
| р. Вятка, фон | 57 | 3 |
| р. Вятка ниже устья Просницы | 37 | 4 |

Данные 2009 г. коррелируют с ранее полученными измерениями (2005 г.) и показывают характерные диапазоны концентраций урана в воде, как фоновые. Допустимое содержание ^{238}U в питьевых водах регламентируется НРБ-99/2009 и составляет 3 Бк/кг. Содержание урана в природных водах Д.С. Николаевым [Николаев, 2003] подразделены на несколько классов, таблица 3.57.

Таблица 3.57 – Классификация по концентрации урана в природных водах

| Класс | Концентрация урана | г/л | $^{234+238}\text{U}$, Бк/м ³ |
|-------|--------------------|-------------------------|---|
| 1 | низкая | $< 10^{-7}$ | $< 1,2$ |
| 2 | нормальная | $10^{-7} - 4*10^{-6}$ | $1\div 50$ |
| 3 | повышенная | $4*10^{-6} - 1*10^{-5}$ | $50\div 120$ |
| 4 | высокая | $1*10^{-5} - 3*10^{-4}$ | $120\div 3700$ |
| 5 | очень высокая | $> 3*10^{-4}$ | > 3700 |

Типичное содержание в природных водах по А.Н. Токареву [Токарев и др., 1975] приведено в таблице 3.58.

Таблица 3.58 – Содержание урана в поверхностных природных водах.

| Водоём | Концентрация урана, Бк/м ³ | | |
|---------------|---------------------------------------|--------------|---------|
| | минимальная | максимальная | средняя |
| океаны и моря | 0,4 | 31 | 25 |
| озера | 2,5 | 500000 | 60 |
| реки | 0,2 | 620 | 10 |

Следов изотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr , по-видимому, в силу недостаточной чувствительности применяемых методов контроля в воде рек не обнаружено.

Таким образом, можно с уверенностью полагать, что загрязнение реки Вятки техногенными радионуклидами на настоящий момент значительно ниже величины УВ и не представляет радиационной опасности для населения.

3.5.2 Дозовые нагрузки на население

При выполнении НИР в 2009 г. была сделана предварительная оценка возможных дозовых нагрузок на персонал, выполняющего работы на территории комбината не связанные с радиоактивными веществами [Разработка, 2009]. Было показано, что дозы облучения человека за счет ингаляционного поступления техногенных радионуклидов существенно ниже фоновых уровней и не представляют никакой угрозы здоровью персонала и тем более населения. Критическим на этом пути будет изотоп ^{239}Pu , но и его возможное поступление в организм не превысит 1/4000 от допустимого уровня.

Выращивание продуктов питания в производственной зоне комбината в настоящее время по многим причинам не производится. Гипотетически можно предположить, что на окраине ареала техногенного радиоактивного загрязнения такая продукция будет производиться, но и в этом случае дозы облучения населения от потребления этой продукции будут значительно ниже допустимого предела дозы для населения, а санитарные нормативы по содержанию радиоактивных веществ в пищевой продукции будут полностью соблюдаться.

Доза внешнего облучения на территории промышленной зоны в основном будет определяться уровнями загрязнения почвенного покрова ^{137}Cs . Можно полагать, что вне хранилищ и бывшего русла р. Елховки заглупление этого изотопа было незначительным в местах не затронутых активной человеческой деятельностью. Там же, где такую деятельность нельзя исключить: территория завода полимеров, скважины рядом с хранилищами отходов и др. глубина залегания может значительно превышать 10, 20 см, а иногда и 1 м. На большей части территории, можно полагать, что ^{137}Cs будет в основном сосредоточен в верхнем 10 см слое. При типичной плотности в 100 kBк/м^2 (в 100 раз выше современного уровня глобального загрязнения земной поверхности этим нуклидом) мощность дозы на высоте 1 м от уровня земли составит около 45 нГр/ч (при фоновом значении $80 \div 100 \text{ нГр/ч}$). Таким образом, суммарная мощность дозы на наиболее загрязненных территориях будет находиться в пределах $120 \div 150 \text{ нГр/ч}$ (допускаемая санитарными нормами, т.е. не вызывающая опасений мощность дозы составляет 300 нГр/ч [ОСПОРБ-99/2010, 2010]). В предположение, что кто-то может пребывать в течение рабочего дня (235 дней в году) в течение 6 часов на этих территориях, получим годовое облучение тела человека за счет внешнего облучения техногенными радионуклидами порядка 60 мкЗв . При этом полная годовая доза внешнего облучения составит примерно 850 мкЗв . Таким образом, максимальный вклад техногенного фактора внешнего облучения не превысит 7%, т.е. не выйдет за пределы естественной вариабельности фонового облучения.

3.5.3 Оценка возможной миграции радионуклидов за пределы производственной зоны

Оценку возможных и реальных миграционных потоков проводили на основе комплексного исследования существующей ситуации в 2009 г. сотрудники ИБРАЭ и ООО “ГЕОСЕРВИС” (г. Вятка) [Разработка, 2009]. Было показано, что воздушный путь переноса радионуклидов из промзоны не является критическим.

Наиболее вероятными путями распространения радиоактивных веществ техногенного происхождения являются поверхностный сток с территории, разгрузка грунтовых и подземных вод в реки Елховка, Просница и Вятка. При этом река Елховка по сути, является объединенным коллектором сточных вод комбината и части ливневого стока г. Кирово-Чепецка [Дружинин и др., 2006; Разработка, 2007]. Объединенные сточные воды поступают в оз. Просное, откуда через измерительный лоток сбрасываются в р. Просницу и далее в р. Вятка.

За счет эрозионных процессов, особенно активно себя проявляющих в весенний паводок и при сильных ливнях, загрязненные частицы почвы могут попадать в поверхностные воды и с потоками воды мигрировать от места своего начального закрепления. При длительном хроническом загрязнении почвенного покрова и по прошествии нескольких лет большинство рассматриваемых в данном исследовании радионуклидов достаточно прочно связалось с почвенными частицами и частично проникло в более низкие слои. Тем не менее, какая-то часть осталась в слое подверженном смыву. Кроме того, в результате десорбции часть радионуклидов может перейти в растворенное состояние и мигрировать вместе с паводковыми водами. Процессы твердого смыва с водосборного бассейна сравнительно небольших рек рассматривалось в ряде работ. Для нашего случая наиболее подходят экспериментальные наблюдения, выполненные через десять и более лет на территориях загрязненных ^{137}Cs в результате аварии на ЧАЭС. Так в бассейне реки Ипуть смыв ^{137}Cs составлял около 0,004 % [Линник, 2008], а смыв этого же нуклида в бассейне реки Беседь составлял около 0,002 % [Кудельский и др, 2000].

Применительно к району исследований можно ожидать, что наибольшее количество радионуклидов может в результате смыва с поверхности почвы попасть в русло реки

Елховки. При этом основным путем для миграции в воды реки будет загрязненная часть поймы площадью около 40-га. Консервативно оценивая среднюю концентрацию ^{137}Cs в почве поймы в 800 Бк/кг и количество почвы смытой именно с этой территории в поверхностные воды величиной ~ 6 т, получим, что за период весеннего паводка около 5 МБк нуклида могло попасть в воды Елховки.

Эта оценка согласуется с величиной смыва, полученной из оценки цезиевого пула в бассейне Елховки в 0,08 ТБк и величиной смыва 0,004 %, предложенной Линником [Линник, 2008]. В этом случае более реалистичная величина годового смыва, который почти на 100 % формируется весенним паводком, составит $\approx 3,2$ МБк. Дальнейший перенос этой активности определяется с помощью моделирования речного потока. Полезно сделать еще одну оценку, предположив, что смытая взвесь некоторое время будет в воде, определяя ее суммарное загрязнение (твердая и растворенная части) этим нуклидом. За время весеннего паводка (условно принимаем продолжительность в 30 суток) через створ в низовьях Елховки проходит примерно $1,1 \cdot 10^7$ м³ воды [Разработка, 2009]. Это означает, что максимальная концентрация местного ^{137}Cs составит около 0,3 Бк/м³, что на порядок ниже уровня глобального содержания этого нуклида в поверхностных водах РФ.

Моделирование переноса радиоактивных веществ по реке Волошка будет выполнено на основе одномерной модели, предполагающей равномерное распределение радиоактивных веществ в поперечном сечении русла реки [Разработка, 2009].

Река Волошка представляет собой небольшой водоток шириной порядка 20 м и средним расходом воды порядка 6 м³/с. По сути, эта река Большая Просница после впадения в нее через «лоток» искусственного водотока из оз. Просное. Длина участка до впадения в реку Вятка достаточно велика – около 8 км, рисунок 3.62.

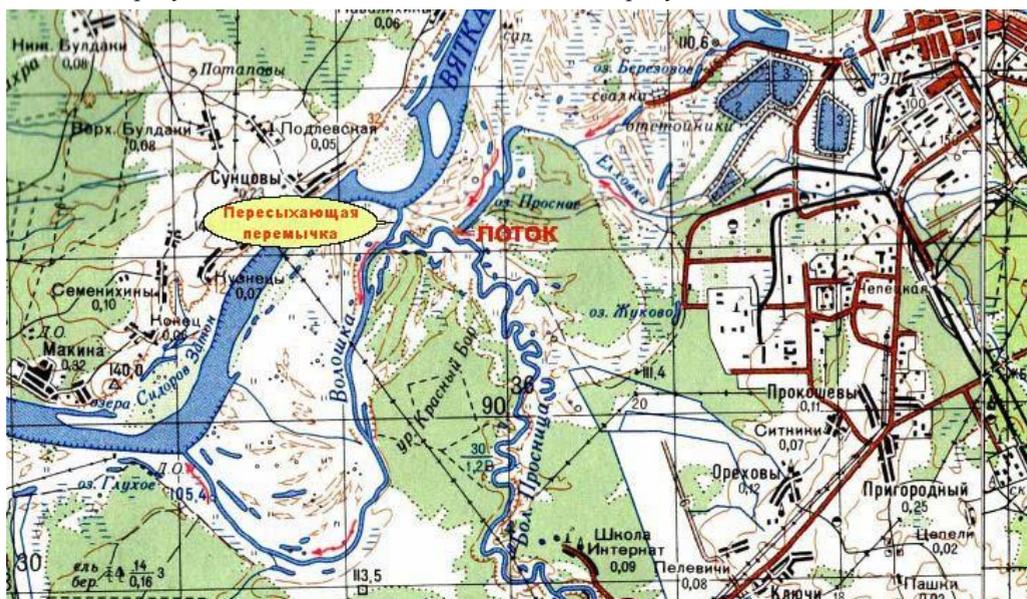


Рисунок 3.62 – Пути распространения техногенных радионуклидов в поверхностных водоемах

Учитывая малость реки, неоднородностью распределения радионуклидов в поперечном сечении Волошки консервативно можно пренебречь. Дальнейший перенос радионуклидов от устья реки Волошка до водозабора г. Кирова в районе Корчемкино был выполнен с помощью двумерной модели турбулентной дисперсии, учитывающей

взаимодействие радиоактивных веществ между водной массой (раствор, взвесь) и донными отложениями. Рассматривался перенос ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu и изотопов урана. В таблице 3.59 приведены принятые в расчетах переноса параметры р. Вятка, полученные [Отчет, 2006] и принятые на основании предварительных оценок.

Поскольку инструментально определить долю техногенных радионуклидов в створах исследуемых рек не представляется возможным, были выполнены предварительные расчеты удельной активности ^{137}Cs в створе в районе водозабора г. Кирова при условном гипотетическом поступлении с водами р. Волошки 10^9 Бк/год (что более, чем на 2 порядка величины больше ожидаемого поступления), результаты которых приведены в таблице 3.60.

Таблица 3.59 – Принятые в расчетах параметры реки Вятка

| Параметр | Значение | Основание оценки |
|---|----------------------|--|
| Ширина реки, м | 300,0 | [Труфанов и др, 1993] |
| Глубина реки, м | 4,0 | [Труфанов и др, 1993] |
| Слой донных отложений, м | 0,1 | |
| Расход проточных вод, м ³ /с | 370 | [Труфанов и др, 1993] |
| Коэффициент дисперсии в поперечном направлении, м ² /с | 0,12 | Оценка |
| Мутность воды, кг/м ³ | 0,01 | Типичное значение для участков рек, с преобладающими песчаными донными отложениями |
| Коэффициент скорости массообмена вода – дно, м/с | $0,19 \cdot 10^{-7}$ | [Методика, 1988] |
| Скорость осаждения взвеси эквивалентного размера, м/с | $1,0 \cdot 10^{-3}$ | [Методика, 1988] |
| Объемная масса донных отложений, кг/м ³ | 1500 | Типичное значение для участков рек, с преобладающими песчаными донными отложениями |
| Длина участка реки Вятка по левому берегу, м | 14000 | Предварительная оценка по электронной карте местности |

Таблица 3.60 - Расчетные значения содержания ^{137}Cs в воде реки Вятка в створе водозабора

| Расстояние от левого берега | Концентрация ^{137}Cs , Бк/м ³ |
|-----------------------------|--|
| 0 | 0,19 |
| 50 | 0,17 |
| 100 | 0,12 |
| 150 | 0,7 |
| 200 | 0,03 |
| 250 | 0,01 |
| 300 | 0,006 |
| Среднее по створу | 0,08 |

Как видно из данных таблицы 3.60, в этом случае концентрация ^{137}Cs , поступающего с площадки КЧХК на 2-3 порядка ниже уровня глобального загрязнения и потому экспериментально не может быть обнаружена по результатам замеров этого нуклида в пробах воды. Реальная концентрация техногенных радионуклидов будет еще ниже, т.е. за пределами инструментального обнаружения.

Расчет переноса техногенных радионуклидов с подземными водами основывался на оценке расхода подземного стока радионуклидов в открытую гидрографическую сеть.

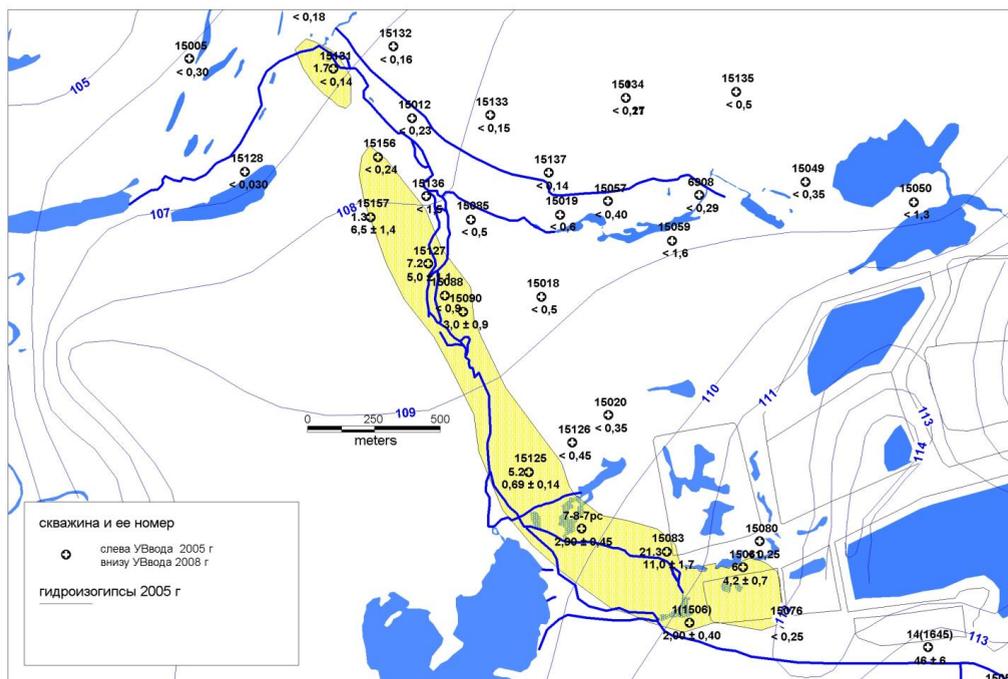


Рисунок 3.64 - Современное состояние ореола радиоактивного загрязнения подземных вод на КЧХК (2008 г.)

Приведенные на рисунке 3.65 данные свидетельствуют о том, что в большинстве точек, по которым проведено сопоставление, содержание радионуклидов снизилось. В скважине 15083 значение приведенного уровня вмешательства $\sum \frac{C_i}{УВ_i}$ (УВ_{вода} на рисунке 3.65) снизился с 21,3 в 2005 г. до 11 в 2008 г. В этой скважине отмечаются максимальные среднегодовые показатели, которые связаны, согласно данным мониторинга со ^{90}Sr , определяющим в настоящее время загрязнение подземных вод в ореоле.

Наибольшее загрязнение подземных вод отмечается не в третьей секции шламохранилища и его ореоле, а в районе хранилища № 205. Здесь превышение приведенного уровня вмешательства достигает 46 раз, и это связано преимущественно с ^{238}U , удельная активность которого в воде достигла в 2008 г. 103 Бк/кг. Существенно меньшее загрязнение подземных вод отмечается на территории собственно комбината. Превышение приведенного уровня вмешательства здесь в среднем за 2008 г. не превосходило 3 раз.

Таким образом, можно полагать, исходя из самых общих рассуждений, что наибольшую потенциальную угрозу радиоактивного загрязнения окружающей среды представляют секция 3 шламохранилища, существующий ореол загрязнения и хранилище № 205, расположенные в водоохраной зоне р. Вятки. Эти источники и были использованы для прогноза ситуации и оценки расхода радионуклидов в поверхностную гидрографическую сеть, которые были выполнены на основе численного моделирования [Разработка, 2009].

Калибровка модели проводилась для момента времени соответствующего августу 2005 года. При проведении калибровки варьировали модельные параметры таким образом, чтобы достичь совпадения фактических и расчетных уровней в наблюдательных скважинах. В результате удалось получить удовлетворительное соответствие расчетов с данными мониторинга, которое представлено в графическом виде на рисунках 3.65 и 3.66.

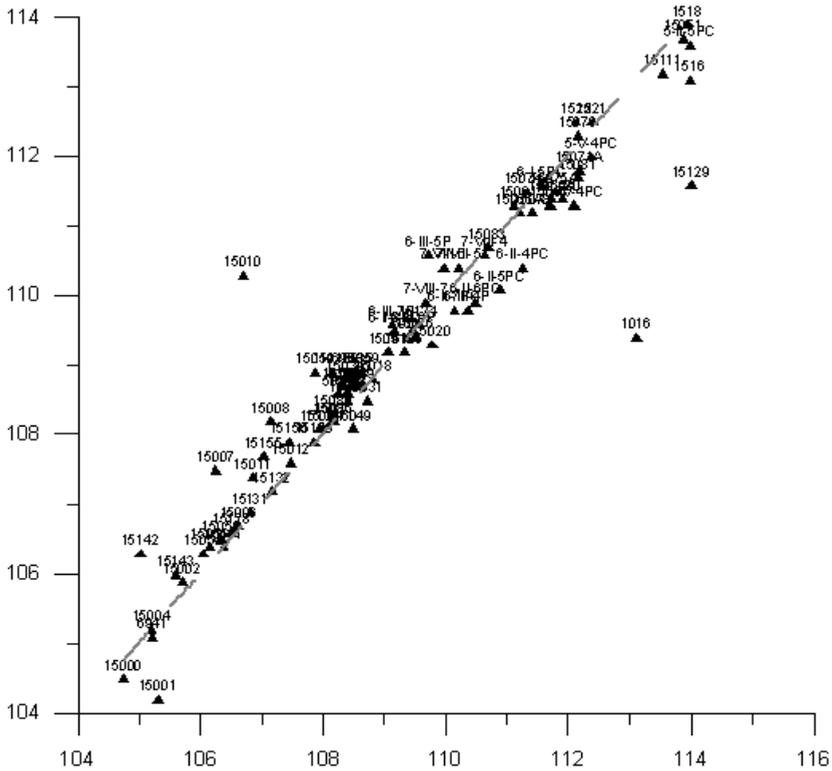


Рисунок 3.65 – Сопоставление фактических и модельных уровней подземных вод. Вертикальная ось – фактические данные, горизонтальная ось – модельные

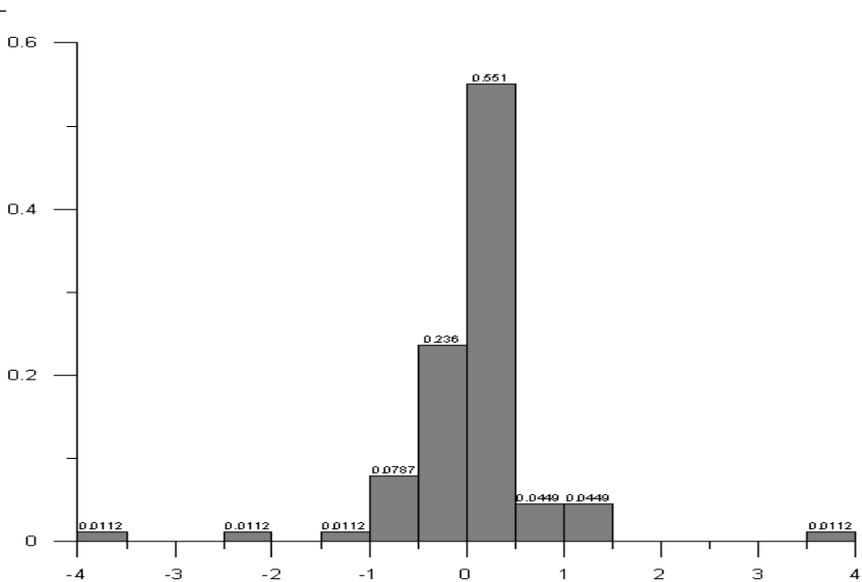


Рисунок 3.66 – Гистограмма, характеризующая соответствие фактических и модельных данных. Вертикальная ось – относительное (в долях единицы) количество скважин по которым было проведено сопоставление, по горизонтальной оси – разность модельных и фактических абсолютных отметок уровней.

При проведении калибровки стремились, чтобы структура потока, полученная на модели, соответствовала натурным данным. Удовлетворительное совпадение фактических и модельных гидроизогипс для четвертичного водоносного горизонта приведено на рисунке 3.67.

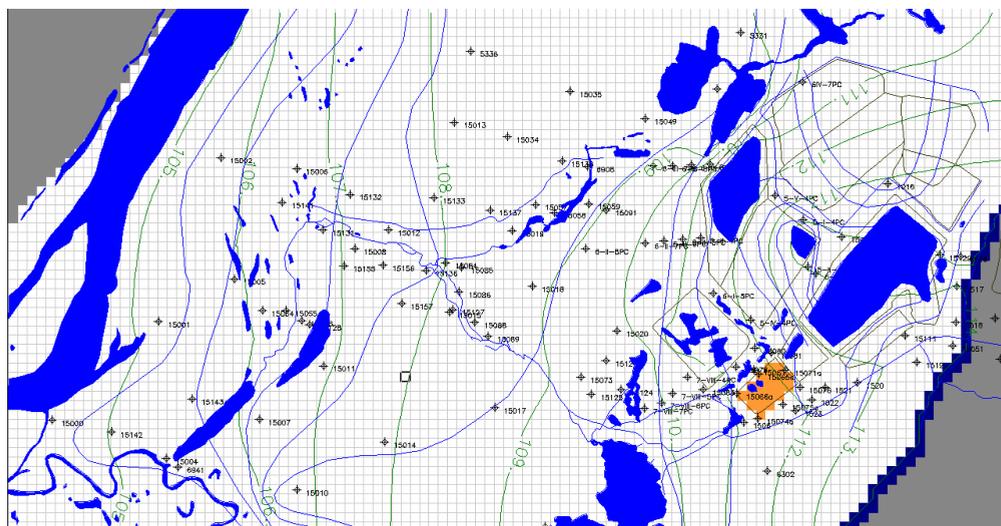


Рисунок 3.67 – Сопоставление фактических (синий цвет) и модельных (зеленый цвет) гидроизогипс

В результате проведения калибровки были приняты параметры перетекания для различных объектов [Разработка, 2009], коэффициент фильтрации $k = 21$ м/сут, а инфильтрационное питание $w = 0,00035$ м/сут. Разработанная модель потока подземных вод позволила получить скорости фильтрации и выполнить миграционные расчеты для различных сценариев. Расчеты были выполнены на разные периоды до 50 лет включительно.

Сценарий 1. Основной источник загрязнения в районе 3-ей секции шламохранилища, которое задано условием 1 рода с удельной активностью ^{90}Sr 55 Бк/л.

Результаты расчетов для этого случая показывают, что ореол имеет ограниченные размеры и в пределе упирается в р. Елховка, далеко не доходя до р. Вятка, рисунок 3.68. При этом формирование существующего ореола может быть также объяснено поверхностными сбросами в р. Елховка и питанием из нее подземных вод в паводковый период.

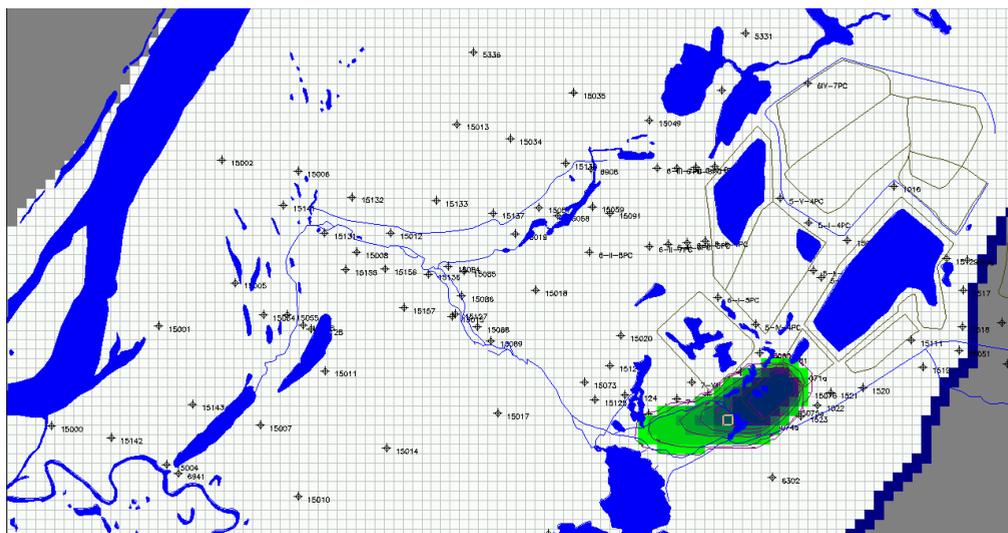


Рисунок 3.68 – Прогноз распространения подземного ореола ^{90}Sr от 3 секции. $T=50$ лет

Сценарий 2. Источником загрязнения является хранилище № 205, которое задано условием 1 рода с удельной активностью ^{238}U 103 Бк/л. Прогнозируемый ореол загрязнения для этого случая имеет ограниченные размеры, рисунок 3.69.

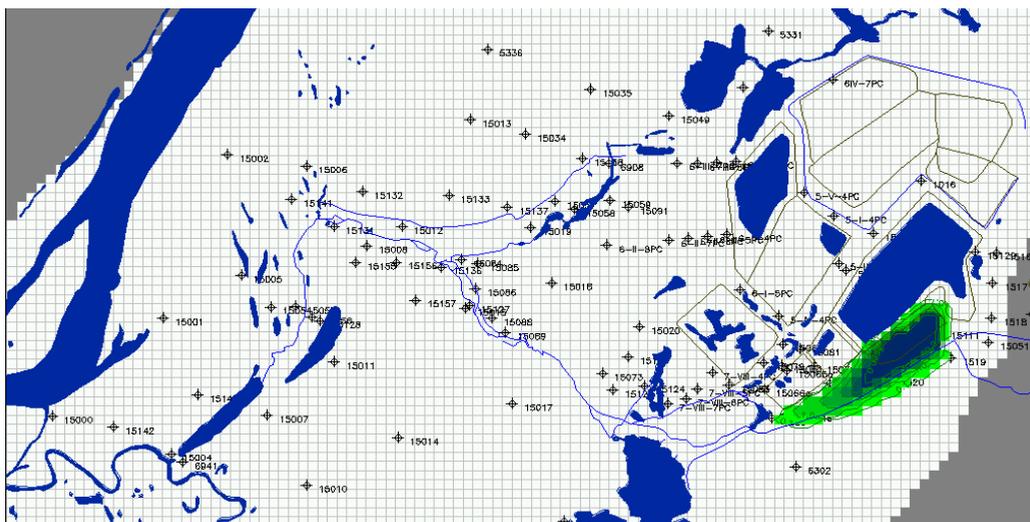


Рисунок 3.69 – Прогноз распространения загрязнения ^{238}U от хранилища 205. $T=50$ лет.

В результате проведения калибровки были приняты параметры перетекания для различных объектов [Разработка, 2009], коэффициент фильтрации $k = 21$ м/сут, а инфильтрационное питание $w = 0,00035$ м/сут. Разработанная модель потока подземных вод позволила получить скорости фильтрации и выполнить миграционные расчеты для различных сценариев. Расчеты были выполнены на разные периоды до 50 лет включительно.

Вариант 3. Оценивается дальнейшее распространение существующего ореола (рисунок 3.64) в предположении, что удельная активность загрязненных подземных вод

равна максимальной, измеряемой сейчас в ореоле — 55 Бк/л по ^{90}Sr). Прогнозы миграции ореола ^{90}Sr с учетом сорбции через 30 и 50 лет приведены на рисунке 3.70. Из приведенного на следует, что распространение загрязненного радиоактивного ореола до р. Вятка при учете сорбции с $K_d = 1$ л/кг не прогнозируется. Проведенные расчеты позволили дать оценку разгрузки активности радионуклидов в р. Елховка (таблица 3.61 и рисунок 3.71).

Таблица 3.61 – Расчетные значения разгрузки ^{90}Sr в р. Елховка (нарастающим итогом)

| Число лет | Поступление из 3 секции Активность, Бк | Поступление из ореола, Активность, Бк |
|-----------|---|--|
| 5 | $0,06 \cdot 10^{10}$ | $6,2 \cdot 10^{10}$ |
| 10 | $0,34 \cdot 10^{10}$ | $11,1 \cdot 10^{10}$ |
| 20 | $1,5 \cdot 10^{10}$ | $18,2 \cdot 10^{10}$ |
| 30 | $3,1 \cdot 10^{10}$ | $22,8 \cdot 10^{10}$ |
| 40 | $4,8 \cdot 10^{10}$ | $25,7 \cdot 10^{10}$ |
| 50 | $7,6 \cdot 10^{10}$ | $27 \cdot 10^{10}$ |

Таким образом, консервативно оцененный поток наиболее подвижного радионуклида ^{90}Sr с подземными водами в реку Елховка дает нам величину порядка 0,3 ТБк за 50 лет. Связан он будет в ближайшие десятилетия, главным образом, с перемещением радионуклидов из ореола р. Ольховки и частично из оз. Просное. Если исходить из среднегодового расхода воды в р. Елховке, оцененного выше, то мы получим верхнюю оценку концентрации в воде р. Елховка в настоящее время около 300 Бк/м^3 и через 50 лет около 120 Бк/м^3 . Реально измеренная величина не превышала 100 Бк/м^3 . Количество ^{137}Cs будет, по крайней мере, на порядок меньшей величины. С учетом миграции по р. Волошке и р. Вятке, а также разбавления в реке Вятке концентрация ^{90}Sr к створу у г. Кирова снизится примерно на 2 порядка величины.

Консервативность подхода может быть увидана и из сравнения оцененной величины с общим запасом ^{90}Sr на площадке в 1,4 ТБк. Хотя этот запас, может быть, и недооценен в настоящее время, трудно предположить, что почти 20 % ^{90}Sr будет вынесено за пределы площадки.

В целом следует отметить, что в районе размещения бывшего предприятия КЧХ существует локальная проблема, связанная с повышенными уровнями содержания ряда радиоактивных долгоживущих элементов, в почвенных горизонтах. При этом до настоящего времени был налажен радиационный контроль за основными параметрами складывающейся радиационной обстановки. Анализ ситуации показывает, что существующие уровни загрязнения почвенных горизонтов не изменяют характер обеспечения радиационной безопасности населения, который остается стабильным и соответствующим современным нормативным требованиям.

Решение вопросов по реабилитации территорий, которые были загрязнены в результате хозяйственной деятельности КЧХК, требует взвешенного подхода на основе минимизации ущербов. В предстоящие 50 лет параметры радиационной обстановки в целом, если изменятся, то незначительно и в лучшую сторону в связи с частичным распадом таких радионуклидов как ^{90}Sr и ^{137}Cs . Так что время на принятие решений есть.

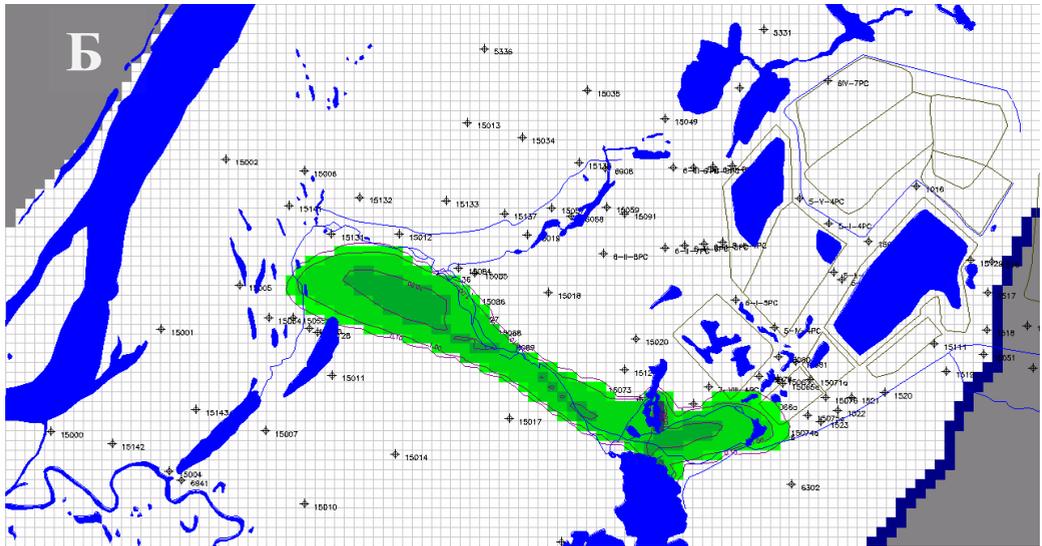
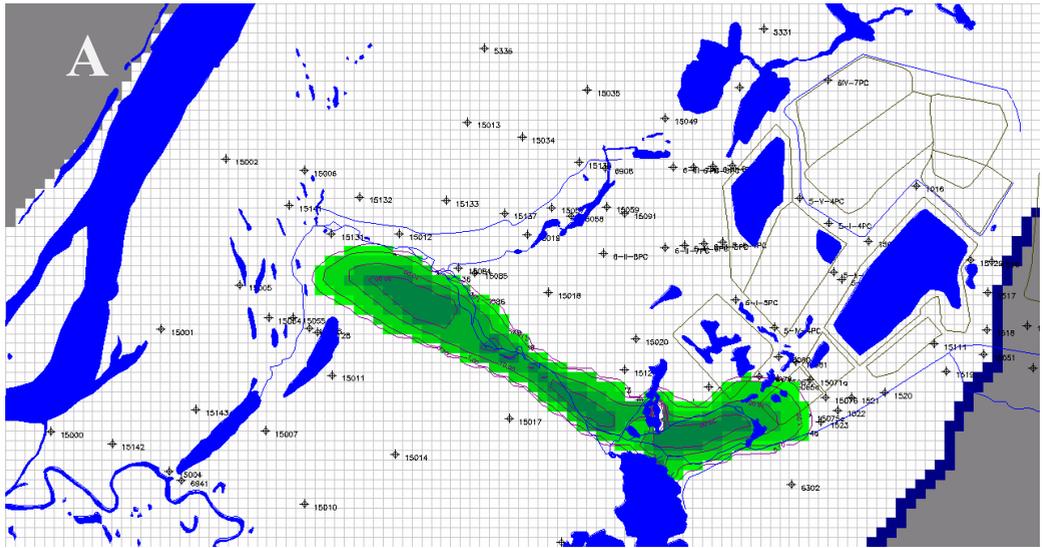


Рисунок 3.70 – Прогноз распространения ^{90}Sr с учетом сорбции существующего загрязненного ореола. Положение загрязненного ореола в подземных водах через 30 лет (А) и 50 лет (Б)

3.6 Оценка воздействия на окружающую среду Сибирского Химического Комбината (СХК)

ОАО «Сибирский химический комбинат» расположен в границах закрытого административно-территориального образования (ЗАТО) Северск Томской области на правом берегу реки Томь на расстоянии 10 км от северной окраины города Томска, рисунок 3.70.

Датой создания СХК считается 26 марта 1949 года, когда Совет Министров СССР принял постановление № 1252-443 о строительстве Зауральского машиностроительного завода (Зауральская контора Главпромстроя или Комбинат 816, п/я 129, п/я 153, п/я В-2994, Сибирский химический комбинат — СХК). СХК создавался как единый комплекс ядерного технологического цикла для создания компонентов ядерного оружия на основе делящихся материалов (высокообогащённого урана и плутония), а также с целью наработки этих материалов.

Основными задачами комбината на протяжении многих лет было получение для оборонных целей и атомной энергетики обогащенного урана-235 и плутония-239, изготовление компонентов ядерных зарядов, разборка и переработка компонентов зарядов, снятых с вооружения, в топливо для АЭС, регенерация отработанного на АЭС топлива, выработка для народного хозяйства электрической и тепловой энергии и производство различных товаров народного потребления.

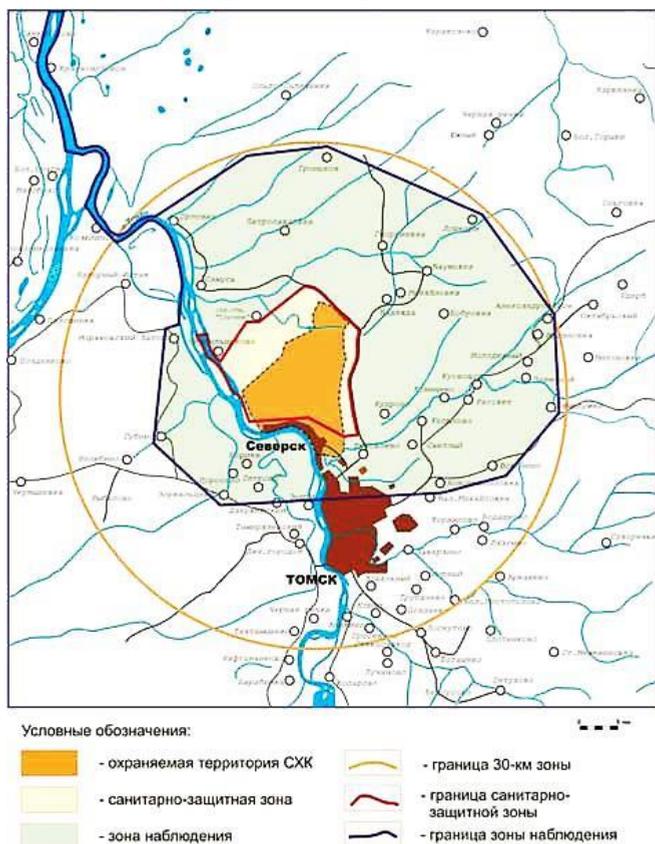


Рисунок 3.70 – Ситуационный план расположения СЗЗ и ЗН и 30-км зоны СХК [Топоров, 2010]

Основу комбината составляют четыре завода и ТЭЦ:

– Первый завод комбината — завод разделения изотопов (завод «Г», объект 1, ныне — ЗРИ) — был введен в эксплуатацию в июле 1953 году. Осуществляет разделение изотопов урана с низкой степенью обогащения по ^{235}U . До 1973 г. осуществлялось газодиффузионное разделение, а позднее — центрифужное. Производится также ряд стабильных изотопов ксенона, олова, селена и т. д. [Росгидромет, 2010]. Строительство завода было полностью завершено в 1961 г.

– В мае 1954 года пущен сублиматный завод (завод «С», объект 10, ныне — СЗ), на котором производится переработка ураносодержащих продуктов, в том числе высокообогащенного урана, а также получение закиси-оксида урана для твэлов и сырьевого гексафторида урана для изотопного обогащения.

– В 1961 введена первая очередь радиохимического завода (завод «Б», объект 15, ныне — РХЗ) для переработки облученных урановых блоков с целью извлечения урана и плутония, а также других радионуклидов. Вторая очередь начала работать в 1962 году.

– Химико-металлургический завод был также пущен в 1961 г. (завод «М», объект 25, ныне — ХМЗ). На ХМЗ осуществлялись плавка и обработка плутония с производством компонентов для ядерного оружия, утилизация специзделий, производство магнитных сплавов и магнитов из них, производство ультрадисперсных порошков.

Кроме того с 1955 по 1964 годы были введены в эксплуатацию 5 промышленных реакторов на реакторном заводе [СХК, 2011]. Первый ядерный реактор И-1, работавший для производства ^{239}Pu для военных целей был пущен в ноябре 1955 г. В начале 1958 г. был пущен в эксплуатацию двухцелевой реактор ЭИ-2, а в сентябре того же года от тепловой энергии этого реактора заработала Сибирская атомная электростанция мощностью 100 МВт (впоследствии полная проектная мощность была доведена до 600 МВт), — одна из первых промышленных АЭС в Советском Союзе¹⁹. Ядерный реактор АДЭ-3 вступил в строй в 1961 г., АДЭ-4 пущен в эксплуатацию в 1964 г., а в 1965 г. — АДЭ-5. Эти реакторы также давали электроэнергию и тепло.

С 1962 г. Сибирская АЭС обеспечивала теплом гг. Северск (на 50 %) и Томск (на 25 % от потребности).

В 1963 г., впервые в СССР, на РХЗ началось глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов низкой и средней активности.

Блок И-1 был остановлен 31.08.1990, а в декабре 1990 г. был остановлен ЭИ-2. В 1992 г. остановлен реактор АДЭ-3. В соответствии с соглашением между Россией и США о прекращении производства оружейного плутония, были последовательно остановлены АДЭ-5 (апрель 2008 г.) и АДЭ-4 (5 июня²⁰ 2008 г.). Для замещения мощностей остановленных реакторов АДЭ-4 и АДЭ-5 к 2008 году планировалось завершить реконструкцию Северной ТЭЦ, которая, однако, завершилась лишь к началу 2010 г. С остановкой последних ядерных реакторов закончилась «оборонная» история СХК — полностью прекращено производство делящихся материалов «оружейного» назначения.

С 1 сентября 2008 года Сибирский химический комбинат начал работать в статусе открытого акционерного общества. В 2009-2010 годах осуществлен переход ОАО «СХК» в состав Топливной компании Росатома «ТВЭЛ».

¹⁹ Самая первая в мире промышленная атомная электростанция мощностью 5 МВт была запущена 27 июня 1954 года в СССР (г. Обнинск). За пределами СССР первая АЭС промышленного назначения мощностью 46 МВт была введена в эксплуатацию в 1956 году в Колдер-Холле (Великобритания). Через год вступила в строй АЭС мощностью 60 МВт в Шиппингпорте (США).

²⁰ Всемирный день охраны окружающей среды. 5 июня 2008 г. в России официально стал отмечаться День эколога (Учрежден Указом Президента РФ № 933 от 21.07.2007 г.), который до этого отмечался специалистами ряда научных институтов.

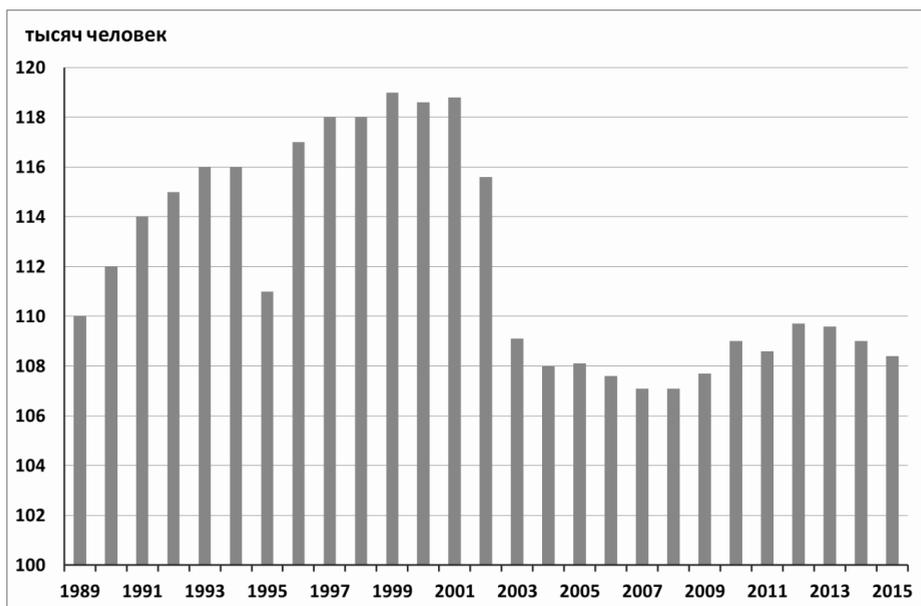


Рисунок 3.72 - Динамика численности населения г. Северска (снижение численности в 2003 г. произошло из-за изменения городских границ)

3.6.1 Влияние СХК на радиационную обстановку в регионе

Как уже отмечалось, эксплуатация первого завода «Т» началось летом 1953 г. Это точка отсчета техногенного радиационного воздействия на население и объекты окружающей среды в этом регионе. Конечно, к этому времени уже был наработан определенный опыт, связанный с предупреждением необоснованного загрязнения окружающей среды. Однако сами требования к радиационной безопасности в этот период сильно отличались от современного уровня, что следует также иметь в виду при ретроспективном анализе ситуации. Оборонное значение СХК предопределило и закрытость радиоэкологических исследований, проводимых в данном районе. Все работы, связанные с мониторингом и оценкой радиационного воздействия проводились ведомственными лабораториями, которые были совершенно недоступны для научной общественности. Только в последнее время ряд исследователей обратились к архивным материалам. Так основные выводы отчета по НИР «Радиационная обстановка в районе размещения предприятия п/я В-2994, обусловленная йодом-131, и состояние здоровья детей» Института биофизики МЗ СССР [Радиационная, 1972], выпущенного в 1972 г. нашли свое отражение в научной статье 2004 г. [Маслюк и др., 2004].

Первые открытые публикации по вопросу радиоактивного загрязнения от выбросов в атмосферу и сбросов СХК в р. Томь появились в 1990 г. [Доклад, 1990а; Радиационная, 1991]. Позже сведения о присутствии техногенных радионуклидов в природных объектах нижней Томи стали размещаться в ежегодных отчетах Гидрометеослужбы, Центра государственного санэпиднадзора и природоохранных органов [Росгидромет, 1993; О санитарно-эпидемиологической, 1999]. В этот период объем и характер поступающей в открытую печать информации по радиационным параметрам были достаточно мозаичными, поэтому истинное положение дел как с оценкой реального воздействия от деятельности комбината на здоровье населения и окружающую среду, так и с масштабом

возможных радиационных последствий оставалось зашторенным. Отсутствие цельной картины по уровням существующего облучения населения и объектов живой природы, неоднозначность делаемых прогнозов позволяло в разной степени спекулировать на экологических проблемах.

Согласно данным мониторинга радиационной обстановки представленным в Ежегоднике Росгидромета, таблица 3.60 [Росгидромет, 1993] никаких отклонений от нормального естественного фона ни в одном из населенных пунктов 30-км зоны наблюдений не наблюдалось в течение 3-х лет (1990-1992 гг.).

Таблица 3.60 - Мощность дозы в населенных пунктах 30-км зоны в 1990-92 гг.

| Населенный пункт | 1990 | 1991 | 1992 |
|----------------------|------|------|------|
| с. Александровское | 10,6 | 10,0 | 13,0 |
| с. Воронино | 7,8 | 9,8 | 10,0 |
| п. Зоркальцево | 12,9 | 12,5 | 12,0 |
| д. Киргизска | 11,0 | 12,0 | 12,0 |
| с. Копылово | 7,5 | 8,0 | 8,0 |
| с. Корнилово | 10,7 | 10,2 | 10,3 |
| п. Кузовлево | 8,6 | 9,0 | 13,0 |
| д. Маниловка | 9,0 | 12,0 | 11,3 |
| п. Моряковский затон | 9,9 | 10,0 | 10,8 |
| д. Наумовка | 8,2 | 7,6 | 11,5 |
| д. Орловка | 12,4 | 13,0 | 12,9 |
| п. Самусь | 10,5 | 7,0 | 10,0 |
| п. Светлый | 11,6 | 12,0 | 11,8 |
| д. Семилужки | 12,4 | 13,0 | 10,0 |
| с. Тимирязево | 10,3 | 11,0 | 10,0 |
| г. Томск | 7,7 | 10,0 | 8,9 |
| г. Томск-7 | 7,5 | н.д. | н.д. |
| д. Чернильщигово | 10,3 | 10,0 | 11,0 |

Отсюда следует очевидный вывод, что выбросы с заводов и реакторов, расположенных на территории комбината, значимо не влияли на формирование внешнего облучения населения в рассматриваемый период. Такой вывод и был сделан в работах ведомства, отвечающих за оценку состояния радиационной обстановки на территории нашего государства [Селегей, Чирков, 1992].

Вместе с тем, авторы уже первого публичного в России Ежегодника отмечают локальные проблемы, возникшие в результате повышенных сбросов радиоактивных веществ в поверхностные водотоки (протока Чернильщиковская, р. Ромашка). Сообщается, что в пойме и над водой зафиксированы повышенные значения уровней мощности дозы (максимальное значение 1,5 мкГр/ч (150 мкР/ч)). В воде и в пробах почвы пойменной части Чернильщиковской протоки обнаружены следующие техногенные радионуклиды: ^{46}Sc , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{144}Ce . При этом максимальные уровни загрязнения как воды, так и почвы отмечались для ^{65}Zn (период полураспада 244 дня). Для воды измеренные концентрации радионуклидов можно было сравнить с существующими санитарно-гигиеническими нормативами и таким образом консервативно оценивать уровень опасности, таблица 3.61.

Таблица 3.61 - Концентрация радионуклидов в поверхностных водах в районе СХК в 1991 г. в протоке Черныльщикова в 1 км от устья р. Ромашки [Радиационная, 1992]

| изотоп | Концентрация, Бк/л | ДК _Б (Бк/кг) [НРБ-76/87] | УВ (Бк/кг) [НРБ-99/2009] |
|------------|-----------------------|--|-----------------------------|
| скандий-46 | 0,26 | 1406 | 91 |
| хром-51 | 4,44 | 81400 | 3600 |
| кобальт-60 | 0,19 | 1295 | 40 |
| цинк-65 | 1,15 | 3700 | 35 |

В данном случае сравнение уместно провести как с действующими на тот момент нормативами —НРБ-76/87, так и с современными—НРБ-99/2009. Несмотря на существенное ужесточение норм (для ^{65}Zn , например, более чем в 100 раз) измеренные концентрации радионуклидов с запасом удовлетворяли санитарным нормам.

Что касается почвы, то, к сожалению ни тогда, ни теперь, производные нормативы по уровням содержания радионуклидов в почве не установлены. Санитарно-гигиенические ограничения на техногенные радионуклиды производятся по дозе облучения, которая рассчитывается с учетом миграции радионуклидов во внешней среде и по трофическим цепочкам, накопления в продуктах питания и реального рациона местных жителей, с учетом метаболизма радионуклидов в организме человека.

Выбросы СХК в атмосферу

Известно, что при эксплуатации первых реакторов по наработке оружейного плутония и в США (Хэнфорд) и в СССР (Маяк) в атмосферу выбрасывались значительные количества ^{131}I , составляющие до нескольких ПБк/год [Heeb, 1992; Napier, 1996; Хохряков, Дрожко, 2000]. Естественно ожидать, что работа первых реакторов СХК также отличалась заметными количествами выбросов радиоактивных изотопов йода. Радиоактивные изотопы йода занимают среди других нуклидов особое место. Обусловлено это целым рядом причин, главные из которых: высокий выход при реакциях деления, летучесть при рабочих температурах ядерного топлива, быстрая 100% резорбция в организм человека. Кроме того, йод — важный биоэлемент, без которого невозможно нормальное функционирование организма. Среди 12 радиоизотопов йода, образующихся при делении тяжелых ядер, с радиобиологических и радиационно-гигиенических позиций наибольший интерес представляют изотопы с массовыми числами 131÷135, а среди последних — наиболее долгоживущий ^{131}I , период полураспада которого составляет 8,04 суток [Ильин и др., 1972]. Именно поэтому ^{131}I — важный маркер радиационного воздействия при эксплуатации атомных реакторов на человека и биоту.

Полной реконструкции выбросов этого нуклида (такой как была выполнена в работе [Хохряков, Дрожко, 2000] для СХК пока нет, однако представления о масштабах и динамике выбросов ^{131}I могут быть составлены. В 1968-1972 гг. специалисты Института биофизики МЗ СССР проанализировали радиационную обстановку в районе расположения СХК [Радиационная, 1972]. При этом дополнительно к имеющимся данным, полученным СХК и промсанлабораторией ЦГЭСН № 81 г. Северска, были отобраны и проанализированы пробы атмосферного воздуха, растительности и молока [Маслюк и др., 2004]. Кроме того, производились радиометрические замеры мощности γ -излучения от щитовидной железы детей, а также измерялось содержание ^{131}I в детской моче.

Нас в первую очередь будут интересовать данные по концентрациям ^{131}I со стационарных постов контроля, а также реконструкция среднегодовой концентрации, полученная в работе [Маслюк и др., 2004], исходя из имеющихся данных по выбросам, таблица 3.62.

Таблица 3.62 - Концентрация ^{131}I со стационарных постов контроля и реконструкция среднегодовой концентрации, Бк/м³ [Маслюк и др., 2004]

| год | Промзона СХК, 1,5 км к Ю | Северск, 9км, Ю | Томск, 22 км, Ю | Асино, 100 км С-В. | Расчет, 5-15 км |
|--|--------------------------------|--------------------|--------------------|-----------------------|--------------------|
| 1963 | | | | | 0,21 |
| 1964 | | | | | 0,21 |
| 1965 | 1,1 | 0,04 | 0,04 | | 0,33 |
| 1966 | 0,4 | 0,11 | 0,07 | 0,04 | 0,44 |
| 1967 | | | | | 0,2 |
| 1968 | 0,4 | 0,06 | 0,04 | 0,004 | 0,13 |
| 1969 | 0,16 | 0,03 | 0,03 | 0,006 | 0,07 |
| 1970 | 0,12 | 0,01 | 0,01 | 0,006 | 0,03 |
| 1971 | | | | | 0,005 |
| Допустимое содержание, НРБ-69 | | | 10,7 | | |
| <i>ДОА_{мес}</i> , НРБ- 99/2009 | | | 7,3 | | |

Как видно из данных таблицы 3.62, измеренные и расчетные значения в целом дополняют друг друга и позволяют оценить как уровень опасности при ингаляционном пути поступления ^{131}I в организм человека, так и масштаб выбросов, поскольку авторы привели коэффициент разбавления, использованный при расчетах.

Для построения динамики выбросов была использована также информация об имевшем место радиационном инциденте в июне 1977 года, рисунок 3.73. На РХЗ при переработке облученных на реакторном заводе блоков в скомплектованную партию попали блоки с малой выдержкой, что привело к повышенному выбросу в атмосферу в течение двух недель ^{131}I в объёме 22 Ки (превышение месячных предельно допустимых выбросов (ПДВ) — в 2,4 раза).

Выбросы ^{131}I , начиная с 1999 г. стали регулярно публиковаться в Ежегодниках по радиационной обстановке, выпускаемых НПО «Тайфун» Росгидромета.

После пуска в 1965 г. последнего реактора и выхода на полную мощность вполне естественно, что максимальные выбросы были характерны для 1966 г., затем по мере совершенствования технологий выбросы неуклонно снижались. На этом фоне инцидент 1977 г. лишь ненамного «выбился» из наблюдаемого тренда. При этом отметим, что максимальный годовой выброс ^{131}I на СХК примерно в 5 раз был меньше, чем максимальный месячный выброс этого нуклида на ПО «Маяк» в конце 1954 г. [Хохряков, Дрожко, 2000].

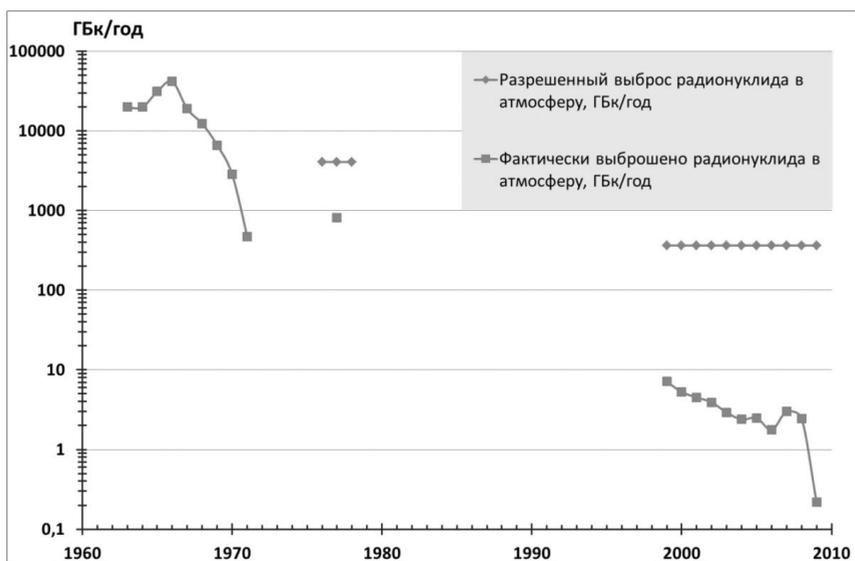


Рисунок 3.73 - Динамика выбросов ^{131}I предприятиями СХК

В качестве примера, характеризующего выброс долгоживущих радионуклидов на рисунке 3.74 приведена динамика выбросов такого биологически значимого радионуклида как ^{90}Sr в сравнении с допустимым значением выброса.

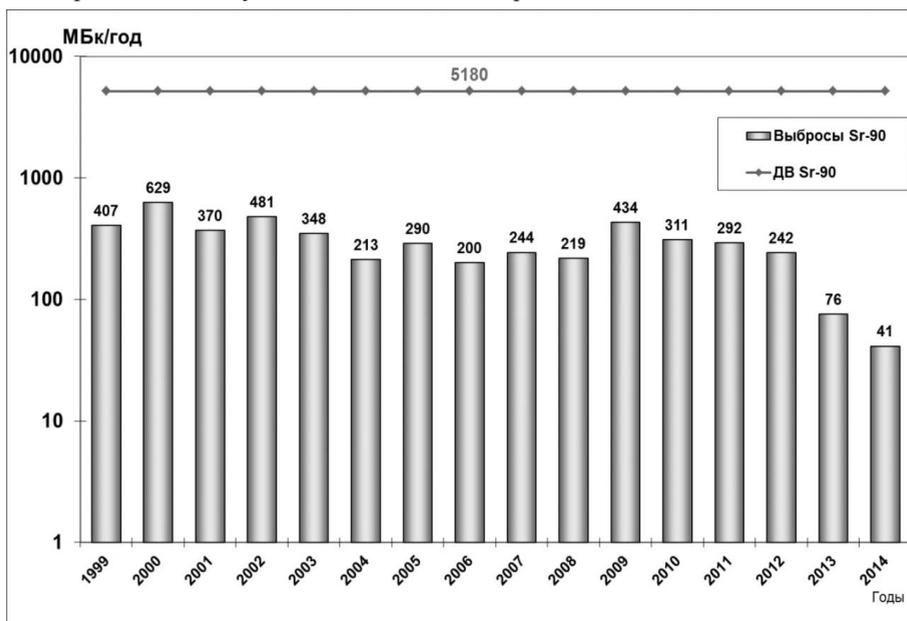


Рисунок 3.74 - Динамика выбросов ^{90}Sr предприятиями СХК

Как видно из рисунка 3.74 на протяжении последних 15 лет реальные выбросы ^{90}Sr были примерно на порядок величины ниже разрешенных выбросов, а в последние два года на два порядка ниже ДВ.

Сбросы СХК в поверхностные водоемы

Сбросы радиоактивных веществ в поверхностные водоемы и их воздействие на окружающую среду привлекли к себе внимание почти сразу после начала использования реакторов по наработке плутония. Первые такие реакторы были прямоточными и достаточное количество короткоживущих радионуклидов, образовавшихся под действием мощных потоков нейтронов, попадало в открытую гидросеть. В Хэнфорде восемь реакторов использовали воду реки Колумбия, которая проходила очистку и некоторую химическую обработку, перед тем как поступить на охлаждение урановых стержней. За 1÷2 секунды пройдя через сердцевину реактора, она нагревалась до температуры более 100 С и сливалась в специальные бассейны, где остывала и происходил распад короткоживущих радионуклидов. Затем вода с помощью системы водосброса сливалась обратно в реку. Наблюдения местных учёных были обращены как на величину радиоактивных сбросов в реку Колумбия, так и на их качественный состав. В частности изучалось накопление радионуклидов в местной рыбе, особенно это касалось таких изотопов как ^{32}P и ^{65}Zn . Именно об этом был их доклад на первой сессии НКДАР ООН в 1955 г. [Foster, Davis, 1956]. Сбросы радиоактивности в р. Колумбия начались в сентябре 1944 года, когда заработал первый реактор по наработке плутония 100-B, расположенный вверх по течению реки на 384 мили выше устья реки.

Поступление короткоживущих радионуклидов в речную сеть заметно сократилось после 1992 г., в связи с поэтапной остановкой в период 1990-92 гг. трех из пяти промышленных реакторов СХК, в том числе и единственного прямоточного И-1, остановленного в 1990 г. [Торопов, 2010]. И именно с этого периода начинают появляться в открытой печати данные по сбросу отдельных радионуклидов (в том числе и короткоживущих).

На рисунке 3.75 представлена реконструкция годовых сбросов ^{32}P на основе данных, опубликованных в Ежегодниках НПО «Тайфун», отчетах ЦГСЭН ЦМСЧ-81 [СХК, 1993, 1997] и в работе [Торопов, 2010].

Из короткоживущих радионуклидов ^{32}P (период полураспада = 14,284 суток) относится к числу наиболее радиоэкологически значимых, вследствие его значительного накопления в организмах. Так значение коэффициента накопления (КН) в мышцах пресноводной рыбы оценивается $\text{КН}=50\,000$ [RESRAD-BIOTA, 2004]. Еще большие значения приведены в 114 Публикации МКРЗ [ICRP, 2009]: для мышц лягушки $\text{КН}=640\,000$, а для форели — 700 000. Вместе с тем по данным мониторинга в реке Енисей, КН фосфора-32 в рыбе составляет в среднем 2000 в расчете на сырой вес [Крышев, Рязанцев, 2010], Максимальное значение КН для хариуса – 4300. Именно этот радионуклид вносил основной вклад в дозу внутреннего облучения биоты в периоды его сбросов в речную сеть.

Другим короткоживущим нуклидом, вносящим свой значимый вклад в дозу облучения биоты, был ^{24}Na (период полураспада всего 15 часов). Реконструкция сбросов этого нуклида в речную сеть представлена на рисунке 3.76.

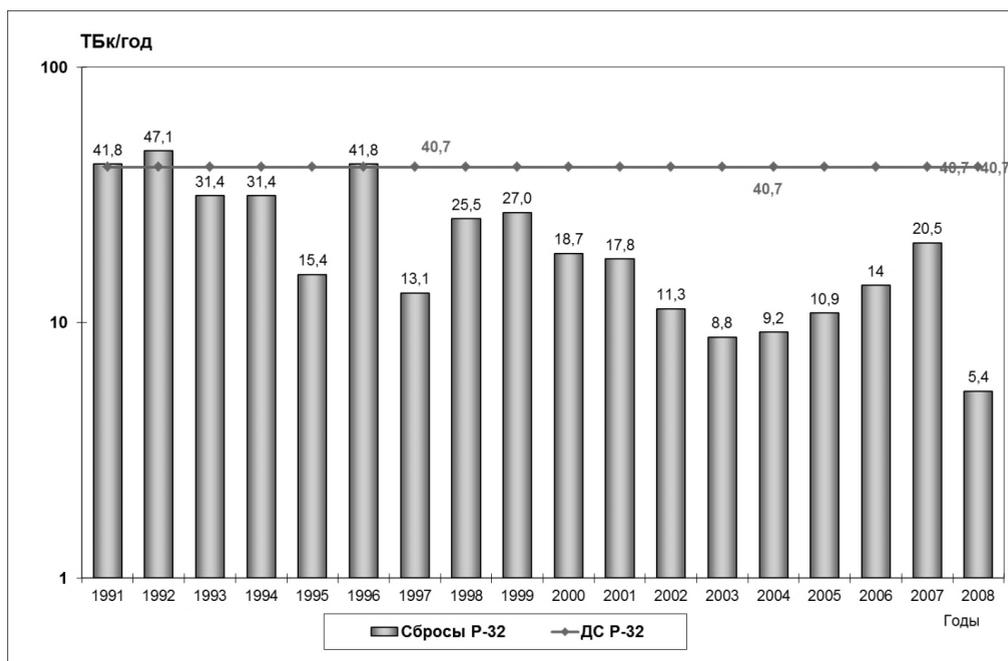


Рисунок 3.75 - Динамика сбросов ^{32}P в открытую речную сеть с 1991 г. до полного прекращения сбросов в 2009 г.

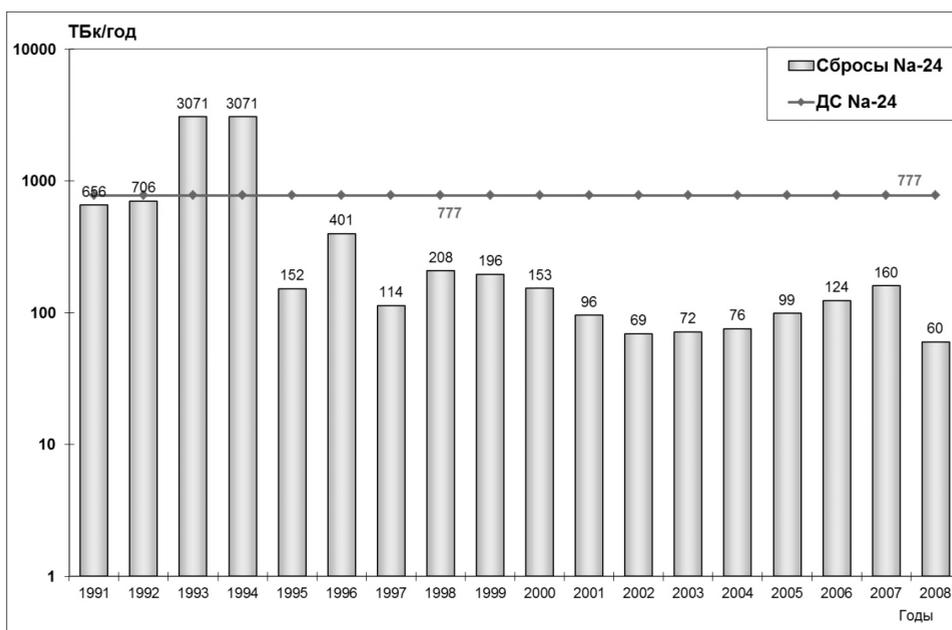


Рисунок 3.76 - Динамика сбросов ^{24}Na в открытую речную сеть с 1991 г. до полного прекращения сбросов в 2009 г.

Среди других короткоживущих нуклидов, влияющих на величину дозы облучения биоты, следует также отметить ^{239}Np (период полураспада 2,35 суток). Реконструкция сбросов ^{239}Np в речную сеть представлена на рисунке 3.77.

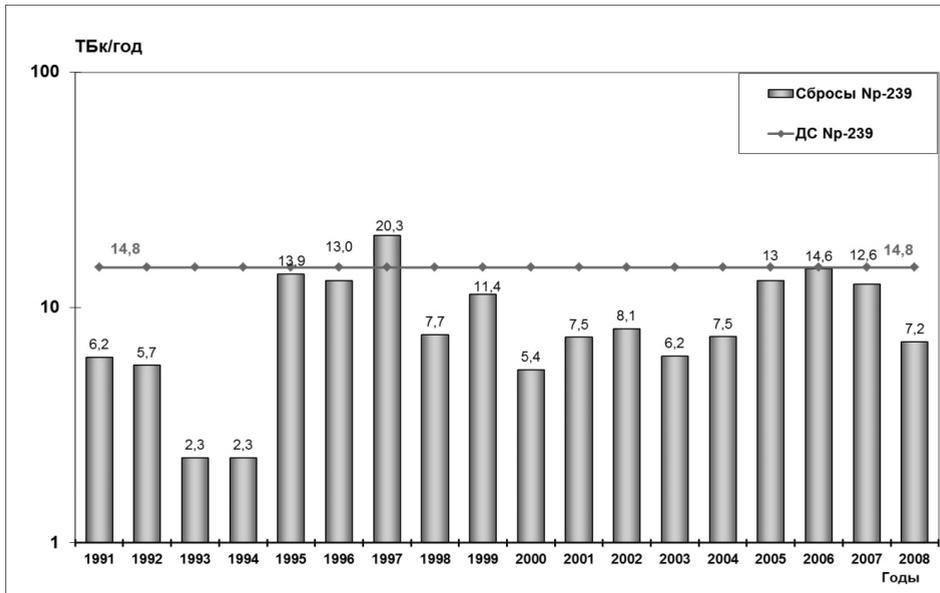


Рисунок 3.77 - Динамика сбросов ^{239}Np в открытую речную сеть с 1991 г. до полного прекращения сбросов в 2009 г.

Через «Северный» выпуск в Чернильщиковскую протоку реки Томь сбрасываются сточные воды заводов комбината, городских очистных сооружений ОАО «Северский водоканал» и охлаждающие воды II очереди ТЭЦ. Перед сбросом через «Северный» выпуск сточные воды заводов комбината и городских очистных сооружений поступают в водохранилище № 1, откуда в р. Ромашка (среднегодовой расход — $9 \text{ м}^3/\text{с}$), которая впадает в р. Томь (расход в створе с. Козюлино — $1036 \pm 21 \text{ м}^3/\text{с}$, за период 1942-2002 гг.), бассейн р. Обь. Сведения о сбросе радионуклидов в поверхностные водотоки в период работы всех реакторов, в том числе и прямого И-1 пока в открытой печати не публиковались, но определенное представление об их величине могут дать данные измерений незадолго до остановки И-1 и приведенные в таблице 3.63 [Радиационная, 1991].



Рисунок 3.78 - Река Ромашка

Таблица 3.63 - Концентрация радионуклидов в воде речной сети в период работы всех 5 реакторов (начало 1990 г.), Бк/л [Радиационная, 1991]

| изотоп | T _{1/2} , сут | р.Томь в 5 км ниже устья р.Ромашки, 19.01.1990 | Протока Чернильщикова, р-н острова, 20.02.1990 | ДК _Б НРБ-76/87 | УВ, НРБ-99/2009 |
|--------|------------------------|---|---|------------------------------|--------------------|
| Na-24 | 0,625 | 22940* | 133,2* | 1036 | |
| Cr-51 | 27,7 | 78 | 107 | 81400 | 3600 |
| Mn-54 | 312,3 | 8 | 16 | 4440 | 193 |
| Fe-59 | 45,1 | 28 | 0,4 | 1961 | 76 |
| Co-58 | 70,8 | 2,2 | 0,3 | 3330 | 190 |
| Co-60 | 1924,3 | 3 | 0,11 | 1295 | 40 |
| Zn-65 | 244,1 | 16 | 0,7 | 3700 | 35 |
| Zr-95 | 64,05 | 7 | 0,3 | 2294 | 140 |
| Nb-95 | 35 | 3 | 0,05 | 3552 | 240 |
| Ru-106 | 368,2 | 27 | 1 | 444 | 20 |
| Sb-125 | 1011,1 | 9 | нд | 703 | 120 |
| I-131 | 8,04 | 4 | 0,07 | 37 | 6,2 |
| Cs-137 | 11012 | 1,1 | нд | 555 | 11 |
| La-140 | 40,2 | 629 | 56 | 918 | 69 |
| Ce-143 | 1,375 | 5550 | нд | 1480 | 120 |
| Ce-144 | 284,3 | 34 | нд | 3256 | 26 |

*) в Ежегоднике [Радиационная, 1991], по-видимому, в результате опечатки приведены значения в 1000 раз большие. Этот вывод можно сделать, исходя из приведенных там же значений мощности дозы над водной поверхностью от устья р. Ромашки до 5 км ниже по течению р. Томь.

Длительные сбросы в водную систему привели к повышенному содержанию долгоживущих радионуклидов в донных отложениях, почвах поймы, пойменной растительности и в других видах биоты.

В период работы реактора И-1 данные по содержанию радионуклидов в образцах природных объектов были отобраны в ходе экспедиций Томского политехнического Университета (ТПУ) и измерены во Франции и в ПТУ [Рихванов, 1997], таблица 3.64.

Таблица 3.64 - Содержание гамма-излучающих радионуклидов в протоке Чернильщиковой (р. Томь) в 1990 по Л.П. Рихванову [Цит. Торопов, 2010]

| Радионуклиды | Данные лаборатории Франции, лето 1990 | | Данные ТПУ, март 1990 |
|-------------------|---------------------------------------|--------------------------|-----------------------|
| | Донные отложения | Сухой остаток водорослей | вода |
| ⁵⁸ Co | 4036 | 188 | н.д. |
| ⁶⁰ Co | 469 | н.д. | 138 |
| ⁵⁴ Mn | 857 | 155 | н.д. |
| ⁴⁶ Sc | 393 | н.д. | 24 |
| ⁵⁹ Fe | 702 | н.д. | 106 |
| ⁵¹ Cr | 18546 | 372 | 2658 |
| ⁶⁵ Zn | 2199 | 291 | 40 |
| ¹³⁷ Cs | 121 | 5 | 108 |
| ⁷ Be | н.д. | 581 | н.д. |

Примечание: н.д. означает — ниже предела детектирования

В силу разницы во времени между отбором проб и проведением измерений в лабораториях, выше пределов чувствительности удалось зафиксировать только ^{51}Cr с периодом 27,7 суток и с большой активностью и нуклиды с еще большим периодом полураспада. Интерес с точки зрения контроля за путями миграции радиоактивных веществ представляют кроме фосфора-32 и цинка-65 и более долгоживущие: тритий, кобальт-60, цезий-137 и стронций-90.

В период работы двух оставшихся реакторов результаты замеров концентраций в донных отложениях на различных расстояниях от устья р. Ромашки приведены в работе [Рихванов, 1997]. Группа исследователей ТПУ в сентябре 1996 г. произвела отбор донных отложений реки Томь и поверхностного слоя почвы на пойменных лугах. Схема профилей радиогеохимического изучения почв и донных отложений представлена на рисунке 3.79. Результаты анализа проб в Госкомэкологии Томской области представлены в таблице 3.65. В этой же таблице в правом столбце представлены современные нормы по предельным значениям удельной активности (ПЗУА), выше которых твердые вещества следует относить к РАО [Постановление, 2012].

Сравнение измеренных концентраций техногенных радионуклидов в донных отложениях с ПЗУА показывает наличие лишь следовых количеств, не представляющих реальных угроз ни местной биоте, ни тем более населению.

В последующие годы публикация данных по содержанию радионуклидов в донных отложениях стала регулярной в Ежегодниках Росгидромета. Наиболее информативной в плане мониторинга за пределами промышленной площадки СХК является точка № 1 на р. Ромашке (см. рисунок 3.80).

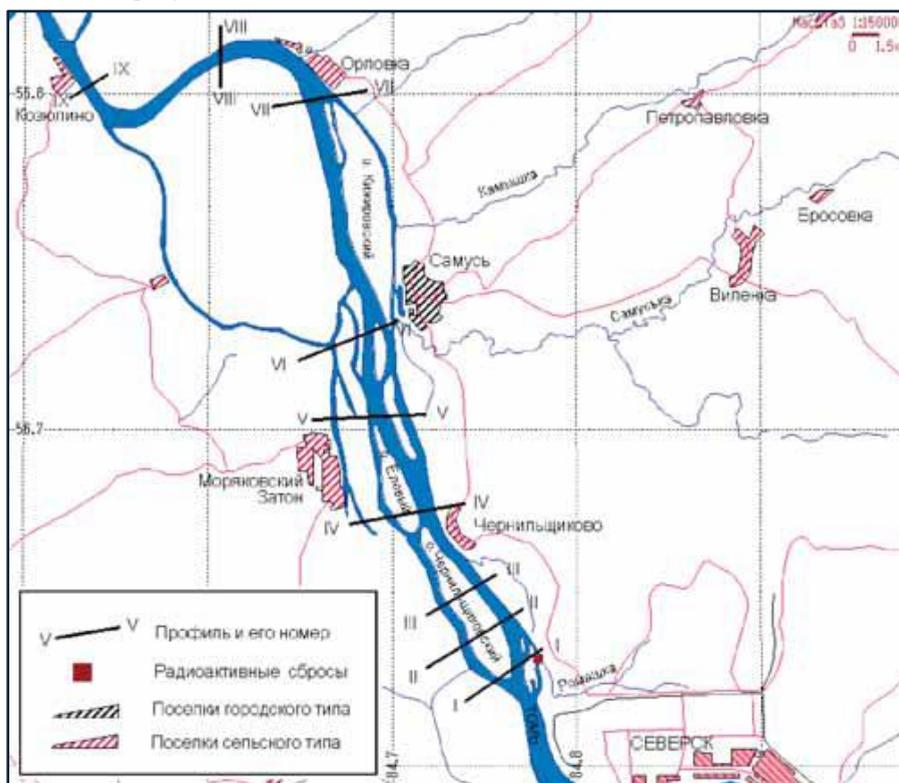


Таблица 3.65 - Концентрации техногенных радионуклидов в донных отложениях р. Томь в сентябре 1996 г. [Рихванов, 1997]

| Радионуклид | профиль | | | | | | | ПЗУА |
|-------------|---------|------|------|-----|----|-----|-----------|------|
| | II | III | IV | V | VI | VII | | |
| Be-7 | нд | 114 | 68 | 29 | нд | нд | 1 000 000 | |
| Na-22 | нд | 13 | 3 | нд | нд | нд | 10 000 | |
| Sc-46 | 49 | 301 | 101 | 21 | нд | 8 | 10 000 | |
| Cr-51 | 377 | 3430 | 1174 | 250 | нд | 70 | 1 000 000 | |
| Mn-54 | 13 | 63 | 21 | 8 | нд | 2 | 10 000 | |
| Fe-59 | 15 | 72 | 26 | 4 | нд | нд | 10 000 | |
| Co-60 | 56 | 286 | 114 | 31 | нд | 10 | 10 000 | |
| Zn-65 | 116 | 588 | 212 | 64 | нд | 14 | 10 000 | |
| Zr-95 | нд | нд | 83 | нд | нд | нд | 10 000 | |
| Ru-103 | нд | 17 | 8 | 2 | нд | нд | 100 000 | |
| Cs-134 | 7 | 24 | 8 | 4 | нд | нд | 10 000 | |
| Cs-137 | 37 | 130 | 66 | 25 | 6 | 13 | 10 000 | |
| Ba-140 | нд | нд | 16 | 7 | нд | нд | 10 000 | |
| Ce-141 | нд | 22 | 8 | нд | нд | нд | 100 000 | |
| Eu-152 | 15 | 102 | 31 | 9 | 3 | нд | 10 000 | |



Рис. 3.13.2. Расположение точек отбора проб объектов окружающей среды в СЗЗ СХК:

- - отбор проб воды;
- △ - отбор проб почвы, растительности и донных отложений.

Рисунок 3.80 - Постоянные точки контроля для оценки влияния сбросов СХК на объекты окружающей среды [Росгидромет, 2015]

Динамика наиболее значимых радионуклидов начиная с 2000 г. представлена на рисунке 3.81. Хорошо прослеживается тенденция общего снижения концентраций

техногенных нуклидов в донных отложениях. С 2009 г. наличие короткоживущих радионуклидов перестало обнаруживаться в основном аккумулирующем объекте окружающей среды. Содержание относительно долгоживущих нуклидов (^{60}Co , ^{152}Eu и ^{137}Cs) на два порядка ниже ПЗУА и представляет интерес лишь как мониторинговые метки, позволяющие оценивать не только уровень используемых технологий, но и миграционные параметры для характерных ландшафтов, вариабельность которых в настоящее время остается все еще значительной для формирования прогностических оценок.

В этой связи интерес представляют данные по содержанию техногенных радионуклидов в различных видах местной биоты. Но прежде полезно остановится на данных, характеризующих концентрации радионуклидов в почве. Здесь можно выделить две категории почв: вся территория и заливные пойменные луга. Формирование уровней загрязнения почвенного покрова на первой территории связано с атмосферными выпадениями (глобальными и от эксплуатации местных предприятий). Количественная характеристика суммарных выпадений, сложившихся к 1990 г. приводится в исследовании [Радиационная, 1991], таблица 3.66.

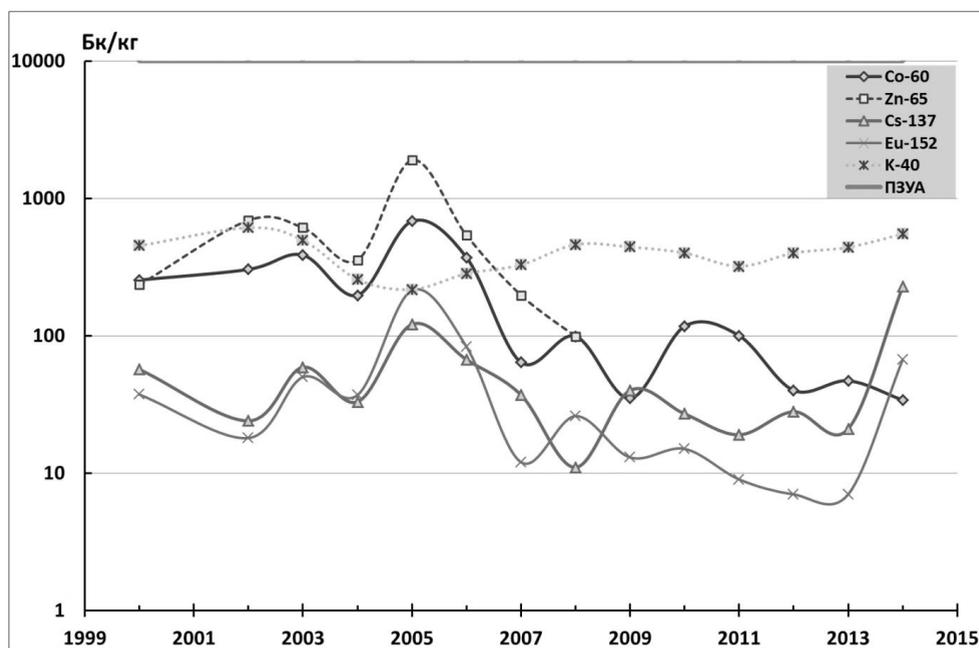


Рисунок 3.81 - Динамика концентраций отдельных радионуклидов в донных отложениях, отобранных в устье р. Ромашки (т.1)

Из данных, приведенных в работе [Радиационная, 1991], выбраны только результаты, полученные для неповрежденного почвенного покрова (там же отмечены и максимальные значения). Как видно из представленных результатов в районе СХК наблюдается типичная картина глобальных выпадений, характерная для данной широты северного полушария.

Тем не менее, тщательное исследование территории ЗН СХК позволило выявить несколько «пятен» с повышенным содержанием выпадений. Так рядом с хранилищем РАО у исследовательского реактора плотность загрязнения поверхности, покрытая мхом, составляла по ^{137}Cs — 13 кБк/м², а по ^{90}Sr — 8,9 кБк/м².

Таблица 3.66 - Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в неповрежденных почвах в зоне возможного влияния СХК в 1990 г.

| точка отбора, НП | Плотность загрязнения, кБк/м ² | |
|------------------------------------|---|-------|
| | Cs-137 | Sr-90 |
| в радиусе 1 км от исслед. реактора | 2,0 | 1,2 |
| г. Томск | 1,9 | 1,1 |
| д.Семиозерки | 2,6 | 1,7 |
| д.к. "Виленка" | 2,6 | 1,5 |
| д.Орловка | 2,2 | 1,3 |
| д. Чернильщикова | 2,2 | 1,5 |
| СРЕДНЕЕ | 2,3 | 1,4 |
| стандарт отклонение | 0,3 | 0,2 |

На трассе Самусь – Чернильщикова выявлено несколько мест, где плотность загрязнения почвы составляла по ^{137}Cs — от 3,5 до 12,2 кБк/м², а по ^{90}Sr — от 6,7 до 31,5 кБк/м² [Радиационная, 1991]. Уровни загрязнения по своему масштабу представляют исключительно исследовательский интерес.

Несколько более высокие уровни отдельных локальных загрязнений были отмечены во время экспедиций кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ, Объединенного института геологии, Геофизики и Минералогии СО РАН и «Сибирского Экологического агентства» в 2001 и 2002 гг. [Топоров, 2010]. Всего было отобрано 215 проб почвы в 81 точке. Полученные в этих экспедициях результаты приведены в таблице 3.67.

Таблица 3.67 - Плотность загрязнения 10-см поверхностного слоя почвы ^{137}Cs в ряде точек СЗЗ и ЗН СХК в 2001-02 гг.

| Точка отбора | плотность загрязнения почвы ^{137}Cs , кБк/м ² | | | | |
|--------------------------------|--|---------|---------|----------|---------------|
| | кол-во проб | минимум | среднее | максимум | Станд. ошибка |
| Пойма р. Порос | 15 | 0,3 | 2,0 | 3,6 | 0,3 |
| Пойма р. Ромашка | 7 | 0,7 | 35,5 | 97,4 | 12,8 |
| Пойма пр. Чернильщикова | 12 | 1,0 | 8,7 | 41,8 | 3,6 |
| Район оз. Черное | 27 | 21,5 | 84,5 | 404,6 | 16,5 |
| 0,5÷5 км на С.-З от оз.Черное | 6 | 5,0 | 10,7 | 23,3 | 3,0 |
| 1 и 3 км на С.-В. от оз.Черное | 2 | 2,3 | 14,3 | 26,3 | |
| Контроль район (пос. Киреевск) | 15 | 0,8 | 1,9 | 3,4 | 0,1 |

Места отбора проб поверхностного слоя почвы показаны на рисунке 3.82.

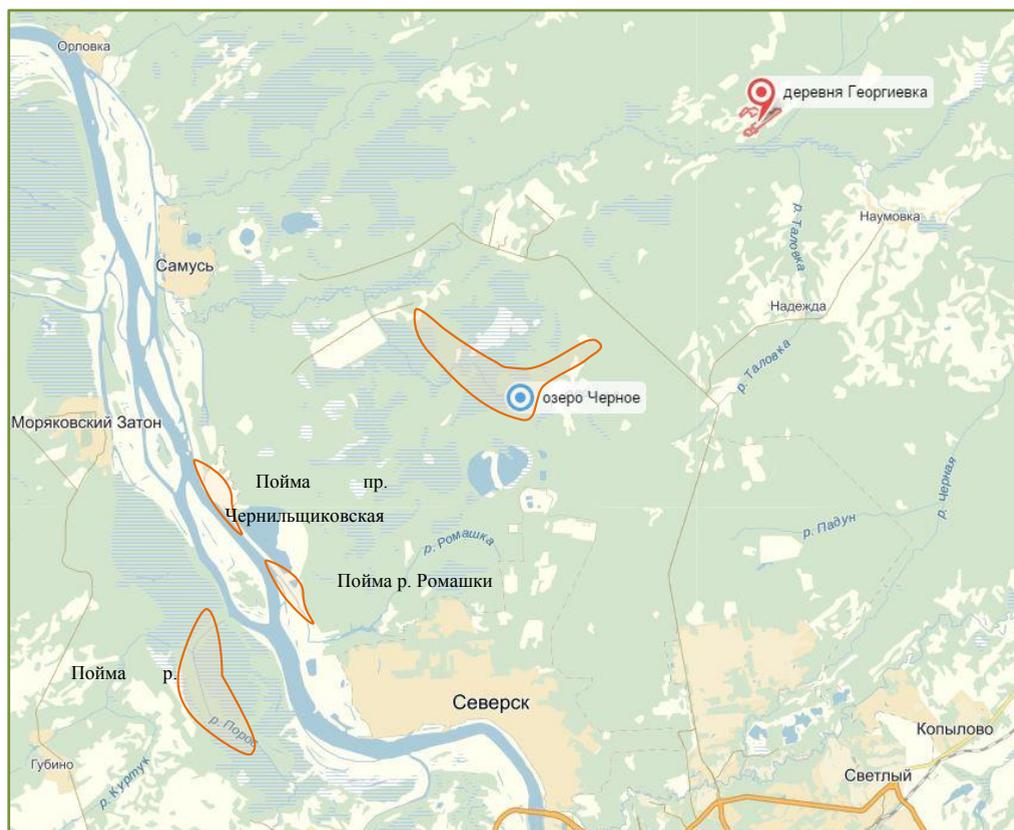


Рисунок 3.82 - Основные районы отбора проб почвы в экспедициях 2001 и 2002 годов

Как видно из представленных данных, в контрольном пункте и в пойме р. Порос были получены значения очень близкие к уровню глобальных выпадений (сюда относятся и чернобыльские выпадения).

Пойма реки Ромашки загрязнена в основном ^{137}Cs с СХК, что отражает в значительной мере и характер загрязнения, и мощность сбросов радиоактивных веществ в реку. Данные радиационного мониторинга, обобщенные в Ежегодниках Росгидромета за период с 2000 по 2012 гг. показывают, что наибольшее загрязнение почвенного покрова наблюдается в пойме р. Ромашка (пост № 1), где уровни загрязнения изменяются от 3 до 220 kBк/м^2 при среднем значении 62 kBк/м^2 и среднегеометрическом значении — 24 kBк/м^2 .

Многолетнее разбавление примесей в р. Томь характеризует накопление долгоживущего нуклида в пойме протоки Черныльщиковская. Такая информация полезна тем, кто разрабатывает модели переноса вещества в речных системах.

Отдельно следует сказать о ситуации вокруг небольшого озера Черное, где повышенная загрязненность почвенного покрова ^{137}Cs носит локальный характер, простирается на площади в несколько квадратных километров и приурочена к местам понижения рельефа. Основная гипотеза о причинах такого загрязнения связана с поверхностным смывом (стоком) твердого вещества (почвы) с близко расположенных площадок глубинной закачки ЖРО [Топоров, 2010]. Представляется, что исследования в этом направлении могли бы дать интересные и полезные сведения и в частности о модуле поверхностного стока.

Характер изменения уровней загрязнения почвенного покрова к северу от предприятия долгоживущими радионуклидами техногенного происхождения был отмечен и в работе [The Radiological, 1998], рисунок 3.83.

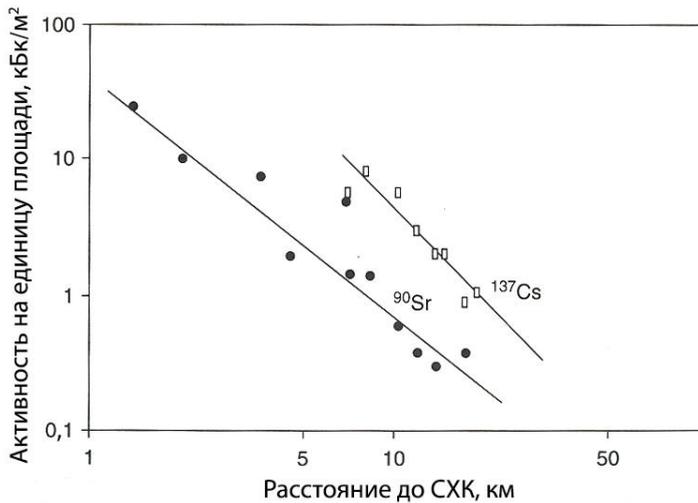


Рисунок 3.83 - Плотность загрязнения почвенного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs в 1993 г. (до аварии) к северу от СХК

Из рисунка 3.83 видно, что на расстоянии примерно в 20 км от предприятия отмечается уровень глобального загрязнения, т.е. вклад предприятия в этом направлении не выходит за 20-км зону.

В целом можно отметить, что загрязнение почвенного покрова и донных отложений в настоящее время можно отслеживать только для долгоживущих радионуклидов и на ограниченных территориях.

Общая площадь загрязненных вокруг СХК территорий²¹ в 2010-2014 гг. составляла 10,393 км², из них 7,185 км² земель, и 3,208 км² водоемов. Загрязненные территории находятся, в основном, на промплощадке СХК – 10,093 км², и 0,3 км² – в санитарно-защитной зоне [Росгидромет, 2015, Брыкин, Серебряков, 2008].

Переходя к биоте и уровням содержания радионуклидов в отдельных объектах, остановимся, прежде всего, на макрофитах, как одним из наиболее удобных объектов радиозкологического исследования.

В работе [Гопоров, 2010] представлены уровни содержания отдельных радионуклидов, измеренных в течение двух сроков, в пойменной осоке (*Carex sp.*) в традиционных точках уже сложившегося радиационного контроля за загрязнением природных объектов, таблица 3.68.

Помимо того, что значения концентраций относительно малы (за исключением одной пробы, где отмечено повышенное содержание ^{65}Zn) они достаточно близки между собою независимо от места отбора (возможно из-за того, что разбавление на рассматриваемом отрезке транспорта радионуклидов не играет существенной роли), что позволяет провести их осреднение по концентрациям отдельных радионуклидов. Такое усреднение в дальнейшем позволит оценить дозы внутреннего облучения биоты и коэффициенты накопления радионуклидов в макрофитах.

²¹ Следует заметить, что четкие критерии понятия «загрязненные территории» в настоящее время отсутствуют. Ряд исследователей и практиков относит к таковым территории, где уровень мощности дозы превышает 0,6 мкГр/ч.

Таблица 3.68 - Концентрация техногенных радионуклидов в пойменной осоке в ближайшем районе сбросов СХГ в открытую гидросеть [Топоров, 2010]

| Точка отбора проб | Год | Концентрация радионуклидов, Бк/кг сырого веса | | | | | |
|-------------------------------------|------|---|-------|-------|-------|--------|--------|
| | | Sc-46 | Mn-54 | Co-60 | Zn-65 | Cs-137 | Eu-152 |
| р. Ромашка, 0,5 км от устья | 2000 | 42 | 16 | 46 | 159 | 5 | 32 |
| | 2008 | 6 | 53 | 218 | 442 | 64 | 10 |
| р. Ромашка, устье | 1997 | нд | нд | 11 | 29 | 16 | нд |
| | 2000 | 16 | 43 | 36 | 130 | нд | 33 |
| р. Томь, 0,5 км от устья р. Ромашки | 1997 | 87 | 68 | 88 | 209 | 12 | 16 |
| | 2000 | нд | 15 | 22 | нд | нд | нд |
| р. Томь, 1,5 км от устья р. Ромашки | 1997 | 38 | 68 | 82 | 2451 | 9 | нд |
| | 2000 | 49 | 43 | 56 | 217 | 17 | 24 |
| р. Томь, Чернильщигово | 1997 | 85 | 58 | 48 | 143 | нд | нд |
| | 2000 | 71 | 45 | 88 | 257 | 23 | 34 |
| | 2008 | нд | нд | 1 | 8 | нд | нд |
| Среднее геометрическое* | | 38 | 40 | 52 | 217 | 16 | 23 |

*) без данных 2008 для р. Томь Чернильщигово

Прибрежно-водные растения, произрастающие на илах, имеют тенденцию к наибольшему накоплению отдельных радионуклидов [Антоненко, 1978]. Исходя из таких предпосылок в экспедициях 2001-2002 гг. в приустьевом участке р. Ромашка были отобраны типичные высшие водные растения этого района:

- неукорененный гидатофит²² роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum*)
- укорененный гидатофит рдест блестящий (*Potamogeton lucens*).

Результаты спектрометрического и радиохимического анализа позволили обнаружить большое количество радионуклидов техногенного происхождения. Одновременно в точке отбора проб растительности был проведен анализ содержания радионуклидов в воде, таблица 3.69.

Как видно, в растениях основную активность составляют короткоживущие элементы ²⁴Na, ⁷⁶As, ²³⁹Np и ⁵¹Cr. Общие уровни радиоактивности водных растений в этот период невелики. Наблюдается некоторая корреляция полученных данных с результатами измерений 1990 г. (таблица 3.63). Следует отметить одну особенность радиоактивных сбросов в р. Томь с СХК — их крайнюю неравномерность [Топоров, 2010]. Это обстоятельство может сказываться на оценках коэффициента накопления радионуклидов водными объектами биоты, которые чутко реагируют на изменение концентраций радионуклидов в воде. Кроме того, немалая доля радионуклидов поступает в растения за счет корневого питания [Matagi, 1998]. В основном данные, приведенные в таблицах 3.68 и 3.69, дают нам представление о том, какие объекты предпочтительно выбирать в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения водоемов.

Данные по концентрации радионуклидов в организме рыб, обитающих в реках Ромашка и Томь, немногочисленны [Топоров, 2010]. В экспедиции (июнь-август 2002 г.) было отобрано 12 видов рыб из 6 семейств (всего 250 экземпляров). Наибольшее количество радионуклидов и наибольшие концентрации их в мышечной ткани были зафиксированы для 19 карасей, пойманных в районе устья р. Ромашки, таблица 3.70.

²²Гидатофиты (от греч. hydor, родительный падеж huydatos — вода и phytos — растение) — водные растения, целиком или почти полностью погруженные в воду (рдесты, водяные лютики, уруть, кувшинка, частуха, элодея и др.).

Таблица 3.69 – Содержание радионуклидов в гидатофитах, отобранных в устье р. Ромашка в 2001 и 2002 гг. [Топоров, 2010]

| Нуклид | Вода, Бк/л | рдест, Бк/кг | роголистник, Бк/кг | роголистник, Бк/кг |
|------------|---------------|-----------------|-----------------------|-----------------------|
| Na-24 | 666 | 1010 | 6935 | |
| Sc-46 | 0,83 | 63 | 142 | 210 |
| Cr-51 | 3,40 | 212 | 4200 | 3210 |
| Mn-54 | 1,00 | 209 | 265 | 24 |
| Fe-59 | 0,53 | 20 | 40 | |
| Co-60 | 0,51 | 136 | 370 | 237 |
| Zn-65 | 0,012* | 456 | 537 | 484 |
| As-74 | | 47 | | |
| As-76 | 47 | 2140 | 7800 | 4040 |
| Sr-90 | 0,0002 | 8,1 | | |
| Mo-99 | 2,3 | 49 | 55 | |
| Ru-103 | 1,0 | 10,3 | 21 | |
| I-131 | 3,1 | 34 | 22 | |
| I-133 | | 162 | | |
| Cs-134 | | 4 | | 10 |
| Cs-137 | 0,064 | 6 | | 39 |
| Ba-140 | 0,76 | 44 | | 58 |
| La-140 | | 123 | | |
| Ce-141 | | 156 | | |
| Eu-152 | 0,58 | 14 | | 46 |
| Pu-238 | | 0,83 | | |
| Np-239 | 40,3 | 2300 | 2545 | |
| Pu-239+240 | 0,003 | 57 | | |

*) эта концентрация была измерена в 1997 г.

Таблица 3.70 - Концентрации техногенных радионуклидов в мышечной ткани карасей, выловленных летом 2002 г. [Топоров, 2010]

| Место вылова рыб | Кол-во экз-ов | Концентрация в мышечной ткани, Бк/кг сырого веса | | | | | | |
|---|------------------|--|-------|-------|-------|--------|--------|--------|
| | | Na-24 | Co-60 | Zn-65 | As-76 | Cs-137 | Sb-125 | Np-239 |
| Устье р. Ромашки | 19 | 625 | 2,5 | 1650 | 19 | | | |
| Томь от о-ва Чернильщиковск ий до о. Кижировский | 5 | | 3,4 | 40 | | 0,6 | | |
| Томь, Самусь | 8 | 6 | 5 | 867 | | | 1,2 | 2 |
| Томь, Орловка | 3 | 22 | | 378 | | | | |

Как видно из приведенных данных, наибольшая концентрация в мышечной ткани рыб наблюдается для ^{65}Zn . Стоит заметить, что коэффициент накопления для этого изотопа в американской модели равен 1000 [RESRAD-BIOTA, 2004], а в 114 Публикации МКРЗ — 930 [ICRP, 2009]. Для сравнения приведем коэффициент накопления для ^{137}Cs из этих же источников: 2000 [RESRAD-BIOTA, 2004] и 3400 [ICRP, 2009]. По оценкам на основе данных мониторинга в реке Енисей КН радионуклидов в рыбе составляет: натрий-24 — 20 ± 8 , фосфор-32 — 2000 ± 1000 , цинк-65 — 2300 ± 1400 , цезий-137 — 2300 ± 1100 [Крышев, Рязанцев, 2010]. Вариабельность экспериментальных значений призывает исследователей к осторожным выводам и говорит о необходимости длительных и регулярных наблюдений.

Радиоактивность речной экосистемы после остановки ядерных реакторов СХК

В августе-сентябре 2008 года специалистами НПО «Тайфун» и ГУ «Томский ЦГМС» Росгидромета было проведено экспедиционное радиоэкологическое обследование речной системы на участке от г. Томска до района слияния рек Томи и Оби. В ходе экспедиционного обследования были отобраны пробы воды, донных отложений и пойменных почв для последующего радионуклидного анализа. Кроме этого были организованы систематические наблюдения (ежемесячные наблюдения в течение полного гидрологического цикла) за содержанием искусственных радионуклидов в воде р. Томь выше и ниже СХК [Никитин и др., 2010; Nikitin et al., 2012] в следующих местах: точка № 1 – р. Томь выше СХК, в черте г. Томска (фоновая точка); точка № 2 – р. Томь, правый берег, около 8 км ниже точки сброса технологических вод СХК, примерно 500 м ниже северной границы санитарно-защитной зоны СХК по р. Томь; точка № 2Т – р. Самуська, вблизи устья; точка №3 - р. Томь, правый берег, д. Орловка, около 20 км ниже точки сброса технологических вод СХК, рисунок 3.84.

Особое внимание уделялось мониторингу трития в речке Самуське (точка № 2Т), являющейся водотоком возможной разгрузки пластовых вод полигонов подземного захоронения радиоактивных отходов СХК, поскольку тритий, входящий в молекулу воды, может служить индикатором появления в поверхностных водах ЖРО, закачанных в подземные пласты-коллекторы.

Данные мониторинга (май-июнь 2008 г.) выявили некоторое возрастание содержания в воде р. Томь ^{90}Sr (максимум до 12 Бк/м³) и ^{137}Cs (максимум до 4 Бк/м³) после сбросов СХК. После остановки в июне 2008 г. последнего реактора СХК началось снижение объемной активности этих долгоживущих радионуклидов в воде р. Томь ниже точки сброса технологических вод СХК. Спад объемной активности искусственных радионуклидов в воде р. Томь после остановки последнего реактора СХК наглядно иллюстрируют данные мониторинга содержания радионуклидов на взвешенном веществе, приведенные по некоторым гамма-излучателям, рисунок 3.85.

Содержание трития в речной воде в районе СХК, в том числе и в реке Самусь (являющимся водотоком, в который возможна разгрузка пластовых вод полигонов подземной закачки ЖРО), практически не отличается от регионального фона, рисунок 3.84. Таким образом, данные мониторинга трития свидетельствуют об отсутствии поступления радионуклидов из подземных пластов-коллекторов ЖРО СХК.

Во время радиоэкологического обследования в августе-сентябре 2008 года пробы объектов внешней среды отбирались в следующих точках (рисунок 3.86):

- 1 – река Томь, г. Томск, фоновый район на Томи;
- 2 – река Томь, 8 км ниже сброса СХК;
- 2Т – речка Самуська вблизи устья;
- 3 – река Томь, 20 км ниже точки сброса технологических вод СХК, д. Орловка;
- 4 – река Томь, 30 км ниже сброса СХК, д. Козюлино;
- 5 – река Обь, 60 км ниже сброса СХК, 16 км ниже устья Томи;
- 6 – река Обь, 12 км выше устья Томи, фоновый район на Оби.

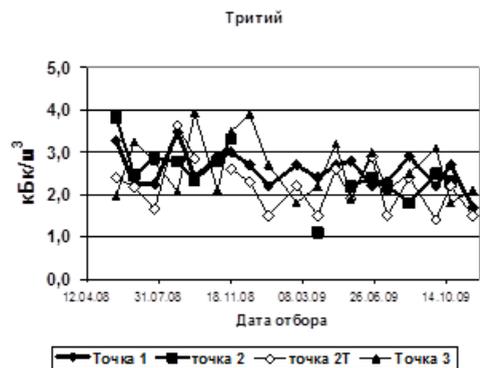
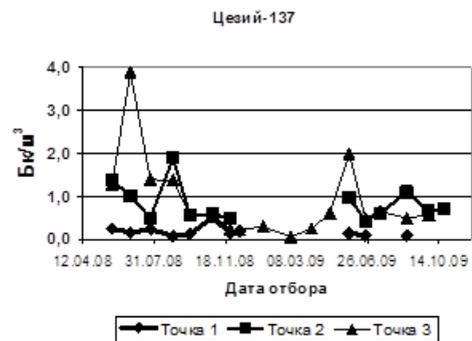
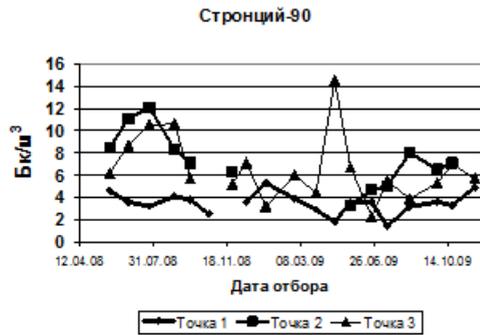


Рисунок 3.84 - Расположение точек отбора поверхностных вод вблизи СХК (слева) и результаты мониторинга содержания в поверхностных водах ^{90}Sr , ^{137}Cs и трития (справа) в 2008-2009 гг. [Никитин и др., 2010].

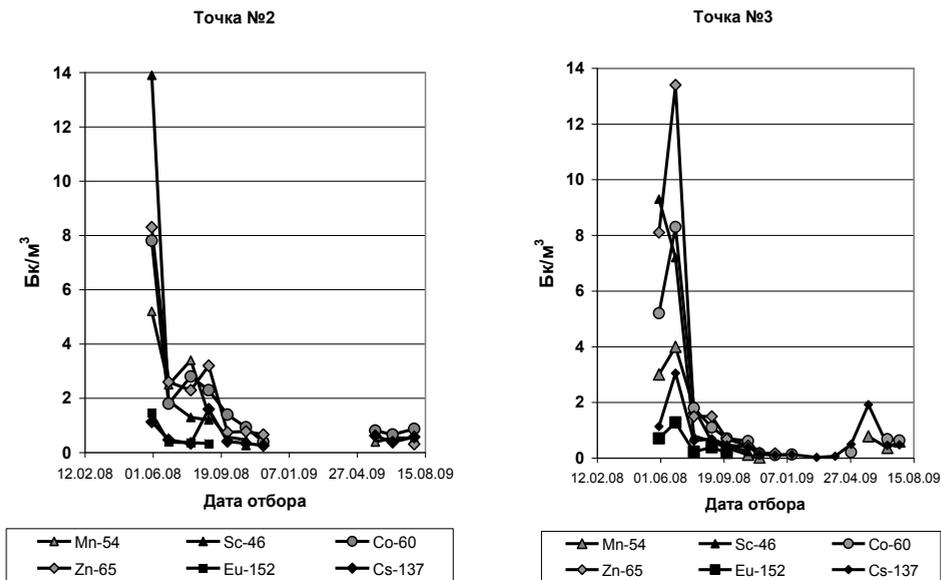


Рисунок 3.85 - Изменение содержания (Бк/м³) ¹⁵²Eu, ⁶⁵Zn, ⁴⁶Sc, ¹³⁷Cs, ⁵⁴Mn и ⁶⁰Co на взвешенном веществе в воде р. Том в точках систематических наблюдений ниже СХК в 2008-2009 гг. [Никитин и др., 2010].



Рисунок 3.86 - Расположение пунктов отбора проб во время радиозоологического обследования рек Томи и Оби в августе-сентябре 2008 года [Никитин и др., 2010]

В результате радиоэкологического обследования в пробах речной воды были определены повышенные значения объемной активности ^{90}Sr в р. Самуська (около 30 Бк/м³, рисунок 3.87.

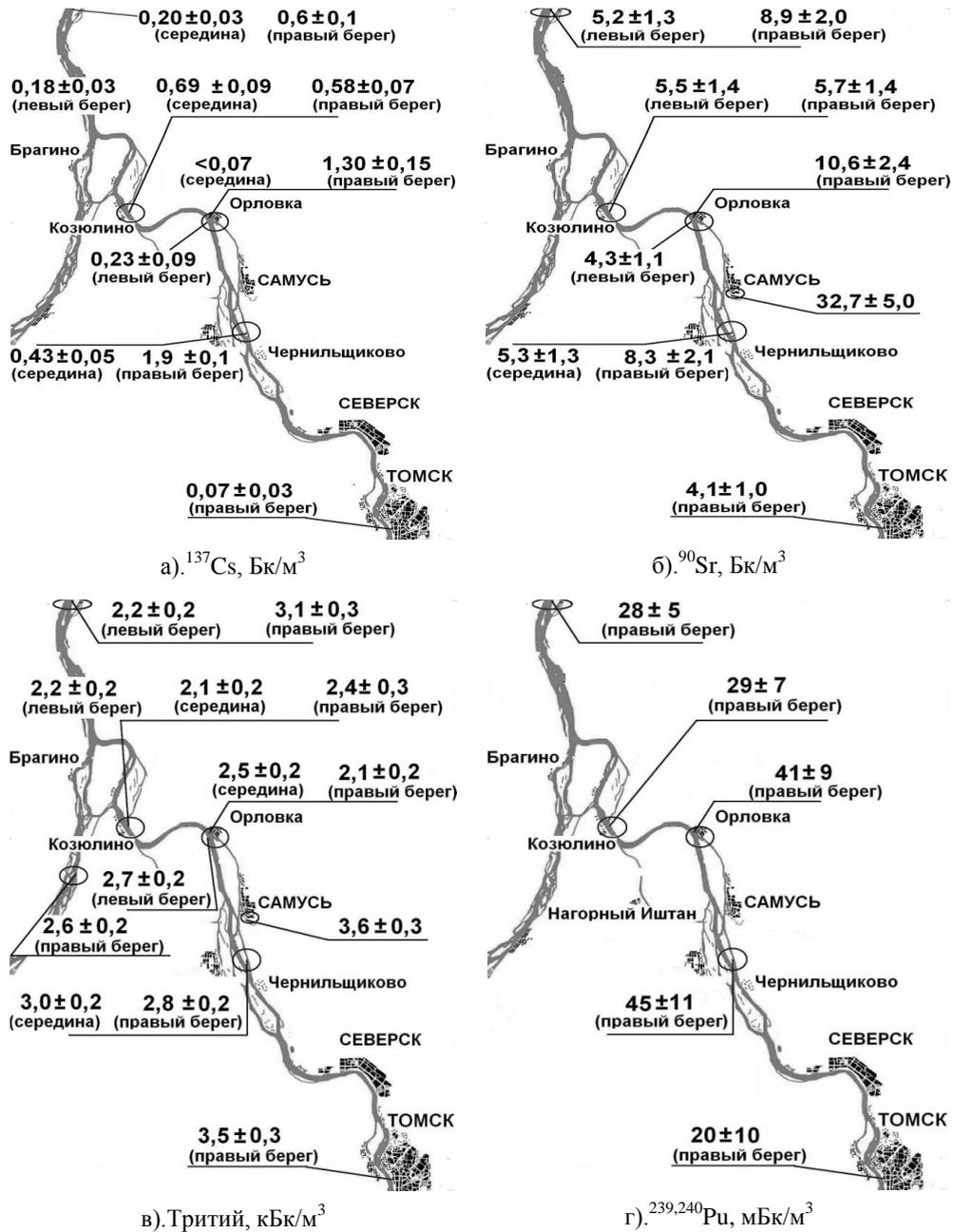


Рисунок 3.87 – а) ^{137}Cs (суммарное содержание на взвеси и в фильтрате), б) ^{90}Sr (фильтрат), в) тритий (фильтрат) и г) $^{239,240}\text{Pu}$ (фильтрат) в пробах речной воды в августе-сентябре 2008 г. [Никитин и др., 2010]

Дополнительные измерения в марте-апреле 2009 г. подтвердили наличие повышенных (диапазон 6-33 Бк/м³) по сравнению с фоновыми (1,4-5,3 Бк/м³, р. Томь, г. Томск) объемных активностей ⁹⁰Sr в воде этой речки [Никитин и др., 2010].

Возможной причиной этого факта является радиоактивное загрязнение почвы водосбора Самуськи в результате многолетнего функционирования СХК. Влияние возможной разгрузки пластовых вод подземных хранилищ радиоактивных отходов СХК как причину повышения ⁹⁰Sr в воде р. Самуськи можно исключить, поскольку, как уже отмечалась выше, содержание трития в воде р. Самуськи не отличается от содержания радионуклида в расположенной выше СХК фоновой точке №1.

Содержание изотопов плутония в пробах речной воды определялось как в ходе регулярных наблюдений, так и во время экспедиционного обследования. Измеренная объемная активность ^{239,240}Pu в воде р. Томь ниже точки сброса СХК составила (70÷240)·мБк/м³ для взвешенной фракции, (30÷60) мБк/м³ для растворенной фракции. Таким образом, объемная активность ^{239,240}Pu в воде р. Томь ниже сбросов СХК в период измерений была существенно ниже УВ по нормативам НРБ-99/2009 (0,55 Бк/кг).

Удельные активности искусственных радионуклидов в пробах донных отложений и почвы были значительно ниже МЗУА, таблица 3.71 [Никитин и др., 2010; Nikitin et al., 2012].

Таблица 3.71 – Удельные активности искусственных радионуклидов в донных отложениях и пойменных почвах, отобранных у правого берега р. Томь, Бк/кг сухой массы

| Слой, см | ¹⁵² Eu | ¹⁴⁴ Ce | ¹³⁷ Cs | ⁵⁴ Mn | ⁴⁶ Sc | ⁶⁵ Zn | ⁶⁰ Co | ^{239,240} Pu | ²³⁸ Pu | ⁹⁰ Sr |
|--|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-----------------------|-------------------|------------------|
| Донные отложения, район 2, протока Ветряная, у правого берега | | | | | | | | | | |
| 0-2,5 | 6,3±0,7 | 13±2 | 53±1 | 7,3±0,5 | 3,8±0,7 | 19±1 | 20±1 | 2,3±0,2 | 0,07±0,02 | 2,3±0,7 |
| Донные отложения, район 2, протока Ветряная вблизи о.Исаевский | | | | | | | | | | |
| 0-2,5 | 7,4±0,7 | | 21±1 | 5,4±0,4 | 7,4±0,6 | 22±1 | 23±1 | 2,5±0,3 | 0,11±0,04 | 1,2±0,4 |
| Донные отложения, район 3, протока Кижировская у о.Кижировский | | | | | | | | | | |
| 0-2,5 | 14±2 | | 62±2 | 5,4±1,1 | | 16±3 | 29±2 | 3,6±0,6 | | 1,7±0,3 |
| Пойменная почва, район 2, берег о.Исаевский со стороны протоки Ветряной | | | | | | | | | | |
| 0-5 | 11±0,1 | 0,90±0,2 | 16±1 | 7,3±0,4 | 23±1 | 16±2 | 52±1 | 2,1±0,3 | 0,05±0,02 | 0,8±0,2 |
| Пойменная почва, район 3, берег о.Кижировский со стороны протоки Кижировской | | | | | | | | | | |
| 0-5 | 7,2±0,7 | | 21±1 | | | | 32±1 | 2,0±0,4 | | 1,3±0,3 |

В целом данные мониторинга и радиоэкологического обследования, проведенного после остановки последнего прямооточного реактора СХК, свидетельствуют об отсутствии значимого радиоактивного загрязнения речной экосистемы. Современные величины объемной активности долгоживущих искусственных радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ^{239,240}Pu и трития в речной воде во много раз ниже установленных для этих радионуклидов действующими нормативами НРБ-99/2009 уровней вмешательства (УВ).

Накопление искусственных радионуклидов из состава сбросов СХК на пойме и в донных отложениях у правого берега р. Томь не привело к образованию грунтов — радиоактивных отходов на берегах и дне реки. Так, измеренный ниже границы СЗЗ СХК диапазон массовой активности радионуклидов в пойменных почвах правого берега р. Томь составил, таблица 3.72.

Таблица 3.72 - Уровни загрязнения почвенного покрова в пойменных почвах р. Томь в 2008 г., Бк/кг сухого веса

| Нуклид | Диапазон концентраций | МЗУА |
|-----------------------|-----------------------|---------|
| ¹³⁷ Cs | 11÷175 | 10 000 |
| ⁹⁰ Sr | 0,6÷7,5 | 100 000 |
| ^{239,240} Pu | 1,4÷21 | 1000 |

Вместе с тем, плотность загрязнения (активность радионуклида на единицу площади) пойменных почв долгоживущим ¹³⁷Cs в зоне воздействия жидких сбросов СХК превышает уровень регионального техногенного фона. Так, измеренная плотность загрязнения ¹³⁷Cs пойменных почв по правому берегу р. Томь на расстояниях 8, 20 и 30 км от точки сброса СХК составила 60, 125 и 130 кБк/м² соответственно, при техногенном фоне около 2 кБк/м². Произошло загрязнение поймы не только ¹³⁷Cs, но и другими долгоживущими гамма-излучателями, такими, как ¹⁵²Eu, ⁶⁰Co, ⁵⁴Mn.

В настоящее время деятельность СХК практически не влияет на содержание трития в воде р. Томь и р. Самуська, являющегося надежным индикатором переноса радионуклидов с подземными водами, что свидетельствует об отсутствии поступления радионуклидов из подземных пластов-коллекторов ЖРО СХК в поверхностные воды.

Авария на СХК в 1993 г.

Говоря о радиационной обстановке, сложившейся вокруг СХК, невозможно обойти радиационную аварию, получивший широкий международный резонанс [IAEA, 1995; The radiological, 1998].

6 апреля 1993 г. в 12 ч 58 мин по местному времени на радиохимическом заводе (РХЗ) в здании 201 цеха № 1 произошло взрывное разрушение одного из аппаратов первого цикла по экстракции урана и плутония²³.

Согласно технической документации [Акт, 1993] непосредственно к моменту аварии в аппарате содержалось (449 ± 120) г плутония и (8757 ± 286) кг урана. В процессе аварийно-восстановительных работ из аппарата АД-6102/2 и каньона было извлечено (577 ± 117) г плутония и (8707 ± 350) кг урана. Видно, что разница между этими значениями не превышает погрешности измерений. Более того, количество плутония в зоне разрушения оказалась несколько выше, чем его содержание в аппарате до аварии. Это может быть объяснено тем, что в процессе извлечения радиоактивных веществ из каньона также удалялась остаточная активность, обусловленная загрязнением за предыдущий период работы РХЗ. Таким образом, из анализа баланса урана и плутония можно сделать только качественный вывод о том, что их основная часть осталась внутри здания вблизи разрушенного аппарата. Поэтому для оценки количества радиоактивных веществ в выбросе использовались модели восстановления параметров источника по данным радиационной обстановки на сформировавшемся следе радиоактивного загрязнения.

Результаты оценок величины аварийного выброса приведены в таблице 3. 73.

Результаты независимых оценок [Анализ, 1993; Инцидент, 1995; Савкин, Титов, 1995] близки между собой, и для характеристики активности суммарного выброса можно принять среднее значение 3,1·10¹³ Бк, включая активность выброшенного ²³⁹Pu – 6,3·10⁹ Бк. Таким образом, в атмосферу было выброшено около 0,6% ²³⁹Pu и около 25% β-γ-излучающих радионуклидов, содержащихся в аппарате.

²³ Авария на аппарате АД-6102/2 не является уникальным случаем бурной реакции между ТБФ и азотной кислотой на предприятиях ядерно-топливного цикла. Документально подтверждены, по крайней мере, четыре схожих инцидента на зарубежных исследовательских аппаратах [Tomsk-7, 1996].

Таблица 3.73 - Величина аварийного выброса при аварии на СХК.

| Радионуклид | Активность, ТБк | |
|--|----------------------|----------------------|
| | [Анализ, 1993] | [Инцидент, 1995] |
| Суммарный выброс, [*] в том числе: | 36,7 | 25,2±9,0 |
| ¹⁰⁶ Ru | 11,1 | 7,9 |
| ¹⁰³ Ru | 0,37 | 0,34 |
| ⁹⁵ Nb | 17,4 | 11,2 |
| ⁹⁵ Zr | 7,8 | 5,1 |
| ¹⁴¹ Ce | – | 0,37 |
| ¹⁴⁴ Ce | – | 0,24 |
| ¹²⁵ Sb | – | 0,10 |
| ²³⁹ Pu | 7,4·10 ⁻³ | 5,2·10 ⁻³ |

^{*}) По данным альфа-спектрометрии проб снега, полученным в промсанлаборатории ЦМСЧ-81 среднегеометрическое значение отношений активностей ²³⁸U к ²³⁹Pu составило 0,22.

Радиоактивный след от аварийного выброса формировался при устойчивом юго-западном ветре (190–210°) со скоростью 8÷13 м/с. Выпадения радиоактивных веществ происходили на устойчивый снеговой покров, достигавший местами метровой толщины, который полностью сошел к середине мая. След протянулся в северо-восточном направлении от СХК; на расстоянии около 7 км он заметно отклонился к востоку, а перед деревней Георгиевка к северу. Юго-западнее населенного пункта Надежда и к северу от Георгиевки образовалось два «пятна» площадью примерно 1 км² с повышенными уровнями МЭД – более 1 и 0,5 мкГр/ч (100 и 50 мкРч⁻¹), соответственно, рисунок 3.88. На остальной территории следа имелись локальные пятна площадью 100–150 м² с МЭД и плотностью потока β-частиц в 5–7 раз выше средних значений.

Рисунок 3.88 - Мощность дозы на радиоактивном следе, по данным замеров 13 апреля 1993 г. На рисунке цифры у границ изодоз выражены в мкГр/ч [The radiological, 1998].

Результаты раздельного спектрометрического анализа взвешенной и растворимой фракций в пробах снега показали, что около 90% активных веществ находилось во взвеси [Анализ, 1993; Инцидент, 1995].

Относительный радионуклидный состав выпадений на следе аварийного выброса представлен в таблице 3.75.

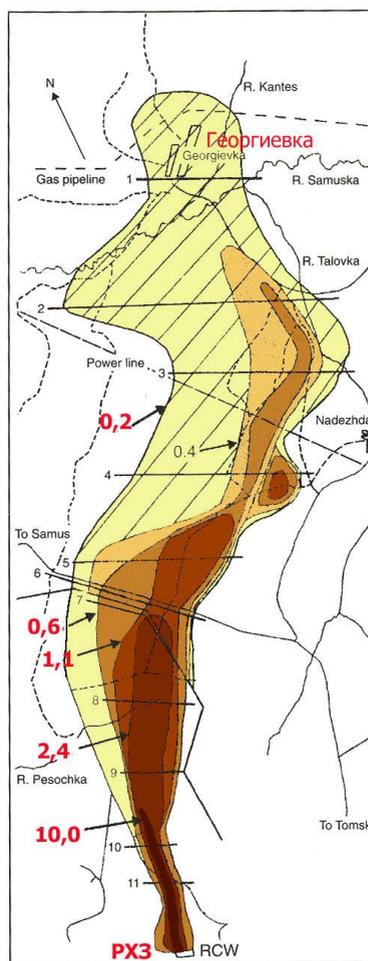


Таблица 3.75 - Относительный радионуклидный состав выпадений (на 6.04.1993 г.)

| Радионуклид | ⁹⁵ Zr | ⁹⁵ Nb | ¹⁰³ Ru | ¹⁰⁶ Ru | ¹²⁵ Sb | ¹⁴¹ Ce | ¹⁴⁴ Ce | ²³⁹ Pu |
|-----------------------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Относительный состав выпадений, % | 20,4 | 44,0 | 1,4 | 31,4 | 0,4 | 1,5 | 0,9 | 0,01 |

Единственным населенным пунктом, оказавшимся в пределах радиоактивного следа, стала д. Георгиевка, в которой постоянно проживало 73 человека, в том числе 18 детей до 17 лет.

Радиоактивное облако достигло Георгиевки через 20-30 мин после аварийного взрыва. Эффективное время выпадений (период действия шлейфа облака) составило около 30–40 мин. В период прохождения облака на территории деревни находилась большая часть ее постоянного населения за исключением школьников и сельскохозяйственных рабочих. Плотность загрязнения почвы на территории населенного пункта представлена в таблице 3.76.

Таблица 3.76 - Плотность загрязнения почвы на территории Георгиевки радионуклидами аварийного выброса

| Радионуклид | ⁹⁵ Zr | ⁹⁵ Nb | ¹⁰³ Ru | ¹⁰⁶ Ru | ¹⁴¹ Ce | ¹⁴⁴ Ce | ²³⁹ Pu |
|--|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Плотность загрязнения, кБк·м ⁻² | 24 | 54 | 1,4 | 30 | 1,1 | 1,1 | 0,015 |

В масштабе отдельных усадеб территория деревни была загрязнена сравнительно равномерно – различие не превышало 2-кратный размер.

Предпринятые меры защиты были обусловлены скорее социальными причинами, чем намерениями существенно увеличить размер предотвращенной дозы. Касались они в основном, только временного вывоза детей. В первые дни после аварии все малолетние дети в возрасте до 7 лет (всего 7 человек) были вывезены из деревни к родственникам. Временный вывоз остальных детей был организован властями. Вывоз осуществлялся добровольно, с согласия их родителей. Детям была предоставлена возможность бесплатно поехать в лечебно-профилактические учреждения Томской области и продолжительные экскурсионные поездки. Всего, таким образом, из деревни были вывезены все 18 детей. В среднем отъезд детей состоялся в середине апреля, и они отсутствовали около 2,5 мес. Предотвращенная эффективная доза оценивается величиной $2,5 \cdot 10^{-3}$ чел·Зв. В целом общий объем затрат был невелик, но по удельным затратам на 1 чел·Зв эта авария беспрецедентная для СССР и России, таблица 3.77.

В целом радиационная авария на РХЗ серьезного влияния на радиационную обстановку вокруг СХК не повлияла.

Регулярные анализы проб молока, мяса, рыбы, картофеля, грибов, ягод, орехов, лекарственных растений показали, что удельная активность ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в пищевых продуктах на территории региона не превышает гигиенические нормативы, установленные СанПиН 2.3.2.1078-01. Так содержание ¹³⁷Cs в сельхозпродукции в 2011 г. составляло: пшеница – $0,8 \div 3,4$ Бк/кг; овес – 3,0 Бк/кг; кукуруза – 1,7 Бк/кг; содержание ⁹⁰Sr: пшеница – $0,5 \div 2,4$ Бк/кг; овес – 2,7 Бк/кг; кукуруза – 0,8 Бк/кг. Содержание ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в речной рыбе, выловленной в контрольных створах г. Северска, д. Чернильщикова, п. Самусь, д. Орловка, значительно ниже допустимых уровней по СанПиН 2.3.2.1078-01 [СанПиН 2.3.2.1078-01, 2001]. Таким образом, основной вклад в техногенное загрязнение вносят изотопы глобального происхождения, из «местных» радионуклидов отмечены в зоне наблюдения и ССЗ короткоживущие изотопы, и в ССЗ следы долгоживущих изотопов.

Таблица 3.77 - Предотвращенная доза и затраты на защитные мероприятия

| Мероприятие | Объем работ | Предотвращенная доза S_A , чел.-мЗв | Затраты X_c , млн.руб. (в ценах 1993г.) | X_c/S_A | |
|---|---|---------------------------------------|---|----------------------------------|------------------------------------|
| | | | | млрд.руб (чел.-Зв) ⁻¹ | млн. долл. (чел.-Зв) ⁻¹ |
| Дезактивация населенного пункта | 376 т грунта и снега, 1,25 га дезактивированной площади | 1,2 | 4,6 | 3,8 | 3,5 |
| Временный вывоз детей | 18 детей в течение 2,5 мес. | 2,5 | 10,0 | 4,0 | 3,6 |
| Закупка местной мясной продукции | 20 т живого веса | 0,01 | 48,0 | 4800 | 4400 |
| Снабжение привозными овощами | Картофель 27,5 т, овощи и фрукты 13,1 т | 0,18 | 11,3 | 628 | 571 |
| Снабжение привозными кормами личных хозяйств | Комбикорм 4,5 т, картофель 403 т, сенаж 12,0т | 0,025 | 81,1 | 3244 | 2950 |
| Временное прекращение сельскохозяйственной деятельности и снабжение привозными кормами СП «Сибиряк» | Пашня - 642 га, пастбище - 72 га комбикорм - 1000 т | 0,36 | 61,0 | 169 | 154 |
| В среднем | | | | 50,5 | 46 |
| ВСЕГО | | 4,275 | 216 | | |

Радиоактивные отходы

На территории комбината расположены несколько десятков хранилищ жидких (ЖРО) и твердых радиоактивных отходов (РАО), являющихся потенциально опасными объектами. Суммарная активность отходов, хранящихся в них, оценивается в 4,6 ЭБк. Определенную опасность представляет хранение на территории комбината на открытых площадках отвалного гексафторида урана. Потенциальную опасность представляет также подземное захоронение ЖРО (общая активность около 14,8 ЭБк в водоносных горизонтах на глубине 280÷400 м. На комбинате также хранится несколько тысяч контейнеров делящихся материалов, полученных из войсковых частей [Экологический, 2012].

3.6.2 Оценка дозы облучения населения

До остановки ядерных реакторов, в период 2000-2008 гг., доза облучения критической группы населения (рыбаки, д. Чернильшиково на границе санитарно-защитной зоны СХК) за счет потребления речной рыбы могла составлять 0,24 мЗв/год [Лунева и др., 2012]. Основной вклад в эту дозу вносили ³²P – 40 %, ⁶⁵Zn – 23 %, ¹³⁷Cs – 14 %, ²³⁹Np – 13 %, ²⁴Na – 10 %. После остановки последнего ядерного реактора доза облучения населения от потребления местной рыбы из Чернильшиковской протоки уменьшилась в 1600 раз и составляет 0,15 мкЗв/год. Основной вклад в эту дозу облучения вносит ¹³⁷Cs, примерно 85 %.

Согласно расчетным оценкам доза планируемого облучения населения от штатных выбросов стронция-90 и суммы альфа-излучающих радионуклидов СХК в настоящее время не превышает $1,5 \cdot 10^{-8}$ Зв/год, что существенно ниже уровня пренебрежимого радиационного риска.

3.6.3 Оценка дозы облучения референтных организмов биоты

Для оценки радиозоологического воздействия СХК были выбраны референтные организмы водных и наземных животных [Лунева, 2014]: придонные рыбы, моллюски, лягушки, мыши, дождевые черви. Расчеты мощности дозы на референтные организмы производились по методике [Рекомендации, 2015; ICRP, 2008].

В качестве исходных использовались данные радиационного мониторинга за 2000–2014 гг. [Росгидромет, 2001–2015], а также результаты радиозоологического обследования [Никитин и др., 2010; Nikitin et al., 2012]. В связи с тем, что в 2008 г. на комбинате был остановлен последний реактор, анализируемый период был разделен на два – 2000–2008 гг. и 2009–14 гг., т.е. до и после остановки реактора, соответственно. Анализ данных радиационного мониторинга р. Ромашка и Чернильщиковой протоки показал, что в период до остановки последнего реактора набор радионуклидов был шире, чем в 2009–2014 гг. После остановки последнего реактора СХК в компонентах речной экосистемы практически не регистрировались короткоживущие радионуклиды.

При оценках мощности дозы облучения речной биоты учитывались следующие радионуклиды: ^3H , ^{24}Na , ^{32}P , ^{46}Sc , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{152}Eu , ^{239}Np , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$. Содержание ^{32}P в речной воде оценивалось расчетным путем.

Согласно расчетным оценкам дозовые нагрузки на биоту р. Ромашка в течение изучаемых периодов были на порядок выше, чем для Чернильщиковой протоки, таблица 3.78.

В 2000–2008 гг. основная доля в суммарной мощности дозы на референтные виды биоты изучаемых водных объектов приходилась на внутреннее облучение, обусловленное содержащимся в воде ^{32}P (вклад радионуклида в данный вид облучения составлял 80–90%, оставшаяся доля в основном приходилась на ^{24}Na) [Лунева, 2014].

Таблица 3.78 – Оценки мощности дозы облучения гидробионтов р. Ромашка и Чернильщиковой протоки в 2000–2014 гг., мГр/сут (в скобках приведены доверительные интервалы)

| Вид | р. Ромашка | Чернильщикова протока |
|----------------|---|---|
| 2000–2008 гг. | | |
| Рыба придонная | $2,0 \cdot 10^{-1}$ (1,3–2,5) 10^{-1} | $4,2 \cdot 10^{-2}$ (2,7–5,6) 10^{-2} |
| Моллюски | $1,8 \cdot 10^{-1}$ (1,2–2,4) 10^{-1} | $4,1 \cdot 10^{-2}$ (2,7–5,4) 10^{-2} |
| 2009–2014 гг. | | |
| Рыба придонная | $8,8 \cdot 10^{-4}$ (4,1–14) 10^{-4} | $1,4 \cdot 10^{-4}$ (1,0–1,5) 10^{-4} |
| Моллюски | $7,1 \cdot 10^{-4}$ (1,7–13) 10^{-4} | $1,3 \cdot 10^{-4}$ (0,5–2,0) 10^{-4} |

После остановки последнего реактора СХК дозовые нагрузки на речную биоту значительно снизились (на 2–3 порядка). В 2009–2014 гг. основной вклад в суммарную мощность дозы облучения референтных гидробионтов вносило внешнее облучение, обусловленное накопленными в донных отложениях ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{152}Eu .

Из представленных выше оценок следует, что мощности дозы облучения референтных организмов даже в период повышенных дозовых нагрузок были ниже величины БУОБ (1 мГр/сут для рыбы и 10 мГр/сут для моллюсков) [ICRP, 2008; Рекомендации, 2015]. В настоящее время дозовые нагрузки на водную биоту в районе СХК на три-пять порядков ниже БУОБ.

Дозовые нагрузки на наземную биоту в районе д. Чернильщиково в 2000–2008 гг. были на порядок выше, чем в 2009–2014 гг. (таблица 3.79). Большой вклад в суммарную мощность дозы в 2000–2008 гг. вносило внешнее облучение, обусловленное ^{60}Co и ^{65}Zn [Лунева, 2014]. Следует отметить, что в этом районе отбор проб в указанный период проводился вблизи от воды, в связи с чем в почве присутствовали короткоживущие радионуклиды, наряду с долгоживущими радионуклидами.

Дозовые нагрузки на наземную биоту в районе д. Георгиевка (ЗН) как до, так и после остановки реактора находились на одном уровне, и значительно не отличались от дозовых нагрузок на наземные организмы в районе с. Первомайское (на границе 100-км зоны). Суммарные расчетные величины на референтные виды животных в д. Чернильщиково после остановки последнего реактора были на уровне ЗН и 100-км зоны.

Таблица 3.79 – Расчетные значения мощности дозы облучения референтных организмов наземной биоты в районе д. Чернильщиково, мГр/сут

| Вид биоты | 2000–2008 гг. | | 2009–2014 гг. | |
|----------------|---------------------|----------------------------|---------------------|----------------------------|
| | Значение | Доверительный интервал | Значение | Доверительный интервал |
| Лягушка | $5,6 \cdot 10^{-4}$ | $(1,5–12,9) \cdot 10^{-4}$ | $6,0 \cdot 10^{-5}$ | $(0,9–10,5) \cdot 10^{-5}$ |
| Мышь | $0,8 \cdot 10^{-3}$ | $(0,2–1,6) \cdot 10^{-3}$ | $1,9 \cdot 10^{-4}$ | $(0,3–3,3) \cdot 10^{-4}$ |
| Дождевой червь | $1,4 \cdot 10^{-3}$ | $(0,4–3,4) \cdot 10^{-3}$ | $1,0 \cdot 10^{-4}$ | $(0,2–1,7) \cdot 10^{-4}$ |

В 2000-2008 гг. дозовые нагрузки на наземную биоту были значительно ниже по сравнению с речной биотой. В настоящее время после остановки последнего ядерного реактора СХК мощности дозы облучения наземных и водных организмов сопоставимы, и на 3-5 порядков ниже БУОБ.

В целом, можно сделать вывод, что в настоящее время штатные выбросы и сбросы радиоактивных веществ СХК не оказывают значимого воздействия на дозы облучения населения и объекты окружающей среды вне площадки комбината.

3.7 Оценка воздействия на окружающую среду Горно-химического комбината

Горно-химический комбинат (ГХК) — Федеральное Государственное унитарное предприятие в составе государственной корпорации Росатом был создан в 1950 году для производства оружейного изотопа плутония в форме диоксида. Скупое, но точное определение. За этими словами 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 этого комбината — 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, Рисунок 3.90 [Скала, 2010].



Рисунок 3.90 – Фото из книги [Скала, 2010]

Первое упоминание о заводе можно найти в Протоколе № 65 Специального комитета от 19 июня 1948 г., 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 (тт. Ванников, Первухин, Махнев, Вознесенский, Завенягин, Берия)

1. Поручить тт. Ванникову (созыв), Первухину, Александрову А. П., Завенягину и Борисову в двухнедельный срок подготовить и согласовать с т. Курчатовым 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».

[Атомный проект СССР, том II, книга 1, стр. 293].

Вопрос о строительстве предприятий дублеров еще не раз рассматривался на заседаниях Специального комитета, но официальным днём 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, рисунок 3.91.

С целью укрытия от воздушного нападения, основные производства предприятия предписывалось строить под землей, в скальных породах, с заглублением не менее 200-230 метров над потолком сооружений.

В августе 1961 года утверждается открытое наименование комбината № 815 — Горно-химический комбинат (ГХК).

Горно-химический комбинат — уникальное подземное предприятие, не имеющее аналогов в мировой практике. Общий объем вынутого грунта более чем вдвое превышает объем пирамиды Хеопса. Решение о подземном расположении предприятия сыграло огромную роль в обеспечении естественных экологических барьеров.

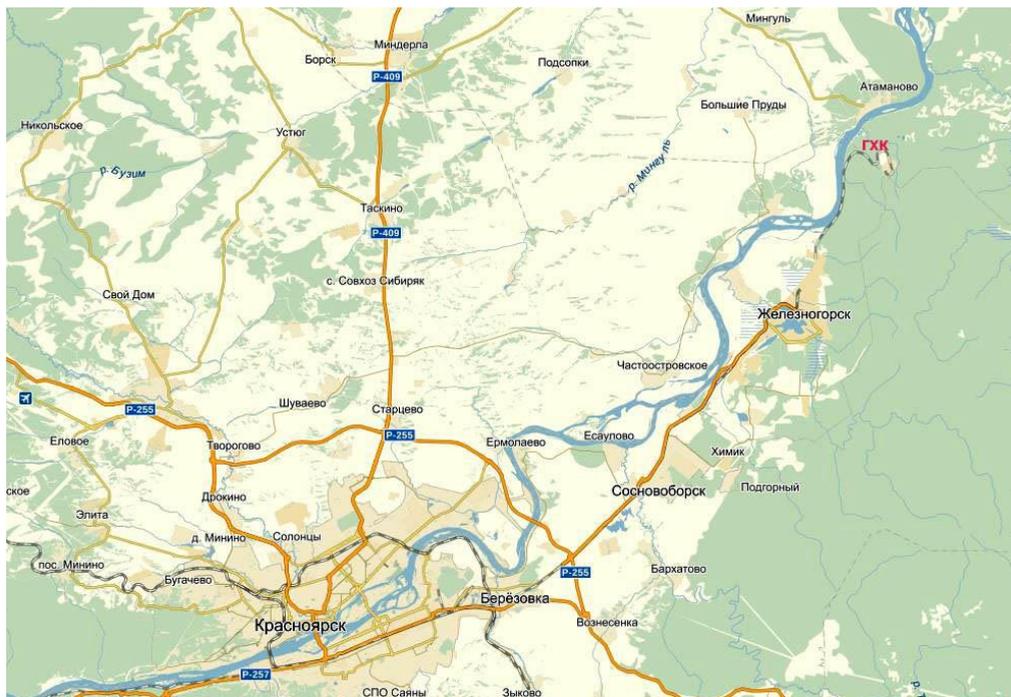


Рисунок 3.91 - Расположение ГХК относительно других географических объектов

В июне 1950 года приказом Первого главного управления (ПГУ) 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 ОКБМ его имени). Первому промышленному реактору был присвоен индекс ЛБ-120 (ЛБ — Лаврентий Берия, 120 взято от условного наименования плутония — теллур-120), который, по известным причинам, был заменен индексом ОК-120 (ОК — особая конструкция, закрытое наименование — реактор «АД») [Скала, 2010].

Физ. пуск первого реактора был произведен 19 августа 1958, 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 г. 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 г. введено в эксплуатацию хранилище твердых РАО. До этого такие отходы помещались в могильники, расположенные рядом с реакторами [Проблемы, 2012].

«Обогащительная фабрика», как тогда назывался радиохимический завод (РЗ), предназначение которой — переработка 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 г. в составе цепочки объектов цех № 1, цех № 2, цех № 3, цех № 4, цех № 5. Пуск РЗ на реальном продукте (ОСУБ) состоялся 20 апреля 1964 года, в следующем месяце была выпущена первая товарная продукция, а в ноябре этого же года технологическая схема завода вышла на проектную производительность. Цех № 4 предназначался для обращения

и утилизации жидких радиоактивных отходов высокого и среднего уровня активности, образующихся при переработке ОСУБ. Принимаемые жидкие радиоактивные отходы (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 накапливались в емкостях-хранилищах.

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 жидких радиоактивных отходов среднего уровня активности. В 1967 году вводится в эксплуатацию полигон «Северный» для приема и глубинного захоронения в первый горизонт (глубина 350÷500 м) жидких радиоактивных отходов 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 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 отработанного ядерного топлива (завода РТ-2).

В то время в СССР возобладали концепция о строительстве 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 радиоактивных отходов, 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 рисунке 3.92.

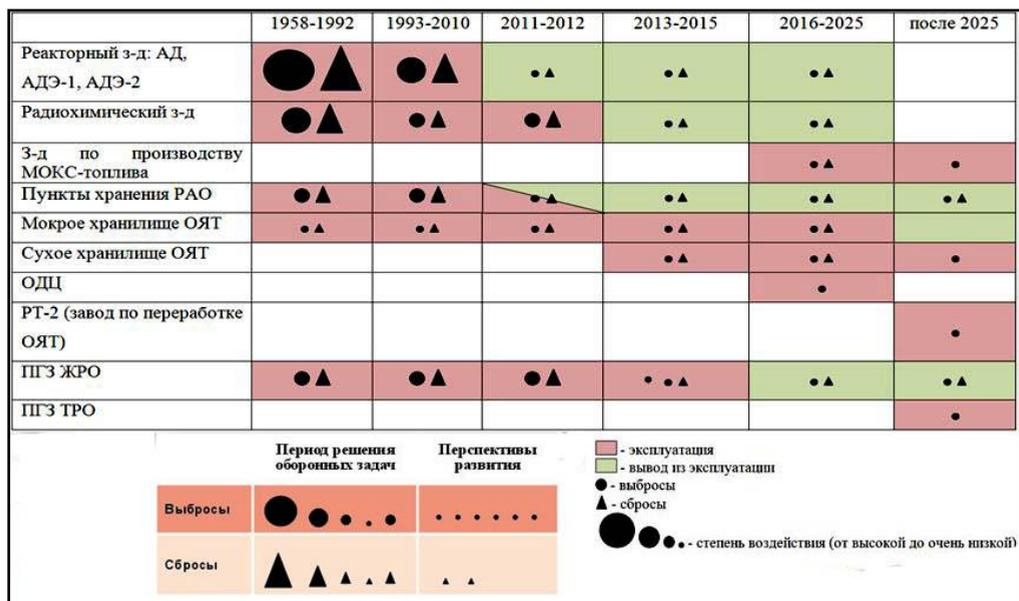


Рисунок 3.92 - Этапы развития и радиоэкологического воздействия ГХК

Некоторые экологические параметры района размещения ГХК

ГХК занимает площадь около 360 км² вдоль берега реки [Славская, 2005]. Площадь промплощадки с СЗЗ составляет 56 км². Размеры и границы СЗЗ комбината учитывают преобладание западных и юго-западных ветров. Санитарно-защитная зона вытянута с юго-запада на северо-восток в виде овала протяженностью 17 км, рисунок 3.93.

В 20-км зоне наблюдения комбината проживает около 92 тыс. человек. Основная часть населения проживает в городе Железногорске. Остальные населенные пункты 20-км зоны расположены, в основном, на левом берегу р. Енисей и представляют в большинстве случаев сельскохозяйственные отделения совхозов Сухобузимского, Березовского и Емельяновского районов Красноярского края. Ближайшими к комбинату населенными пунктами являются: с. Атаманово с населением ~ 2000 человек (расположено на границе СЗЗ на левом берегу р. Енисей в 6 км ниже по течению реки от места выпуска сбросных вод комбината) и д. Большой Балчуг²⁴ с населением 130 человек (расположена на правом берегу р. Енисей в 16 км ниже по течению реки от места выпуска сбросных вод).

Динамика численности населения Железногорска представлена на рисунке 3.94.

²⁴ На отдельных картах и в ряде работ название села пишется как «Большой Бальчуг»

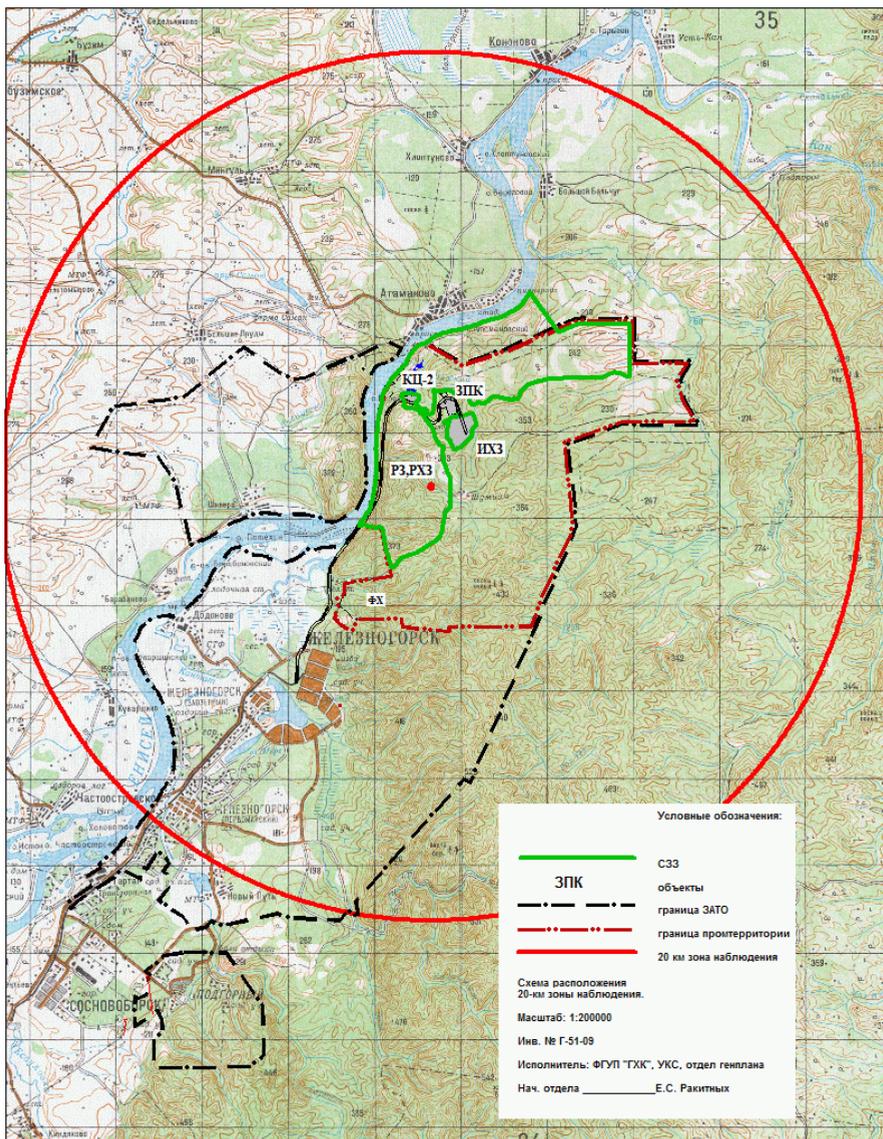


Рисунок 3.93 - Границы ЗАТО, промышленной площадки, санитарно-защитной зоны и зоны наблюдения

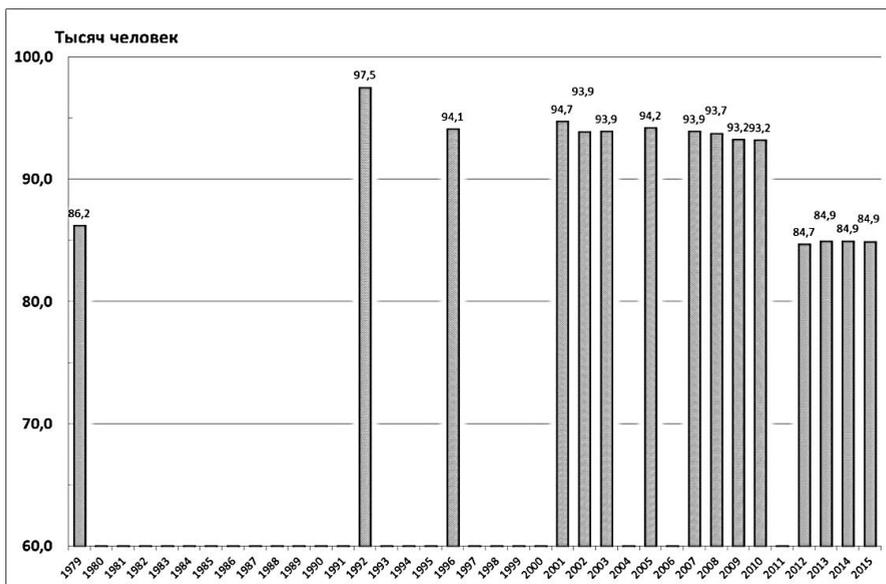


Рисунок 3.94 - Динамика численности населения г. Железногорска

Для Красноярского края актуальна проблема демографического кризиса, охватившего всю страну, начиная с 1990 г. Только в последние годы положение дел несколько изменилось в лучшую сторону. Динамика рождаемости и смертности за последние 45 лет представлена на рисунке 3.95.

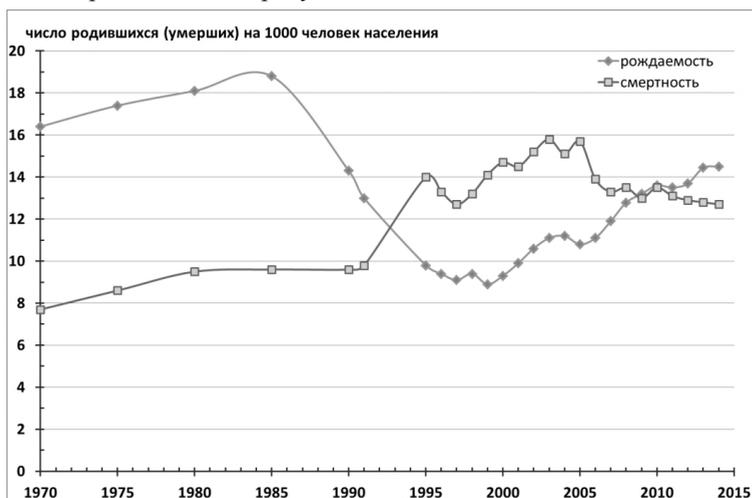


Рисунок 3.95 - - Динамика рождаемости и смертности в Красноярском крае

Климат в районе расположения ГХК континентальный с морозной зимой и жарким летом с малым количеством осадков. Среднегодовая температура — $-6,5^{\circ}\text{C}$; среднегодовое количество осадков — 465 мм.

Леса края на 88 % состоят из хвойных пород. В лесах распространены: лиственница, ель и пихта, около 12 % древостоя приходится на сосну обыкновенную и более 9 % — на сибирский кедр.

В реках края водится около тридцати видов промысловых рыб: осётр, стерлядь, таймень, хариус, сиг и другие.

В перечень животных, занесенных в Красную книгу края 2011 года, включен 141 вид животных, в их числе: 89 – птиц, 25 – млекопитающих, 4 – рыб, 3 – земноводных, 1 – пресмыкающихся, 1 – моллюск и 18 видов насекомых [Красная, 2012].

Красноярский край в последние годы по уровню смертности, скорректированной на средний возраст населения страны, относится к числу неблагополучных регионов, занимая 61 место среди субъектов РФ. Экологическая обстановка, обусловленная деятельностью предприятий, не может быть признана удовлетворительной. Основной ущерб здоровью связан с влиянием нерадиационных неканцерогенных «классических» загрязнителей атмосферного воздуха и воды. Индивидуальные риски возникновения онкозаболеваний, связанные с загрязнением химическими канцерогенами городского воздуха и питьевой воды, в ряде населенных пунктов превышают уровень приемлемого риска, установленный Роспотребнадзором [Арутюнян и др., 2014, 2015].

3.7.1 Влияние ГХК на радиационную обстановку в регионе

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 (объект 262/1).

Охлаждающая вода, которая подавалась в технологические каналы (ТК) реактора, отводилась через специально построенный тоннель, а на земле вдоль берега Енисея проложены стальные трубопроводы диаметром 1400 мм. По ним охлаждающая вода поступала в специальный бассейн емкостью 350 000 м³. После многочасового отстоя вода через рассеивающий выпуск сбрасывалась в реку Енисей. Выдержка была необходима для распада короткоживущих изотопов и осаждения взвесей, имеющихся в охлаждающей воде.

Поскольку радиоактивность охлаждающей воды более чем на 80 % обуславливалась короткоживущими изотопами (например, у натрия-24 период полураспада составляет всего 15 часов), в 1968 году сброс охлаждающей воды был напрямую переведен в Енисей (выпуск № 2), однако в случае повышения активности реактор должен был останавливаться, и сброс воды с него переводился в специальный аварийный бассейн емкостью 200 000 м³. Впоследствии такая вода подлежала переработке на очистных сооружениях, после чего сбрасывалась в реку [Скала, 2010].

Кроме охлаждающей воды на реакторе образовывалась вода, загрязненная долгоживущими изотопами. Такая вода по отдельному трубопроводу подавалась на очистные сооружения, которые были сданы в эксплуатацию еще до пуска реактора.

В период эксплуатации первых реакторов с 1958 по 1992 г. информация о выбросах и сбросах в открытой печати 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.

С 1992 г. некоторые обобщенные данные радиационного контроля, полученные в лаборатории радиозоологического мониторинга радиозоологического центра ГХК (ЛРЭМ РЦ ГХК) стали публиковаться в Ежегодниках НПО «Тайфун» Росгидромета [Радиационная, 1992; Росгидромет, 1994-2015].

Основными задачами Радиозоологического центра являлись организация и проведение контроля сбросов и выбросов ГХК, обусловленных деятельностью следующих производств:

- реакторного производства, в том числе атомной электростанции и подразделения

водовоздухоснабжения;

- радиохимического завода по переработке облучённых стандартных урановых блоков;

- изотопно-химического завода по переработке радиоактивных отходов реакторного и радиохимического заводов (цех № 1) и хранению отработавших тепловыделяющих сборок с энергетических атомных электростанций (цех № 2);

- станций теплоснабжения на органическом топливе (котельные № 1 и № 2) по выработке пара для производственных нужд и снабжения города теплом и горячей водой.

В отчетах ЛРЭМ РЦ ГХК ежегодно приводились результаты контроля по:

- выбросам радионуклидов и ВХВ в атмосферу;
- содержанию радионуклидов и ВХВ в сбросных водах;
- содержанию радионуклидов в приземном слое атмосферы, атмосферных выпадениях, снежном покрове, воде водных объектов, источниках водоснабжения, донных отложениях, почве, растительности, пищевых продуктах;
- влиянию хранилищ жидких и твердых радиоактивных отходов на загрязнение объектов окружающей среды;
- радиационной обстановки на местности.

Выбросы радионуклидов в атмосферу

Общая оценка радиационной обстановки до остановки в 1992 г. реакторов АД и АДЭ-1 на территории комбината при работе всех его основных объектов характеризовалась следующими показателями [Проект, 2003; Росгидромет, 1992]:

- количество радионуклидов в выбросах комбината было ниже действующих 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 [Росгидромет, 2006-2008].

В последующие годы ситуация оставалась стабильной, при неуклонном снижении выбросов, хотя информирование о численных величинах в открытой печати публиковалась нерегулярно. Сравнительная характеристика выбросов при работе всех трех реакторов (1991 год) и АДЭ-2 (1999 г) приведена в таблице 3.81.

Таблица 3.81 - Газоаэрозольные выбросы ГХК в 1991 и 1999 гг. [Проект, 2003]

| № п/п | Наименование радионуклидов | ПДВ | ДВ | Фактический выброс радионуклидов в атмосферу | |
|-------------------|----------------------------|--------|------|--|----------|
| | | | | 1991 год | 1999 год |
| 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 |
| 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 |

Примечание: в графах 3,4 показаны величины ПДВ и ДВ, выданные Минприроды 29.12.94 г. № 4.

*) при работе 4-х реакторов на площадке Саванна-Ривер в США, выбросы ^{41}Ar в период с 1959 по 1963 годы составляли 15÷17 тысяч ТБк/год [Radioactivity, 2005].

Динамика выбросов ^{60}Co и ^{137}Cs двух экологически значимых радионуклидов представлена на рисунке 3.96. На этом рисунке приведены данные по выбросам отдельных радионуклидов и в период работы всех трех реакторов (1991 год). Как видно из рисунка 3.96 в этот год выбросы были лишь незначительно выше выбросов за 1994 год.

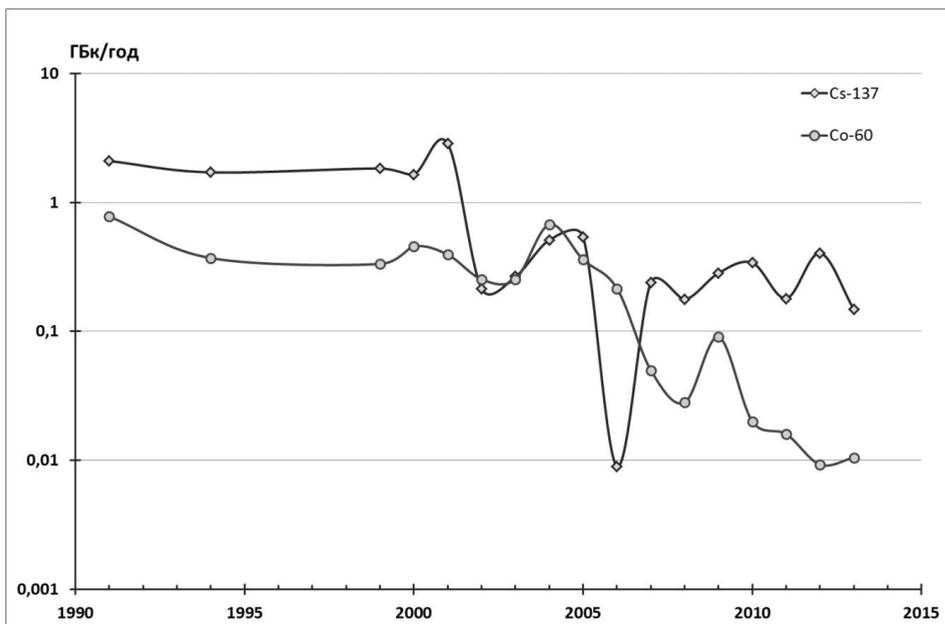


Рисунок 3.96 - Динамика годовых выбросов ^{137}Cs и ^{60}Co Горно-химического комбината

Выбросы ^{131}I , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{90}Sr 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. Если говорить о пищевой цепочке, то здесь безоговорочный лидер – фосфор-32.

Общую картину выбросов при эксплуатации последнего реактора АДЭ-2 дают данные, приведенные в таблице 3.82 [Росгидромет, 2002-2012].

С 2004 года для источников выбросов ГХК применяются новые более жесткие данные расчетов 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 3.82.

Таблица 3.82 - Мощность газоаerosольных выбросов радионуклидов в атмосферу на ГХК в период 2001-2011 гг., 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 |
| \sum 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 |
| \sum 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, ГБк/год | | 359 | 415 | 1910 | 2030 | 1790 | 1890 | 2000 | 1570 | 593 | | | 1700 | 7530 |

Согласно расчетным оценкам суммарная доза планируемого облучения населения от выбросов ГХК в 2011-2014 гг. составляла $1,1 \cdot \text{мкЗв/год}$, что ниже величины дозы, соответствующей пренебрежимому радиационному риску по [НРБ-99/2009]. Основной вклад в эту дозу вносит потребление продуктов питания, а из радионуклидов ^{90}Sr .

После остановки последнего реактора основной вклад в величину суммарного выброса вносили выбросы радиохимического производства.

Выброс радионуклидов в атмосферу до июля 2013 года осуществлялся в соответствии с «Разрешением на допустимые пределы (нормативы) выброса радиоактивных веществ в атмосферу» № 58 от 08.09.2003, выданным Управлением экологической безопасности Министерства природных ресурсов Российской Федерации, с июля 2013 года действует Разрешение на выбросы радиоактивных веществ в окружающую среду №8/2013 от 26.06.2013 г., выданное МТУ Ростехнадзора Сибири и Дальнего Востока. [ГХК, 2015].

Анализ величин сбросов и выбросов с ГХК показывает, что по величине активности наиболее важных дозообразующих нуклидов мощность сбросов на один-два порядка выше величин выбросов. Именно радиоактивные сбросы комбината стали главным фактором радиационного воздействия на человека и объекты окружающей среды [Вакуловский и др., 1994; Vakulovsky et al., 1995; Вакуловский, 2008; Оценка, 2008-2010].

Уже через год после пуска первого проточного реактора было проведено обследование радиационной обстановки в пойме Енисея. [Оценка, 2008]. Результаты, выполненной в 1959 г. самолетной гамма-съёмки, до настоящего времени не опубликованы, по-видимому, 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. В дальнейшем подобные исследования были ограничены в какой-то степени из-за соблюдения режима секретности.

По существу, впервые радиоактивный след от деятельности ГХК был обнаружен летом 1971 г. 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 кБк/м^2 , что в то время в 4÷8 раз превышало уровни загрязнения, обусловленного глобальными выпадениями. В 1972-73 гг. после обнаружения в донных осадках устья Енисея ^{65}Zn и ^{137}Cs была вновь предпринята аэрогамма-съёмка поймы реки, которая выявила самую крупную на тот период в СССР тысячекилометровую полосу загрязнения ^{137}Cs [Радиационное, 1999; Вакуловский, 2013].

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 г. В.Г. Хижняк — автор обзора «О радиационной обстановке в пойме р. Енисей», подготовленного в Красноярской инспекции по радиационной безопасности в 1993 г., ссылается на девять несекретных отчётов, основанных на материалах, полученных разными организациями в период с 1988 по 1992 гг. [Хижняк, 1993].

В последующие годы внимание к состоянию объектов окружающей среды вокруг комбината оставалось устойчивым, появились публикации в открытой печати, посвященные отдельным исследованиям [Вакуловский и др., 1994; Хижняк, 1995; Жидков, 1996; Носов, Мартынова, 1996, 1997; Крышев, 1996а, 1996б; Крышев, Рязанцев, 2000; Линник и др., 2000; Сухоруков и др., 2000], а комплексная оценка радиационной

обстановки, связанная с деятельностью ГХК, систематизировалась в ежегодниках НПО «Тайфун» [Радиационная, 1992; Росгидромет, 1994-2014].

Обзор ряда предшествующих исследований был выполнен в НИР «Оценка современных доз техногенного облучения жителей населенных пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК» [Оценка, 2008]. Отдельные исследования были выполнены в рамках федеральной целевой программы «Ядерная и радиационная безопасность». Интересная работа, подводящая итог 4-х летним измерениям содержания радионуклидов в объектах окружающей среды, представлена в заключительном отчете ФГУП «Госцентр "Природа"» [Определение, 2012].

Многолетние сбросы долгоживущих радионуклидов привели к загрязнению ими донных отложений и ряда участков почвы поймы. В пробах почвы поймы обнаружены «горячие» частицы, обладающие более высокой активностью (до 29 МБк на частицу) по сравнению с обычными частицами почвы [Болсуновский и др., 1998, 2000; Гритченко и Кузнецов, 2001; Bolsunovsky, 2009]. 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.

Основными техногенными радионуклидами, формирующими повышенные значения мощности дозы внешнего облучения на берегах Енисея, являлись сравнительно долгоживущие изотопы ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{152}Eu и ^{154}Eu , накопление которых шло с начала эксплуатации первого реактора. Кроме того, свой вклад в загрязнение пойменных отложений вносили более короткоживущие ^{46}Sc , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{65}Zn , ^{144}Ce , ^{134}Cs и ^{155}Eu , отражающие в большей мере текущие сбросы. Автор обзора [Хижняк, 1993] на основании данных, приведенных в изученных им отчётах, называет семь наиболее проблемных участков на правом берегу. К их числу относятся участки:

- от точки сброса загрязнённых вод ГХК до д. Б. Балчуг (80...101 км),
- перед впадением р. Кан (106...108 км),
- в районах населённых пунктов Предивинск, Покровка, Момотово, Савино и Стрелка.

На левом берегу указывается ещё на восемь участков, в том числе, в районах населённых пунктов от с. Нахвальское до с. Павловщина, Галанино, Казачинское, Каргино, Широкий Лог, Абалаково, Ярцево и Воргово.

Наконец, к числу наиболее загрязнённых территорий относятся многочисленные острова – от Атамановского до Усть-Тунгусских.

Несмотря на регулярное обнаружение техногенных радионуклидов далеко за пределами ГХК, уровни воздействия дополнительного облучения населения в регионе оставались на всем протяжении исследований в пределах установленных гигиенических нормативов. Так, согласно оценке радиационно-гигиенической обстановки в береговой полосе населенных пунктов Атаманово, Хлопуново, Кононово и Павловщина, а также в береговой полосе села Юкseeво и районный пос. Предивинск, сёл Галанино, Казачинское, Момотово, ситуация с существующим облучением населения признана в последние годы благополучной [Оценка, 2008- 2010].

По сути, значимое влияние техногенного фактора на формирование дозовых нагрузок на население, проживающее в сфере влияния ГХК, до настоящего времени не выявлено. Тем не менее, остается актуальным (с научной и социальной точек зрения)

вопрос о корректной оценке возможных дозовых нагрузок на население за весь период эксплуатации ГХК.

Сбросы радионуклидов в открытые поверхностные водоёмы

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. Красноярск) [Проект, 2003]. С августа 1993 года сброс воды, загрязнённой радионуклидами, производился на глубине около одного метра от поверхности воды в 50...100 м от правого берега на расстоянии 85,5 км от г. Красноярск по лоцманской карте [Доклад, 1993]. Сброс этой воды для снижения активности за счёт короткоживущих радионуклидов (натрий-24, кремний-31, марганец-56 и др.) предварительно осуществляется в бассейн выдержки. Размеры и форма бассейна таковы, что поступающая в него вода за 2-е суток проходила через него и затем через рассеивающий выпуск сбрасывалась в р. Енисей (выпуск № 2а). За счёт изменения схемы сброса в целом суммарный сброс активности радионуклидов в р. Енисей удалось снизить более чем в 300 раз.

Струя воды, содержащая радиоактивные элементы, более тёплая сравнительно с температурой воды Енисея, прослеживается на значительном расстоянии по течению реки. До устья р. Кан она приближена к правому берегу. Воды р. Кан отжимают её к середине Енисея. Правосторонний сброс обусловил большее загрязнение правого берега Енисея, рисунок 3.97 [Носов и др., 1993].

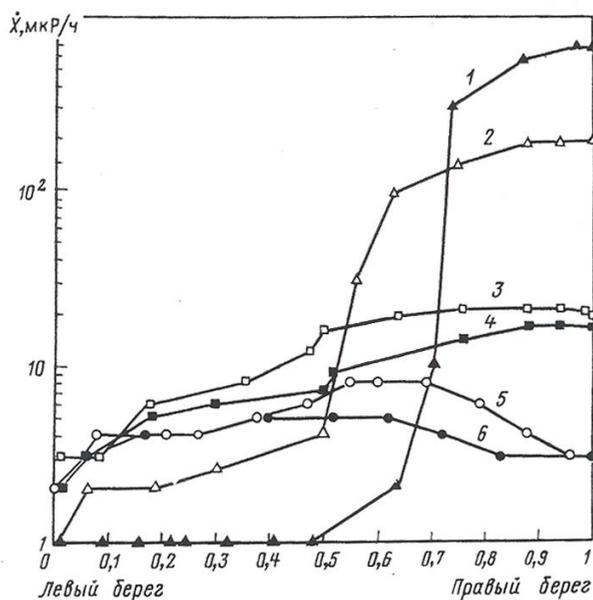


Рисунок 3.97 - Распределение мощности дозы γ -излучения воды в поперечном сечении Енисея на расстоянии 0,15 (1), 3 (2), 16 (3), 25 (4), 57 (5), 104 км (6) от места сброса [Носов и др., 1993]

Радиоактивное загрязнение островов и береговой полосы определяется не столько объёмной активностью радионуклидов в сбросных водах, которая всегда была меньше нормативной, сколько процессами адсорбции радионуклидов и седиментации взвешенных форм в местах замедленного течения реки [Мартынова, Носов, 1995]. Схематическая карта реки, место выпуска сбросных вод (№ 2а), а также точек отбора проб представлена на рисунке 3.98.

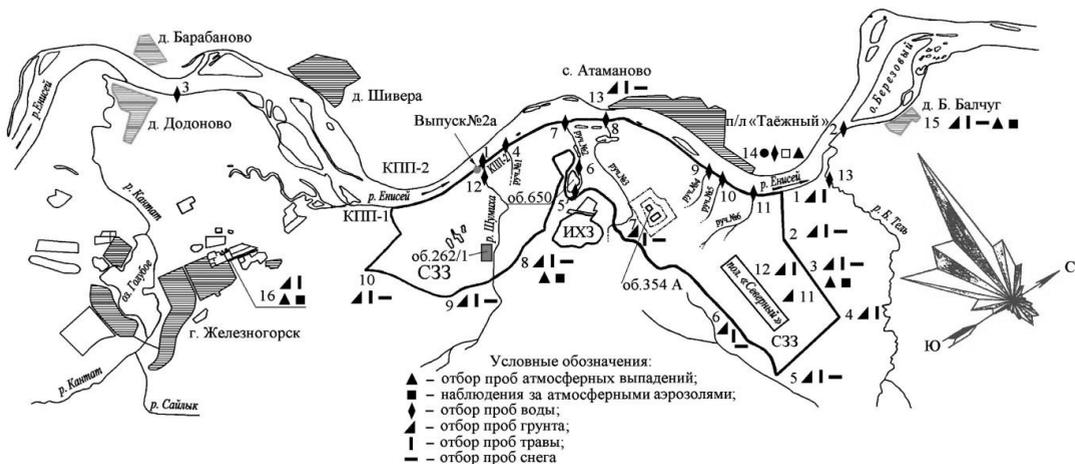


Рисунок 3.98 – С33 и зона наблюдения ГХК, места отбора проб внешней среды

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 3.83 приведены для сравнения сбросы до остановки реактора через выпуск № 2 в 1991 г. и через выпуск № 2а в 1999 г. [Проект, 2003]. В этой же таблице приведены значения установленных в тот период предельно допустимых сбросов и допустимых сбросов с предприятия.

Таблица 3.83 - Сброс радионуклидов в сумме по всем выпускам ГХК в р. Енисей за 1991 и 1999 годы [Проект, 2003]

| Радионуклид | ПДС, ТБк/год | ДС, ТБк/год | Сброс радионуклидов по всем выпускам в реку Енисей, ТБк/год | |
|----------------------------|-----------------|----------------|---|----------|
| | | | 1991 год | 1999 год |
| Натрий-24 | 15614 | 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 | 37000 | - | 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 ПДС, выданные Минприроды 29.12.94 г. № 3.

После 1993 г. 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 пошли резко на убыль. В этот период подробные данные о сбросах публикуются в ежегодниках Росгидромета. В обобщенном виде сбросы за 11 лет представлены в таблице 3.84.

Таблица 3.84 – Мощность сбросов радионуклидов в открытую гидросеть с ГХК, ГБк/год

| Нуклид | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|
| ²⁴ Na | 67600 | 64200 | 65900 | 69700 | 62400 | 58600 | 61000 | 66200 | 45800 | 12300 | - |
| ³² P | 9210 | 7870 | 8380 | 13200 | 11100 | 11000 | 8410 | 8210 | 7350 | 3520 | - |
| ⁴⁶ Sc | 59 | 54 | 51 | 44 | 45 | 52 | 56 | 46 | 35 | 22 | - |
| ⁵¹ Cr | 1160 | 1280 | 1010 | 1500 | 1030 | 1060 | 914 | 903 | 558 | 257 | - |
| ⁵⁴ Mn | 3,6 | 3,3 | 3,7 | 4,8 | 3,7 | 4,0 | 2,7 | 2,2 | 2,2 | 1,2 | - |
| ⁵⁸ Co | 18 | 16 | 18 | 31 | 17 | 16 | 8 | 6 | 6 | 4 | - |
| ⁵⁹ Fe | 37 | 39 | 37 | 31 | 31 | 37 | 40 | 36 | 26 | 14 | - |
| ⁶⁰ Co | 45 | 43 | 46 | 69 | 47 | 51 | 38 | 40 | 32 | 17 | 9 |
| ⁶⁴ Cu | 2070 | 2040 | 1630 | 1620 | 2050 | 2210 | 2680 | 3430 | 2670 | 723 | - |
| ⁶⁵ Zn | 30 | 35 | 39 | 45 | 35 | 35 | 25 | 22 | 18 | 12 | - |
| ⁷⁶ As | 860 | 726 | 613 | 857 | 886 | 533 | 662 | 600 | 659 | 168 | - |
| ^{89,90} Sr | 13 | 11 | 8 | 1 | 21 | 9 | 16 | 11 | 13 | 6 | 32 |
| ⁹⁵ Zr | 19 | 10,8 | 5,0 | 5,2 | 5,8 | 6,8 | 7,3 | 5,4 | 4,8 | 2,7 | 0,5 |
| ⁹⁵ Nb | 19 | 0,0 | 5,4 | 5,0 | 5,0 | 7,5 | 9,1 | 5,1 | 5,3 | 2,6 | 0,7 |
| ¹⁰³ Ru | 11 | 5,3 | 5,2 | 4,1 | 4,1 | 4,9 | 4,6 | 4,0 | 3,5 | 1,8 | 0,2 |
| ¹⁰⁶ Ru | 6,6 | 11,0 | 3,1 | 5,1 | 32,2 | 2,7 | 23,5 | 7,0 | 1,1 | 27,8 | 2,8 |
| ¹²⁴ Sb | 0,2 | 0,9 | 0,7 | 0,8 | 0,8 | 0,8 | 0,7 | 0,7 | 0,74 | 0,6 | - |
| ∑ I | - | - | - | - | 35,4 | - | 27,2 | 28,9 | 20,3 | 8,7 | - |
| ¹³¹ I | 42 | 37 | 33 | 36 | - | 32 | 27 | - | - | - | - |
| ¹³⁴ Cs | 0,3 | 0,6 | 0,6 | 0,5 | 1,0 | 0,8 | 2,3 | 0,8 | 0,5 | 0,3 | 0,1 |
| ¹³⁷ Cs | 31 | 17 | 11 | 7 | 31 | 15 | 51 | 14 | 8 | 15 | 26 |
| ¹⁴⁰ Ba ¹⁴⁰ La ¹⁴¹ Ce | 51 | 31 | 32 | 27 | 30 | 35 | 23 | 25 | 19 | 9 | - |
| ¹⁴¹ Ce | 22 | 10 | 9 | 9 | 14 | 10 | 8 | 6,8 | 5,9 | 3,5 | 0,2 |
| ¹⁴⁴ Ce | 23 | 22 | 12 | 14 | 21 | 15 | 28 | 7,8 | 10 | 4,6 | 3,8 |
| ∑ Eu | - | - | - | - | - | - | 7,3 | 4,8 | 5,0 | 3,3 | 0,2 |
| ¹⁵² Eu | 5,3 | 5,4 | 4,9 | 5,1 | 6,1 | 6,5 | 6,6 | 3,8 | 4,5 | 2,8 | - |
| ¹⁵⁴ Eu | 0,5 | 0,91 | 0,7 | 0,8 | 0,8 | 0,8 | 0,7 | 0,9 | 0,6 | 0,5 | - |
| ²³⁹ Np | 4990 | 3930 | 3690 | 3680 | 3230 | 2830 | 2220 | 2020 | 2020 | 8250 | - |
| ∑α | 1,3 | - | - | - | - | - | - | 2,5 | 2,8 | 2,2 | 1,9 |

После остановки реактора АД-3 в 2010 г. наработка радионуклидов прекратилась, но в результате начала работ по консервации и выводу из строя объекта сбросы долгоживущих радионуклидов, естественно, продолжались. При этом нормативы на сброс были даже несколько скорректированы в большую сторону, по-видимому, с учетом того, что большая часть короткоживущих радионуклидов вообще перестала поступать в окружающую среду. Динамику сбросов с ГХК в различные периоды

эксплуатации реакторов иллюстрируют величины сбросов двух маркерных радионуклидов — ^{65}Zn (период полураспада 244 дня) и ^{137}Cs (период полураспада 30 лет), рисунок 3.99. В период работы всех трех реакторов и при сбросе радионуклидов через выпуск № 2 выбросы были максимальными, но ниже установленных нормативов. В последующие периоды выбросы сократились примерно на два порядка величины.

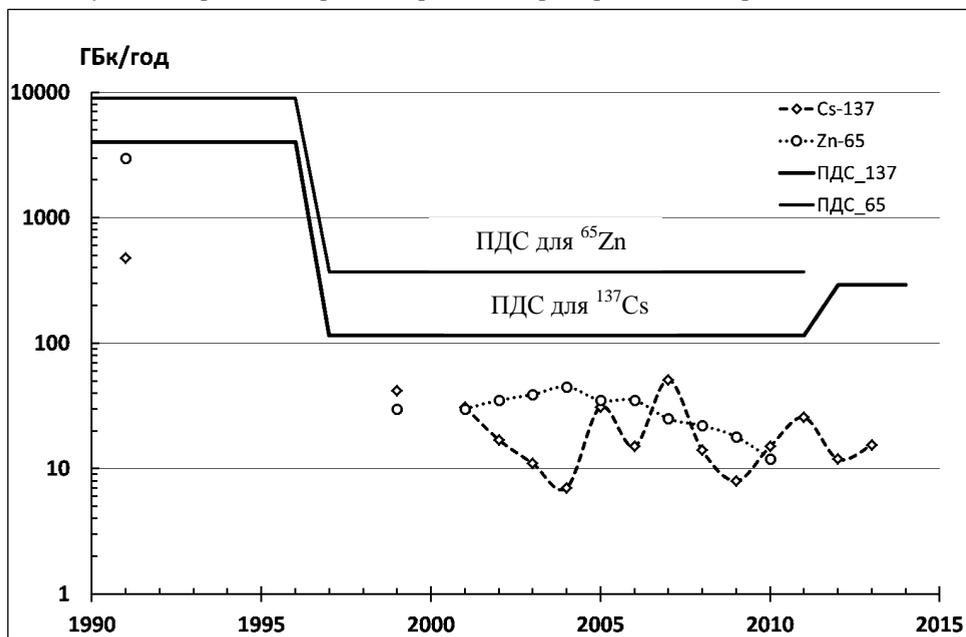


Рисунок 3.99 - Динамика сбросов реперных радионуклидов в р. Енисей при различных режимах эксплуатации предприятий ГХК

Оценка интегрального сброса ^{137}Cs приводится в работах [Хижняк, 1993; Роров et.al., 2005] и она составляет около $0,2 \pm 0,25$ ПБк за весь период эксплуатации. Исходя из годового сброса при работе всех трех реакторов в 0,5 ТБк/год (рисунок 3.100), можно грубо оценить, что общий сброс с 1959 по 1992 гг. составил не менее 15 ТБк. Эта величина близка к сбросам на площадке Саванна-Ривер, где за период работы 4-х блоков в 1954-1988 гг., было сброшено в открытую гидрологическую сеть примерно 20 ТБк ^{137}Cs [Radioactivity, 2005]. С учетом аварийных сбросов ГХК на начальной стадии работы реакторов, о которых косвенно можно судить по распределению цезия по почвенным профилям [Носов и др., 1993; Носов, Мартынова, 1997; Линник и др., 2000; Болсуновский и др., 1998, 2000; Григченко и Кузнецов, 2001; Чугуевский и др., 2010] можно полагать, что суммарный сброс ^{137}Cs за все годы работы комбината находился в пределах от 15 до 250 ТБк.

Динамика содержания ряда основных радионуклидов в воде р. Енисей в районе с. Большой Балчуг в 2000 – 2012 гг. представлена на рисунках 3.100 и 3.101 [Лунева и Крышев, 2014].

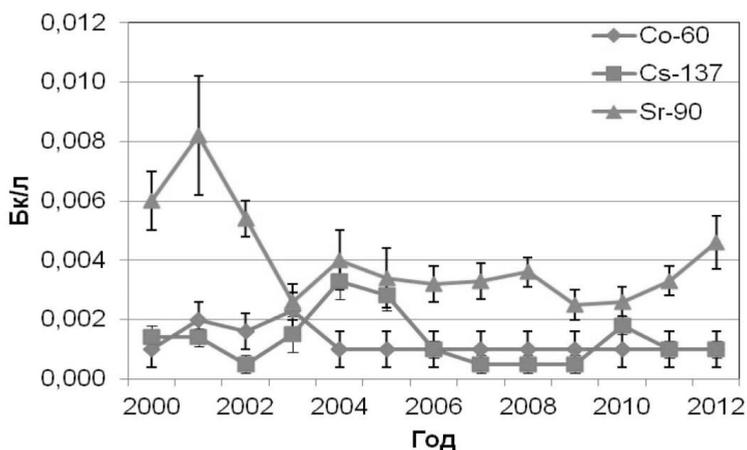


Рисунок 3.100 - Динамика содержания ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде р. Енисей в районе расположения с. Большой Балчуг в 2000-2012 гг.

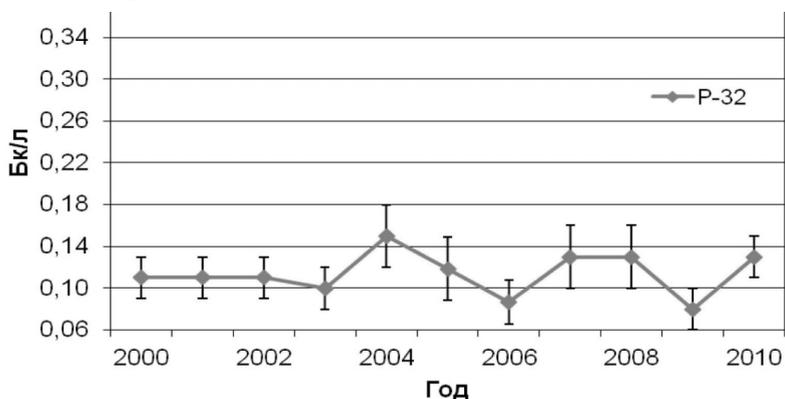


Рисунок 3.101 - Динамика содержания ^{32}P в воде р. Енисей в районе расположения с. Большой Балчуг в 2000-2012 гг.

Сбросы ^{32}P после остановки последнего реактора перестали регистрироваться. Значительная часть сброшенного в реку ^{137}Cs осела на дно и только очень незначительная доля радионуклида попала в Карское море. В среднем течении Енисея от точки сброса до впадения р. Ангара (протяженность около 500 км) ширина русла изменяется от 500 до 700 м, т.е. приблизительно только площадь дна составит не менее $3,5 \cdot 10^8 \text{ м}^2$. Предполагая, что половина сброшенного радионуклида осталась в этой части реки, можно оценить и среднюю плотность загрязнения донных отложений, которая составит примерно 30 кБк/м^2 . Эта средневзвешенная по длине реки оценка сопоставима с результатами натуральных измерений, выполненных на разных участках реки и отражающих общую картину формирования загрязнения водного бассейна, таблица 3.85 [Носов и др., 1993].

Таблица 3.85 - Концентрация радионуклидов в донных отложениях Енисея, отобранных из наиболее загрязненных мест, Бк/кг (сухая масса)

| Место отбора пробы | ⁵¹ Cr | ⁵⁴ Mn | ⁶⁰ Co | ⁶⁵ Zn | ¹³⁷ Cs | ¹⁵² Eu | ¹⁵⁴ Eu |
|--------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| пос. Атаманово | 2442 | 148 | 1813 | 444 | 1443 | 814 | 185 |
| с. Б. Балчуг | 1110 | 148 | 925 | 444 | 163 | 480 | 100 |
| пос. Кононово | 126 | 9 | 37 | 11 | 355 | 41 | 11 |
| г. Предивинск | 322 | 27 | 407 | 74 | 218 | 211 | 96 |
| пос. Казачинское | 111 | 18 | 241 | 48 | 255 | 181 | 33 |
| пос. Стрелка | 444 | 78 | 237 | 74 | 300 | 126 | 28 |
| г. Лесосибирск | 31 | 1 | 1 | 4 | 8 | 9 | 5 |
| пос. Подтесово | 29 | 3 | 6 | 5 | 27 | 2 | 3 |
| пос. Бор | 52 | 9 | 21 | 8 | 27 | 2 | 4 |

За период деятельности ГХК на р. Енисей наблюдались 2 сильных паводка: в 1966 г. и в 1988 г. с увеличением расхода вод до 21000 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.

В докладе межведомственной комиссии по оценке радиационной обстановки в районе г. Красноярска, созданной в соответствии с поручением Совета Министров СССР от 7 июля 1990 г. № ПП-23511д, указывается, что «...в 1988 г. выявлены участки с повышенным гамма-фоном:

- на островах Берёзовый (95 км), коса Казачья (265 км), Черёмуховый (330 км), Тунгусский (380 км) – МД до 100 мкР/ч (1,0 мкГр/ч);
- на затапливаемых островах – МЭД 40-70 мкР/ч (0,4÷0,7 мкГр/ч);
- ниже 140 км в пойме реки отдельные травянистые участки с МЭД до 30 мкР/ч (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 протяжённостью до 800 м с МД от 30 до 60 мкР/ч (0,3÷0,6 мкГр/ч) с отдельными пятнами до 70...100 мкР/ч (0,7÷1,0 мкГр/ч)» [Доклад, 1990б]. Аналогичные данные приводятся в Докладе межведомственной комиссии по комплексному анализу радиоэкологической, социально-экономической и санитарно-эпидемиологической обстановки в регионе города Железногорска Красноярского края [Доклад, 1993].

На правом берегу реки в районе д. Большой Балчуг в 1991 г. встречались места прибрежной территории с мощностью экспозиционной дозы до 0,6 мкГр/ч [Радиационная, 1992]. 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 [Панченко и др., 2014].

Следует отметить сложный пятнистый характер поверхностного загрязнения, сложившегося в результате многолетней миграции 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 осерёдок «Тайвань» [Сухоруков и др., 2000]. Сложный характер загрязнения почвенного покрова иллюстрируют данные по одному из разрезов. Данные

по содержанию γ -излучающих нуклидов в различных слоях представлены в таблице 3.86 [Сухоруков и др., 2000].

Таблица 3.86 - Плотность загрязнения почвы на осередке «Тайвань» радионуклидами [Сухоруков и др., 2000], 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 |

О неравномерности распределения радионуклидов по поверхности говорят и данные исследований на о. Атамановский. При максимальной плотности загрязнения ¹³⁷Cs в 3700 кБк/м², средняя по острову плотность загрязнения ¹³⁷Cs составила 85 кБк/м² [Сухоруков и др., 2000].

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 НП, расположенными в ЗН потенциально может подвергаться техногенному радиоактивному загрязнению. Именно здесь расположена Балчугская аномальная зона, выявленная по результатам экспедиционных исследований 2001...2007 гг. (рисунок 3.102 [Проведение, 2007]).

В эту зону входит заливные земли, заросшие лесом, севернее деревни, а также прибрежные части о-ва Березовый и безымянного островка, напротив деревни.

Характеристика радиационной обстановки на территории с. Б. Балчуг основана на результатах, полученных при контроле, осуществляемом в порядке государственного надзора за состоянием радиационной обстановки в 30-км зоне ГХК, а также в ходе специальных исследований [Проведение, 2007; Оценка, 2008].

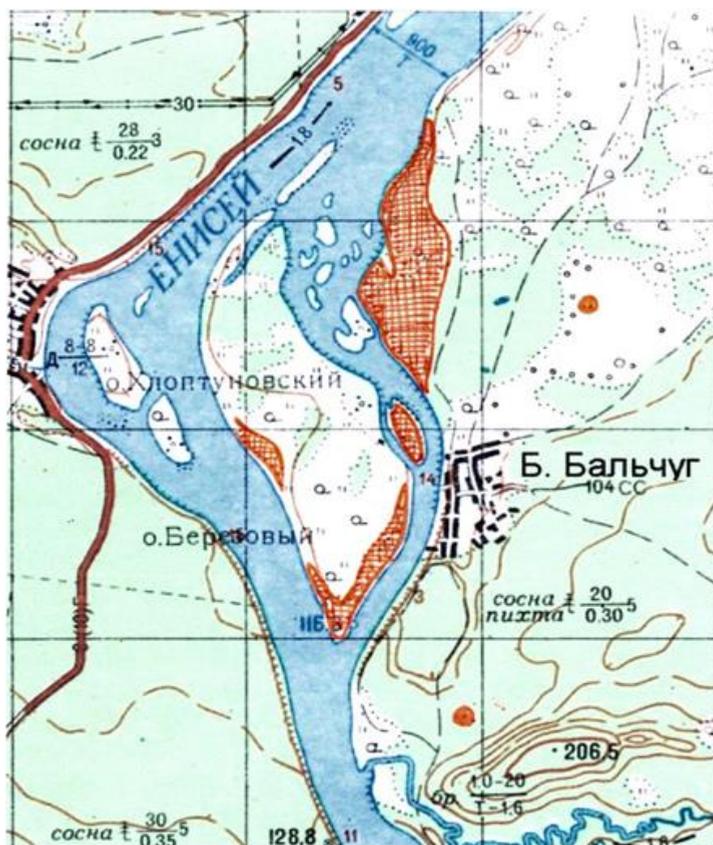


Рисунок 3.102 - Схематическая карта села Б. Балчуг (Балчугская аномальная зона выделена штриховкой), [Проведение, 2007]

3.7.2 Оценки доз существующего облучения на население

Оценки существующего облучения в сравнении с облучением населения за счет влияния сбросов с ГХК наиболее наглядно можно провести для населенных пунктов расположенных наиболее близко к комбинату.

Значения γ -фона на территории жилой зоны села Б. Балчуг варьируют в пределах от 0,08 до 0,14 мкЗв/ч и в среднем равны $0,10 \pm 0,01$ мкЗв/час. Средние значения концентрации ^{137}Cs в почве составляют $11,5 \pm 3,5$ Бк/кг. Такая ситуация характерна для большинства территорий РФ.

Гамма-фон на протяжении большей части береговой полосы, ограниченной околицами села, изменяется в пределах от 0,10 до 0,46 мкЗв/час при среднем значении $0,24 \pm 0,05$ мкЗв/час.

На берегу было выявлено не менее восьми локальных участков, в пределах которых значения мощности дозы (МД), измеренные на высоте 1 м, превышали 0,30 мкЗв/час. В пробах почво-грунтов, отобранных в точках с аномально высокими значениями гамма-фона, превышающими 0,30 мкЗв/ч, максимальная концентрации ^{137}Cs составляла 23500 ± 2350 Бк/кг, а концентрация изотопов плутония ($^{239,240}\text{Pu}$) — $36,0 \pm 4,3$ Бк/кг. Полученная в пробе концентрация не отражает даже среднюю величину в

данной точке, поскольку расчетная МД примерно в 20 раз выше измеренных значений МД. Результаты измерения гамма-фона на береговой полосе по двум профилям протяжённостью по 2 000 м привели к практически одинаковым значениям для каждого профиля – $0,20 \pm 0,01$ и $0,23 \pm 0,01$ мкЗв/час [Проведение, 2007; Оценка, 2008]. Это означает, что либо отобранный образец почвы залегал достаточно глубоко, т.е. был сформирован достаточно давно и затем покрылся толстым слоем новых относительно чистых наносов, либо объем пробы был неrepresentativen для дальнейшего анализа радиационных параметров.

Оценки дозовых нагрузок, были выполнены для типичного образа жизни сельчан и для критической группы. Средние дозы внешнего облучения жителей Б. Балчуга составили 0,65 мЗв/год, из которых только 0,011 мЗв/год (1,7 %) можно отнести за счет техногенного загрязнения береговой зоны. Для критической группы вклад в дозу внешнего облучения техногенного загрязнения может возрасти в 5 раз по сравнению с типичным поведением и составит 0,053 мЗв/год. Тем не менее, полная доза внешнего облучения вырастет незначительно и составит 0,69 мЗв/год, т.е. вырастет на 6 % [Оценка, 2008].

Полная доза существующего облучения жителей с. Б Балчуг (без дозы медицинское облучения) была оценена специалистами Федерального государственного учреждения здравоохранения «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», таблица 3.87.

Таблица 3.87 - Оценка существующего облучения для жителей села Б. Балчуг [Оценка, 2008]

| Виды и источники облучения | Индивидуальная среднегодовая доза, мЗв/год | | | |
|---|--|-------------|--------------------|-------------|
| | Контрольная группа | | Критическая группа | |
| | Полная | за счёт ГХК | Полная | за счёт ТРЗ |
| Внешнее облучение: | | | | |
| – природные источники, включая глобальное техногенное загрязнение | 0,64 | | 0,64 | |
| – техногенные источники, связанные с деятельностью ГХК | 0,011 | 0,011 | 0,053 | 0,053 |
| Внутреннее облучение: | | | | |
| – радон и его ДПР | 3,07 | – | 3,07 | – |
| – ⁴⁰ К в организме | 0,17 | – | 0,17 | – |
| – остальные природные радионуклиды | 0,12 | | 0,12 | |
| – техногенные радионуклиды в продуктах питания | 0,045 | 0,045 | 0,058 | 0,058 |
| Итого | 4,07 | 0,056 | 4,16 | 0,11 |

Значения оцененных доз существующего облучения в 2007 г. составили, таким образом, 4,1 - 4,2 мЗв/год. На этом фоне оцененное значение в 0,11 мЗв/год, инструментально не может быть зафиксировано, а само расчетное значение существенно меньше вариабельности природного фона. Исследования, проведенные ранее в 2005 и 2007 гг., дали более высокие оценки среднегодовой дозы техногенного облучения жителей села Б. Балчуг: 0,44 мЗв/год для 2005 г. и 0,27 мЗв/год для 2007 г. Можно предположить, что оценка техногенного вклада в дозу жителей села с каждым годом становилась всё корректнее, и последняя оценка представляет собой наиболее достоверную величину [Оценка, 2010].

Вариабельность природного фона, оцениваемая в рамках радиационно-гигиенической паспортизации территорий Российской Федерации существенно выше 1 мЗв/год [Результаты, 2003-2012]. На рисунке 3.103 приведены данные, относящиеся к

населению Красноярского края из радиационно-гигиенических паспортов РФ и собственно краевых.

Полученные оценки доз облучения за год для населения села Б. Балчуг находятся в диапазоне типичных дозовых нагрузок, на фоне которых вклад техногенного облучения достоверно выделить невозможно.

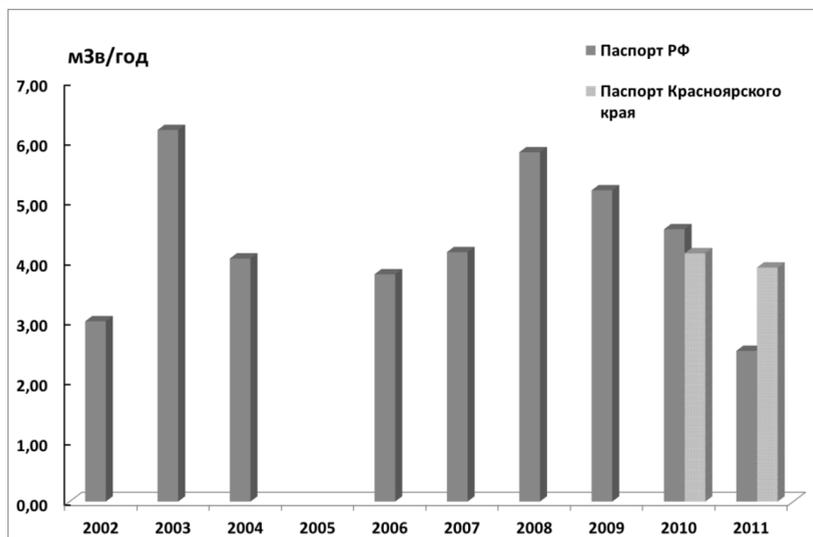


Рисунок 3.103 - Значения средних дозовых нагрузок на население Красноярского края от природного фона из радиационно-гигиенических паспортов РФ и Красноярского края за ряд лет

В 2009 г. специалисты Центра гигиены исследовали радиационную обстановку в с. Юкеево (492 жителя в 2014 г.) и пос. Предивинск (1521 житель в 2013 г.), выполнив НИР по теме «Оценка современных доз техногенного облучения жителей населённых пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК на участке реки от 60 до 140 км от места сброса ГХК» [Оценка, 2009]. 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 [Оценка, 2009].

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, обусловленный техногенным радиоактивным загрязнением, связанным с деятельностью ГХК, равен 0,06 и 0,03 мЗв/год для критической и контрольной групп населения соответственно [Оценка, 2009].

В 2010 г. детальные исследования были проведены в сёлах Казачинское (население 3627 человек в 2014 г., рисунок 3.104) и Момотово (734 жителя в 2015 г.), расположенные на противоположных берегах Енисея практически на одном расстоянии (~ 180 км) от места сброса жидких отходов ГХК.

В период с 2000 по 2010 гг. 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, [Оценка, 2010].

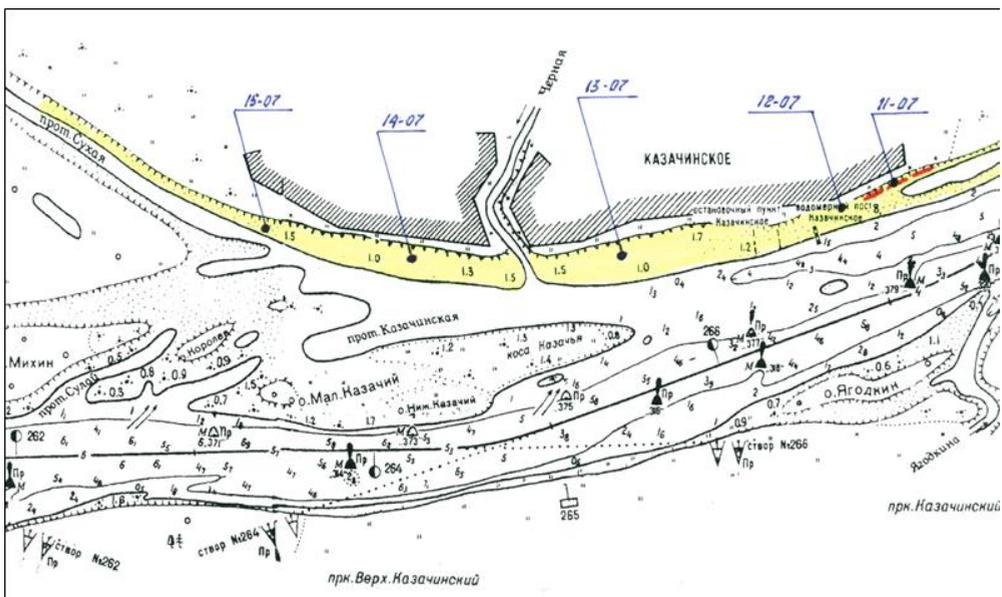


Рисунок 3.104 – Расположение с. Казачинское на берегу Енисея и места отбора проб

Примечание: выносными линиями обозначены места отбора проб почвы на берегу Енисея, желтым цветом выделены площадь территории исследований

В результате исследований, выполненных в 2007 г. [Проведение, 2007], в новом обследовании подтверждено наличие цепочки слабых локальных аномалий с размерами $2 \dots 3 \times 10 \dots 25$ м, вытянутой вдоль берега на протяжении до 380...400 м в пределах селитебной территории. Локальные аномалии находятся на высоте 3,5...4,0 м от уреза воды в основании уступа, расположенного на границе низкой и высокой поймы. Аномалии обнаруживаются только по результатам измерения МД на поверхности почвогрунтов, значения которых достигают 0,20...0,25 мкГр/ч.

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, то есть соответствовала уровню глобального загрязнения территории края. Доза внешнего облучения для критической группы (которая больше других проводит время на берегу) составил 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, приведёнными в МУ 2.6.1.1088-02, значение ЭРОА приняли равным среднемировому значению ЭРОА радона в приземном слое атмосферного воздуха, то есть $6,5$ 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 учёта 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 [Оценка, 2010].

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 [Оценка, 2010].

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 [Проведение, 2007], рисунок 3.105. 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 отобранных у с. Момотово пробах составляло 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/м³ (при максимуме – 35 Бк/м³).

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.

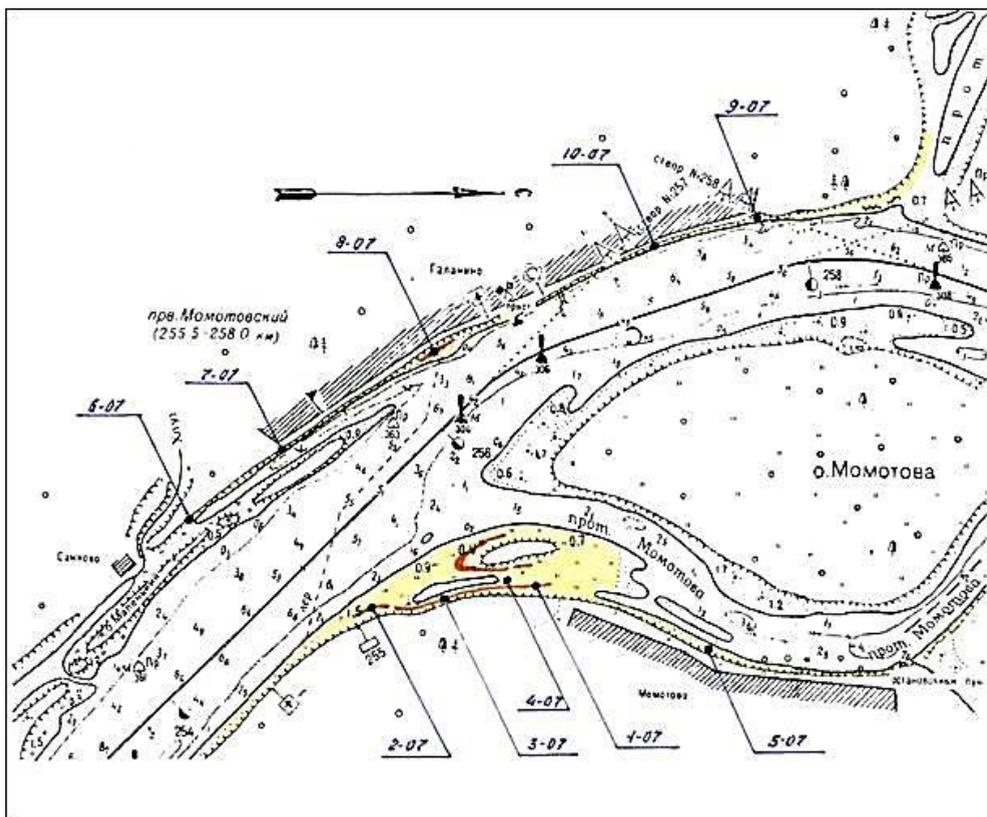


Рисунок 3.105 - Расположение с. Момотово на берегу Енисея и места отбора проб

Примечание: выносными линиями обозначены места отбора проб почвы на берегу Енисея, желтым цветом выделены площадь исследований, красным — наиболее загрязненные участки [Оценка, 2010]

Среднегодовая доза облучения критической группы населения с. Момотово (без учёта медицинского облучения) равна 2,46 мЗв/год, в том числе доза, обусловленная техногенным радиоактивным загрязнением, связанным с деятельностью ГХК – 0,07 мЗв/год [Оценка, 2010].

Среднегодовая доза облучения контрольной группы населения с. Момотово равна 2,45 мЗв/год, в том числе доза, обусловленная техногенным радиоактивным загрязнением, связанным с деятельностью ГХК – 0,043 мЗв/год [Оценка, 2010].

Оцененные дозы облучения жителей двух сел почти вдвое меньше средней дозы, которую получают жители Красноярского края (без медицинского облучения), рисунок 3.104. При такой вариабельности доз облучения полученные оценки техногенного облучения, обусловленные деятельностью ГХК, малы и не могут приниматься в расчет при эпидемиологическом анализе.

Определенный интерес представляют оценки накопленных дозовых нагрузок, обусловленных техногенным фактором за весь период работы ГХК. В ряде исследований [Крышев, Сазыкина, 2009; Крышев, Рязанцев, 2010; Popov et al., 2002] были реконструированы дозы техногенного облучения населения, проживающего на берегах р. Енисей, в период с 1959 по 1991 г. и после остановки проточных реакторов в 1992 г. Результаты оценки дозы, выполненной в рамках международного проекта RADSITE [Popov et al., 2002] и дополненные более поздними оценками, приведены в таблице 3.88.

Таблица 3.88 - Накопленная индивидуальная эффективная доза населения, проживающего в прибрежных населенных пунктах, за период деятельности ГХК с 1959 по 2015 год [Роров et al., 2002; Оценка, 2010].

| 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 |

Основной вклад в формирование дозы вносило потребление енисейской рыбы, загрязненной ³²P. Консервативные оценки дозовых нагрузок за счет потребления рыбы приведены в таблице 3.89 [Роров et al., 2002].

Таблица 3.89 - Дозы внутреннего облучения за счет потребления рыбы в 1962-1991 гг.

| 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.

Начиная с 1993 г., после вывода из эксплуатации двух прямооточных реакторов годовые дозы внутреннего облучения населения, проживающего на удалении до 30 км от места сброса, за счет потребления рыбы не превышала 0,02 мЗв/год [Крышев, Рязанцев, 2010; Роров et al., 2002].

Таким образом, максимальные дополнительные нагрузки, которые могли получить жители, проживающие на берегу р. Енисей 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 год находились в диапазоне от 170 до 350 мЗв.

К оценке существующего облучения следует добавить исследования, направленные на выявление природных аномалий в 100 км зоне ГХК [Лопатин и др., 1997; Оценка, 2008]. 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/час. В 100 км зоне были обнаружено 15 точек, где мощность дозы превышала 4 мкГр/час; 34 точки с мощностью в пределах от 1,5 до 4 мкГр/час и 241 точка с мощностью дозы до 1,54 мкГр/час [Лопатин и др., 1997]. 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 оказывают малое влияние на формирование доз внешнего облучения.

Гораздо большее значение имеют выходы радона в местах размещения жилых поселений. Здесь также отмечается большая неравномерность. Наиболее изученное с разных сторон село Атаманово, с территории которого видны трубы ГХК. Основные дозы облучения населения этого села формируются за счёт радиоактивного газа радона, и для отдельных жителей достигают 20±30 мЗв/год [Оценка, 2008]. Это измеренные

значения и как легко увидеть, годовая доза от радона сопоставима по величине с техногенной дозой, полученной за жизнь.

Доза от радона и ДПР на сегодняшний день является определяющей в изменчивости общего облучения населения рассматриваемого региона. Вклад техногенного облучения, обусловленного деятельностью ГХК на протяжении всего периода эксплуатации не превысил 10 % от дозы, получаемой населением за жизнь без учета медицинского облучения.

В настоящее же время дополнительное техногенное облучение, обусловленное деятельностью ГХК, несоизмеримо мало по сравнению с естественным фоном.

Система мониторинга вокруг ГХК

Как уже отмечалось мониторинг радиационной обстановки вокруг ГХК велся с момента пуска первого реактора и по мере роста комбината развивалась и система наблюдений за радиационной обстановкой.

В 2012 году мониторинг мощности эквивалентной дозы внешнего гамма-излучения проводился системой АСКРО ГХК. Система состоит из 11 постов контроля и двух информационно-управляющих центров.

Пост контроля состоит из устройства детектирования УДРГ-50 и устройства сбора и передачи данных (УСПД).

В состав ИУЦ входит контроллер каналов связи и сервер АСКРО, обеспечивающий сбор, обработку и хранение данных по измерениям, поступающим с постов контроля, а также передачу данных в Ситуационно-кризисный центр Росатома.

Посты контроля размещены на местности на расстояниях от источника выбросов (об.262/1) от 4 до 28 км с учетом расположения населенных пунктов, наличия коммутируемой телефонной линии и сетевого питания ~220 В (рисунок 3.106).

Пост контроля производит измерения МЭД гамма-излучения с экспозицией 512 с (~ 9 мин). Результаты, усредненные за год по ряду постов приведены в таблице 3.90.

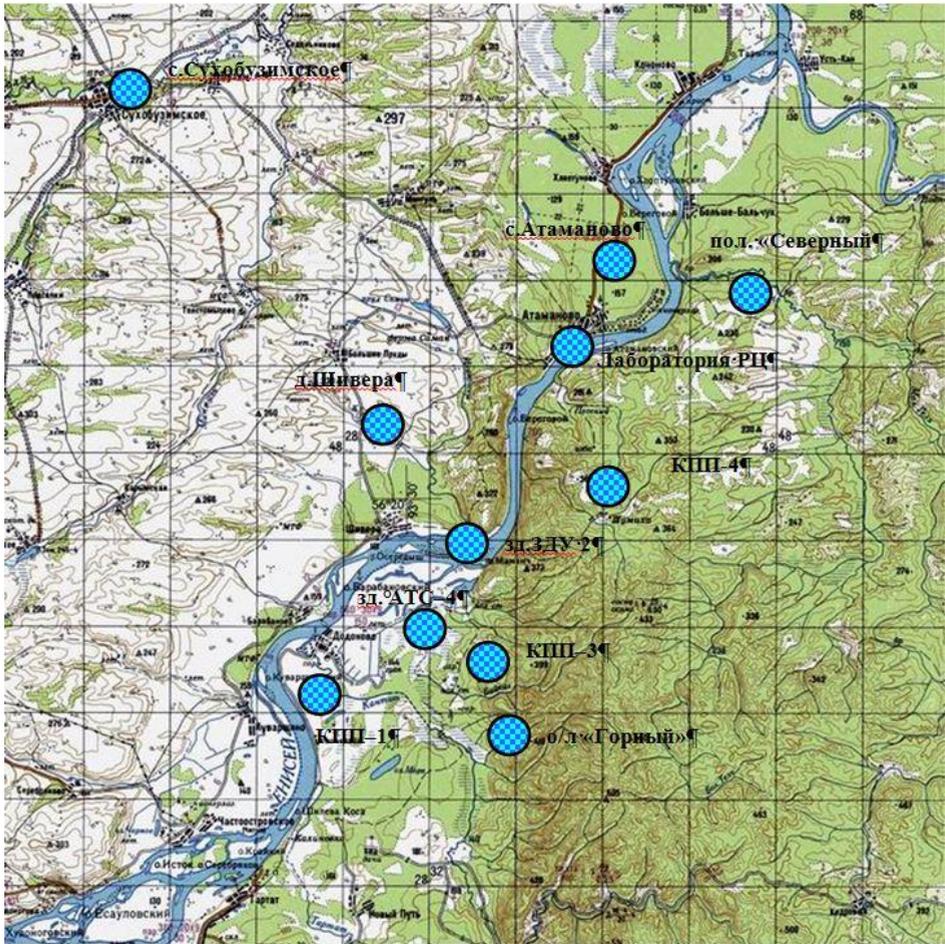


Рисунок 3.106 - Размещение постов контроля АСКРО ГХК [Отчет, 2013]

Таблица 3.90 - Значения МЭД гамма-излучения в 2011 и 2012 гг., мкЗв/ч

| № поста | Место расположения | Направление от источника выбросов | Расстояние от источника выбросов, км | 2012 г. | | 2011 г. |
|---------|---------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|---------|-------|---------|
| | | | | сред. | макс. | сред. |
| 1 | ЛРЭМ РЦ | север | 4,5 | 0,11 | 0,19 | 0,11 |
| 2 | с. Атаманово | север | 8 | 0,09 | 0,12 | 0,10 |
| 3 | о/л «Горный» | юг | 18 | 0,12 | 0,14 | 0,12 |
| 4 | КПП-1 | юго-запад | 22 | 0,12 | 0,15 | 0,13 |
| 5 | КПП-3 | юг | 14 | 0,10 | 0,13 | 0,10 |
| 6 | КПП-4 | юго-запад | 4 | 0,11 | 0,16 | 0,11 |
| 8 | с. Сухобузимское | северо-запад | 28 | 0,12 | 0,15 | 0,13 |
| 9 | п. «Северный» | северо-восток | 10 | 0,14 | 0,17 | 0,14 |
| 10 | п. Шивера | запад | 9 | 0,12 | 0,13 | 0,12 |
| 11 | зд.№2 ЗДУ, г. Железнодорожск | юго-запад | 10 | 0,14 | 0,16 | 0,14 |
| 12 | зд.АТС-4, г. Железнодорожск | юго-запад | 14 | 0,10 | 0,14 | 0,10 |

Сброс радионуклидов в реку Енисей все последние годы осуществлялся по двум выпускам 2а и 4.

В связи с остановкой реактора АДЭ-2 в апреле 2010 года сброс большинства радионуклидов прекращен. Регулярные наблюдения за сбросами и уровнями загрязнения поверхностных водоемов, осуществляемые ЛРЭК, производятся в точках сброса сточных вод и водозабора, а также в ближайших окрестностях, рисунок 3.107.



Рисунок 3.107 - Схема размещения мест забора водных ресурсов из р. Енисей и сброса сточных вод с их нумерацией

До июля 2013 года сброс радионуклидов со сточными водами предприятия осуществлялся в соответствии с «Разрешением на сброс радионуклидов в природные водные объекты со сточными водами Горно-химического комбината» № 3 от 29.12.1994, выданным Департаментом научно-технического обеспечения экологической безопасности Минприроды России, с июля 2013 действует Разрешение на сбросы радиоактивных веществ в окружающую среду № 9/2013 от 12.07.2013, выданное МТУ Ростехнадзора Сибири и Дальнего Востока.

Среднегодовые значения удельных активностей стронция-90 и цезия-137 в сточной воде не превышали уровня вмешательства $УВ_{\text{вода}}$ согласно НРБ–99/2009.

3.7.3 Оценки доз облучения биоты

Оценки дозы на биоту в регионе ГХК производились по методам [Рекомендации, 2015; ICRP, 2008; UNSCEAR, 2011]. 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 [Крышев, 2007; Крышев, Рязанцев, 2010; Лунева, 2014]. В рамках равновесных моделей преимущественно использовались местные данные о факторах накопления радионуклидов в объектах биоты, а в случае их отсутствия литературные данные [Рекомендации, 2015; IAEA, 2001; ICRP, 2009].

В таблице 3.91 представлены результаты расчетов мощности дозы внутреннего облучения биоты Енисей в ближней зоне ГХК [Крышев, 2007]. Максимальные мощности дозы имели место в 1975 – 1980 и варьировали от 0,049 мГр/сут (хищная рыба) до 0,17 мГр/сут (моллюски). Эти уровни были выше природного фона, который для организмов Енисей оценён в 0,002 – 0,01 мГр/сут, однако значительно ниже безопасного уровня годового облучения референтного вида биоты (БУОБ). Главный вклад во внутреннее облучение биоты Енисей вносил ^{32}P (до 95%).

Таблица 3.91 - Оценки среднегодовых доз внутреннего облучения биоты Енисей

| 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 ± 0,0019 | 0,025 ± 0,011 | 0,14 ± 0,07 |
| 1987 – 1992 | 0,031 ± 0,014 | 0,016 ± 0,008 | 0,10 ± 0,05 |
| 1993 – 2000 | 0,0009 ± 0,0004 | 0,0007 ± 0,0003 | 0,003 ± 0,014 |
| БУОБ | 1 | 1 | 10 |

Рассмотрим более детально оценки дозы на биоту для современного периода 2000–2014 гг. (таблица 3.92). Для оценки радиоэкологического воздействия ГХК были выбраны следующие пункты – район д. Большой Балчуг – ближайший населенный пункт к комбинату в зоне наблюдения (ЗН) объекта (находится на правом берегу р. Енисей в 16 км ниже по течению реки от места выпуска сбросных вод), и район д. Додоново, где проводятся ежегодно фоновые измерения содержания радионуклидов в воде р. Енисей [Лунева, Крышев, 2014]. Изучаемый период был разбит на два – до (2000–2010 гг.) и после (2011–2014 гг.) остановки последнего реактора ГХК.

Таблица 3.92 – Оценки мощности дозы облучения гидробионтов р. Енисей в регионе ГХК в 2000–2014 гг., мГр/сут (в скобках приведены доверительные интервалы)

| Гидробионт | Район деревни Большой Балчуг (16 км от ГХК) | Район деревни Додоново (фоновый пункт наблюдений) |
|----------------|--|--|
| 2000–2010 гг. | | |
| Рыба придонная | $3,2 \cdot 10^{-3}$ (2,7–3,7) 10^{-3} | $3,8 \cdot 10^{-5}$ (2,0–5,7) 10^{-5} |
| Моллюски | $3,2 \cdot 10^{-3}$ (2,9–3,5) 10^{-3} | $1,8 \cdot 10^{-5}$ (1,2–2,5) 10^{-5} |
| 2011–2014 гг. | | |
| Рыба придонная | $1,2 \cdot 10^{-4}$ (0,5–1,7) 10^{-4} | $2,6 \cdot 10^{-5}$ (2,0–3,4) 10^{-5} |
| Моллюски | $1,0 \cdot 10^{-4}$ (0,5–1,6) 10^{-4} | $1,5 \cdot 10^{-5}$ (1,2–2,1) 10^{-5} |

Анализ данных по содержанию радиоактивных элементов в воде р. Енисей вблизи ГХК (д. Большой Балчуг), показал, что основной вклад в объемную активность в 2000–2010 гг. вносили такие радионуклиды, как ^{24}Na , ^{32}P , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs . В 2011–2014 гг. в воде регистрировали в основном ^{90}Sr ($0,0033 \pm 0,0005$ Бк/л), объемные активности остальных радионуклидов были ниже предела обнаружения.

В 2000–2010 гг. основной вклад в суммарную дозу гидробионтов вносило внутреннее облучение, обусловленное содержащимся в воде ^{32}P , обладающим наибольшим коэффициентом накопления в референтных организмах. Вклад ^{32}P во внутреннюю дозу составлял около 70 %, почти вся оставшаяся доля приходилась на ^{24}Na [Лунева, 2014]. По сравнению с максимальными дозовыми нагрузками (таблица 3.91)

мощности дозы облучения в 2000-2010 гг. уменьшились для рыбы в 15 раз, для моллюсков – в 50 раз.

В 2011–2014 гг. основной вклад в суммарную дозу облучения вносила внешняя доза, обусловленная накопленными в донных отложениях ^{60}Co и ^{137}Cs . В связи с выводом из эксплуатации последнего реактора весной 2010 г. дозовые нагрузки на референтные виды речной биоты снизились и в 2011–2014 гг. были на 2 порядка ниже, чем в 2000–2010 гг. В фоновом пункте наблюдений мощности дозы облучения гидробионтов в 2000-2010 гг. были на два порядка ниже, а в 2011-2014 гг. на порядок ниже мощности дозы в ближней зоне ГХК.

Оценки мощности дозы облучения референтных организмов наземной биоты в регионе ГХК представлены в таблице 3.93. Расчеты проводились для пункта в ближней зоне наблюдений (д. Большой Балчуг) и в контрольном пункте фоновых наблюдений (в районе п. Емельяново, 70 км западнее ГХК).

Таблица 3.93 – Оценки мощности дозы облучения референтных организмов наземной биоты в регионе ГХК в 2000–2014 гг., мкГр/сут (в скобках приведены доверительные интервалы)

| Референтные организмы | Район д. Большой Балчуг (16 км от ГХК) | Район п. Емельяново (фоновый пункт наблюдений, 70 км от ГХК) |
|-----------------------|---|--|
| 2000–2010 гг. | | |
| Мыши | 0,60 (0,48–0,75) | 0,53 (0,34–0,71) |
| Улитки | 0,13 (0,10–0,16) | 0,11 (0,07–0,15) |
| Дождевые черви | 0,31 (0,24–0,38) | 0,27 (0,18–0,37) |
| 2011–2014 гг. | | |
| Мыши | 0,50 (0,44–0,58) | 0,41 (0,34–0,46) |
| Улитки | 0,10 (0,08–0,13) | 0,09 (0,07–0,11) |
| Дождевые черви | 0,25 (0,21–0,30) | 0,20 (0,16–0,23) |

Согласно расчетным оценкам мощности дозы облучения референтных наземных животных не отличаются значимо для двух периодов наблюдений (2000-2010 гг. и 2011-2014 гг.), а также для районов д. Большой Балчуг и п. Емельяново, т.е. находятся на уровне фоновых значений, не испытывая значимого радиационного влияния ГХК. При этом дозовые нагрузки на наземную биоту значительно ниже, чем на гидробионтов реки Енисей. Однако и для речной биоты, испытывающей более высокие дозовые нагрузки по сравнению с природным фоном, мощности дозы облучения значительно ниже БУОБ во все периоды деятельности ГХК.

3.8 Короткое заключение к главе 3

Рассмотрена радиационная обстановка в районах расположения базовых предприятий атомной отрасли. Объективные данные анализа показывают, что радиоэкологическая безопасность всюду обеспечена в полной мере и для человека и для биоты. Есть ли проблемы? Да, они остаются, в какой-то мере в области нормирования радиационного фактора, но еще в большей степени они проявляются в той обеспокоенности широких слоев общества, которая хотя и волнообразно, но постоянно сопровождает развитие атомной отрасли, начало которой ознаменовалось столь трагическими событиями в далекой Японии. О восприятии атомной отрасли речь пойдет в следующей главе, хотя и в ней пока трудно будет отыскать ответ, что же окажется сильнее: страх или суровый прагматизм? Или может быть, свет знаний восторжествует на планете?

Литература к главе 3

1. Акт Межведомственной комиссии по расследованию причин и разработки мероприятий по ликвидации последствий аварии на радиохимическом заводе Сибирского химического комбината (№ 02-07/329 от 14.04.1993. Утверждён Министром МАЭ РФ В.Н. Михайловым).
2. Анализ и прогноз радиационной обстановки в районе аварии на Сибирском химическом комбинате. В.А. Питкевич, В.М. Шершаков, В.В. Дуба // Радиация и риск. 1993. Вып.3. Приложение 2. сс.3-48.
3. Антоненко, Т. М. Тенденция пресноводных гидробионтов к извлечению цезия-137 и его корреляционные взаимоотношения с биохимическими компонентами клеток / Т. М. Антоненко, А. И. Дворецкий, Т. И. Аристова // Взаимодействие между водой и живым веществом. — М.: Наука, 1978. — сс. 101–103.
4. Арутюнян Р.В., Большов Л.А., Воробьева Л.М., Хандогина Е.К., Новиков С.М., Шашина Т.А., Скворцова Н.С., Чубирко М.И., Пичужкина Н.М. Экология и устойчивое развитие региона размещения Нововоронежской АЭС // Атомная энергия, 2010, том 109, вып. 2, август 2010, с. 109-114.
5. Арутюнян Р.В., Воробьева Л.М., Панченко С.В., Бакин Р.И., Новиков С.М., Шашина Т.А., Додина Н.С., Горяев Д.В., Тихонова И.В., Куркатов С.В., Скударнов С.Е., Иванова О.Ю. Сопоставительный анализ радиационных и химических рисков для здоровья населения Красноярского края. Радиация и Риск. Том 23 № 2, 2014. М.: -Обнинск, сс. 123-136.
6. БАЭС, 2011. Белоярская АЭС. Отчет об экологической безопасности за 2010 г. Заречный, 2011. – 31 с.
7. БАЭС, 2012. Белоярская АЭС. Отчет об экологической безопасности за 2011 г. Заречный, 2012. – 32 с.
8. БАЭС, 2013. Белоярская АЭС. Отчет об экологической безопасности за 2012 г. Заречный, 2013. – 18 с.
9. БАЭС, 2014. Белоярская АЭС. Отчет об экологической безопасности за 2013 г. Заречный, 2014. – 38 с.
10. БАЭС, 2015. Белоярская АЭС. Отчет об экологической безопасности за 2014 г. Заречный, 2015. – 39 с.
11. 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 учёной степени кандидата ф.-м. наук, 2014, 136 с.
12. Блинова Л.Д. Радиоэкологический мониторинг атмосферы и гидросферы в районе расположения объектов ядерного комплекса (на примере города Сосновый Бор). Дисс. канд. физ.-мат. наук. Обнинск, 1998.
13. Блинова Л.Д., Крышев И.И., Мельников В.А. Мониторинг радиоактивного загрязнения природной среды в районе Ленинградской АЭС (1973-1990 гг.)/Ядерная энергия в СССР. Проблемы и перспективы (экология, экономика, право). - М.: ЯО СССР, 1990.
14. Болсуновский А. Я., Черкезян В. О., Барсукова А. В., Мясоедов Б. Ф. // Радиохимия. 2000. Т. 42, N 6. С. 620-624.
15. Болсуновский А. Я., Горяченкова Т. А., Черкезян В. О., Мясоедов Б. Ф. // Радиохимия. 1998. Т. 40, N 3. С. 271-274.
16. Бондаренко Л.Г. и др. Влияние Ленинградской атомной электростанции и других предприятий атомной промышленности региона на радиоэкологическое состояние Копорской губы Финского залива. Ядерная и радиационная безопасность России. Тематический сборник. Выпуск 15. Москва, ГК «Росатом», 2013. - Стр.115-125.
17. Брыкин С.Н., Серебряков И.С. Радиационная обстановка на предприятиях Росатома в 2007 году. – М.: ФГУП ВНИИХТ, 2008. – 120 с.

18. Вакуловский С.М. Авиационная гамма-спектрометрия для исследования радиоактивного загрязнения местности. АНРИ № 2, 2013.
19. Вакуловский С.М. Оценка радиационного воздействия Горно-химического комбината на экосистему Енисея. - Безопасность окружающей среды. Радиационный мониторинг. № 2, 2008, стр.40-43.
20. Вакуловский С.М., Крышев И.И., Никитин А.И. и др. Оценка влияния Красноярского горно химического комбината на радиоэкологическое состояние реки Енисей//Известия вузов. Ядерная энергетика. 1994, N 2 3. С.124-130.
21. Ведерникова М.В., Линге И.И. Итоги работы и нерешенные вопросы в части отнесения РАО к особым и удаляемым. Сборник тезисов докладов на 10-ой юбилейной Российской научной конференции «Радиационная защита и радиационная безопасность в ядерных технологиях. М.: - Обнинск, 2015 — сс. 184-185.
22. Возможное влияние захоронений радиоактивных отходов КЧХК на качество воды Кировского горводопровода. Кировский областной центр ГСЭН, 1995.
23. Гритченко З.Г., Кузнецов Ю.В. «Горячие» частицы второго рода в пойменных почвах реки Енисей. Радиохимия, 2001, т.43, №6, с.563-565.
24. ГХК, 2015. Отчет по экологической безопасности за 2014 год. ФГУП ГХК, Железногорск, 2015.-36 с.
25. Доклад, 1993. Доклад межведомственной комиссии по комплексному анализу радиоэкологической, социально-экономической и санитарно-эпидемиологической обстановки в регионе города Железногорска Красноярского края. – Красноярск, 1993.
26. Доклад, 1990а. Доклад межведомственной комиссии по оценке радиационной обстановки в районе г. Томска / Председатель комиссии А.И. Алексахин — Томск, 1990.
27. Доклад, 1990б. Доклад межведомственной комиссии по оценке радиационной обстановки в районе г. Красноярска. — Красноярск, 1990. — 12 с. с прил.
28. Доклад, 2011. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2010 г. – Чита, 2011. – 196 с.
29. Доклад, 2012. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2011 г. – Чита, 2012. – 212 с.
30. Доклад, 2013. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2012 г. – Чита, 2013. – 217 с.
31. Дружинин Г.В., Лемешко А.П., Нечаев В.А., Хитрин С.В. О результатах комплексной оценки влияния хозяйственной деятельности ОАО КЧХК и прилегающей к нему площади водосбора на режим формирования качества и количества стоков (в 3х томах): Отчет УДК 502.175, ООО «ГЕОСЕРВИС», Киров, 2006.
32. Егоров Ю.А., Бадяев В.В. и др. Радиационное состояние региона Чернобыльской АЭС после 5-и лет эксплуатации, отчет НИКИЭТ, инв. № 160-126-1612, М.: 1983.
33. 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.
34. Заключение, 1991. Заключение о гидрографии водных объектов-приемников сточных вод. Арх. № 585-0-ИГМ-24, 1991.
35. Заключение, 1995. Заключение о результатах работ по комплексному обследованию мест и объектов размещения радиоактивных отходов на КЧХК. Арх. № 585-0-ИГМ-89, 1995.

36. Заключение, 1985. Заключение об инженерно-геологических условиях площадки новой секции золоотвала ТЭЦ-3 (примыкает к оз.Березовое). Арх. № 585-0-ИГГ-51, 1985.
37. Заключение, 1978. Заключение об инженерно-геологических условиях площадки шламонакопителя и хвостохранилища мела. Арх. № 585-0-ИГГ-31, 1978.
38. Ильин Л.А., Г.В. Архангельская, Ю.О. Константинов, И.А. Лихтарев. Радиоактивный йод в проблеме радиационной безопасности М., АтомИздат, 1972, 272 с.
39. Инцидент на Сибирском химическом комбинате в 1993 г. (Томск-7): причины, последствия и контрмеры/Л.А. Ильин, О.А. Кочетков, М.Н. Савкин и др. //МАГАТЭ, TECDOC 7955/RB. Вена, 1995
40. ИРМ, 2013. Институт реакторных материалов. Отчет об экологической безопасности за 2012 г. Заречный, 2013. – 24 с.
41. ИРМ, 2014. Институт реакторных материалов. Отчет об экологической безопасности за 2013 г. Заречный, 2014. – 27 с.
42. ИРМ, 2015. Институт реакторных материалов. Отчет об экологической безопасности за 2014 г. Заречный, 2015. – 35 с.
43. Исследование закономерностей выбросов радиоактивных аэрозолей и йода-131 с целью установления контрольных уровней. Отчет о НИР. Ин-т биофизики МЗ СССР. №Б-4717, Москва. 1987. 73 с.
44. Кайдановский Г.Н., Яковлев В.А. Анализ аппаратурных и методических особенностей измерений цезия-137 в организме лиц из облучаемого контингента Брянской области. В кн. Оценка доз облучения жителей Брянской области на основе измерений содержания цезия-137 в организме облучаемого контингента. М.: 2007. сс. 53-60.
45. 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.
46. Красная книга Красноярского края в 2 т. Т. 1. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных Гл. ред. А.П. Савченко 3-е изд., перераб. и доп.; СФУ. – Красноярск, 2012. – 205 с.: 176 ил.
47. 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.
48. 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 гг.). Радиационная биология. Радиоэкология, 2009, 49 (2), 246 – 250.
49. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Радиационная безопасность биосферы: научные и нормативно-методические аспекты. XII Радиозоологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В.М.Клечковскому (3 декабря 2013 г.). – Обнинск, ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2014. – С.31-76.
50. Крышев И.И., Алексахин Р.М., Рябов И.Н, Смирнов В.В., Пристер Б.С., Санжарова Н.И., Перепелятникова Л.В., Асташева Н.П. Радиозоологические последствия Чернобыльской аварии. — М.: Наука, 1991. — 190 с.
51. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. Второе издание, переработанное и дополненное. М.: Издат. 2010. – 497 с.
52. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России – М. : ИздАТ, 2000, 384 с.
53. 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.
54. Крышев И.И., Крышев А.И., Скакунова М.А. Оценка воздействия на окружающую среду выбросов и сбросов радионуклидов. – Атомная энергия, 2013, т. 115, вып. 1, с. 47-53
 55. Крышев, 1996а. Крышев И.И. Радиоактивное загрязнение приземного воздуха//Ядерная энциклопедия. - Москва, Благотворительный фонд А.А.Ярошинской, 1996, с.288-291.
 56. Крышев, 1996б. Крышев И.И. Радиоактивное загрязнение гидросферы// Ядерная энциклопедия. - Москва, Благотворительный фонд А.А.Ярошинской, 1996, с.292-296.
 57. Кудельский А.В., Матвеев А.В., Лебедева Л.Д., Волкова Н.П. Возможности и геолого-гидрогеологические условия захоронения отходов в Республике Беларусь. // Доклады НАН Беларуси.2000. Т.44, №1. С.87–90.
 58. ЛАЭС, 2014. Отчет по экологической безопасности за 2013 год. ОАО “Концерн Росэнергоатом”, 2014, - 45 с.
 59. ЛАЭС, 2015. Отчет по экологической безопасности за 2014 год. ОАО “Концерн Росэнергоатом”, 2015, - 36 с.
 60. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели. Диссертация на соискание ученой степени доктора географических наук. □ М.: 2008.
 61. 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. С.-Петербург, Гидрометеиздат, — 2000, сс. 543-548.
 62. Лопатин А., Витязь В., Деменюк Ф. Влияние ГХК на окружающую среду. Экология Красноярья № 2 (84), 1997, с.6.
 63. Лунева К.В. Оценка радиационно-экологического воздействия радиохимических комбинатов на референтные объекты животного мира. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук по специальности 03.01.01-радиобиология. Обнинск, 2014. – 24 с.
 64. Лунева К.В., Крышев А.И. Анализ радиэкологического воздействия Красноярского горно-химического комбината на объекты речной биоты в 2000-2012 гг. Радиация и Риск. Обнинск, 2014, т. 23, № 1 — сс. 89-96.
 65. Лунёва К.В., Крышев А.И., Пахомов А.Ю., Пахомова И.А. Современные дозовые нагрузки на население и речную биоту в районе расположения Сибирского химического комбината (2000-2010 гг.) Радиация и риск; Обнинск, том 21, №4, 2012, с. 24-30.
 66. Максимовский В.А., Смыслов А.А., Харламов М.Г. Карта радоноопасности России. Масштаб 1:10 000 000. Объяснительная записка. СПб: Роскомнедра, ВСЕГЕИ, Госкомвуз, СПбГГИ, 1996. С. 47-56.
 67. Мартынова А.М., Носов А.В. Оценка радиоактивного загрязнения Среднего Енисея//После холодной войны: разоружение, конверсия и безопасность: Сб. докладов II Международной радиоэкологической конференции. — Красноярск, 1995. — С. 176-178.
 68. Маслюк А.И., Андреев Т.С., Тахауов Р.М., Зыкова А.С., Терещенко Н.Я., Измestьев К.М., Карпов А.Б. Радиационная обстановка, обусловленная выбросами в атмосферный воздух йода-131, и доза облучения населения в районе Сибирского химического комбината. Медицинская радиология и радиационная безопасность, 2004, том 49, № 4. —сс. 5-11.

69. Методика по расчету предельно допустимых выбросов (ПДВ) радиоактивных веществ с атомных станций (АС) в атмосферу (методика ПДВ АС-2013). МТ 1.2.5.05.0161-2013 – М., Росэнергоатом, 2013. – 56 с.
70. Методика прогнозирования состояния загрязнения водоемов при нарушении нормальной эксплуатации АЭС. Методические указания. РД 52.26 174-88. -М., ГК СССР по Гидрометеорологии., 1988. - 49с
71. 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» ноября 2012 г. № 639.
72. 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 г. № 1-1/310-Р. – 85 с.
73. НВАЭС, 2014. Отчет по экологической безопасности за 2013 год. Филиал ОАО «Концерн Росэнергоатом» «Нововоронежская Атомная станция», 2014, - 40 с.
74. Никитин А.И., Крышев И.И., Башкиров Н.И., Валетова Н.К., Дунаев Г.Е., Кабанов А.И., Катрич И.Ю., Крутовский А.О., Никитин В.А., Петренко Г.И., Полухина А.М., Селиванова Г.В., Чумичев В.Б., Шкуро В.Н. Современное содержание долгоживущих искусственных радионуклидов в реках Томь и Обь в зоне влияния сбросов Сибирского химического комбината. - Ядерная энергетика. Известия высших учебных заведений. N 3, 2010, сс. 66-76.
75. Николаев Д.С. из книги: Тараборин Д.Г., Гацков В.Г., Демина Т.Я. Радиология нефтегазоносных районов Западного Оренбуржья. – Оренбург: Изд-во ИПК ГОУ ОГУ, 2003. – 160 с.
76. НИТИ, 2010. Отчет по экологической безопасности за 2009 год. ФГУП Научно-исследовательский технологический институт имени А.П. Александрова, 2010.-53 с.
77. НИТИ, 2012. Отчет по экологической безопасности за 2011 год. ФГУП Научно-исследовательский технологический институт имени А.П. Александрова, 2011.-51 с.
78. НИТИ, 2013. Отчет по экологической безопасности за 2012 год. ФГУА Научно-исследовательский технологический институт имени А.П. Александрова, 2013. - 52 с.
79. НИТИ, 2014. Отчет по экологической безопасности за 2013 год. ФГУА НИТИ им. А.П. Александрова, 2014. - 59 с.
80. Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М... Радиоактивное загрязнение р. Енисей, обусловленное сбросами Красноярского Горно-химического комбината. Атомная энергия т.74, вып. 2, 1993 — сс. 144-150.
81. 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.
82. Носов А.В., Мартынова А.М. Оценка вторичного загрязнения воды Енисея. Атомная энергия. 1997, Т. 82, вып. 5. – с.372-378.
83. НРБ-76/87. Нормы радиационной безопасности. Основные санитарные правила ОСП-72/87. М.: Энергоатомиздат, 1988. – 160 с.
84. О санитарно-эпидемиологической обстановке в Российской Федерации в 1998 году: Государственный доклад.—М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 1999.—186 с.
85. ОВОС. Проект вывода из эксплуатации блоков № 1, 2 Нововоронежской АЭС. Москва, концерн «Росэнергоатом», 2003, 88 с.

86. Определение запасов техногенных радионуклидов на правомбережном 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.
87. 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.
88. 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. Москва, 1990.
89. Отчет о НИР. Комплексная оценка медико-экологической обстановки в г. Кирово-Чепецке (заключительный). Книга 1,2 приложения 1-4. НИИ гигиены и профпатологии, г. С-Петербург, 1994.
90. Отчет о радиозоологической обстановке в районе размещения ФГУП «ГХК» за 2012 год, ГХК — Железногорск: 2013, 143 с.
91. Отчет по результатам комплексной оценки влияния хозяйственной деятельности ОАО КЧХК и прилегающей к нему площади водосбора на режим формирования качества и количества стоков. ООО «ГЕОСЕРВИС», г. Киров, 2006 г.
92. Отчет, 2001а. Отчет об инженерных изысканиях и радиационном обследовании хранилищ РАО ОАО КЧХК и прилегающей территории (3 этап). Альбомы 1, 2. ГСПИ, 2001. Арх. № 588-0-ИГГ-3-1.
93. Отчет, 2001б. Отчет о результатах исследования загрязнения грунтовых и поверхностных вод в районе хранилищ отходов Кирово-Чепецкого химкомбината и золоотвалов ТЭЦ - 3(III этап). ГСПИ, 2001, Арх. № 585-0-ИГГ-93-1.
94. Отчет, 2002а. Отчет о результатах работ по геоэкологическому обследованию территории г. Кирово-Чепецка. ОГУ «ВятНТИЦМП», 2002.
95. Отчет, 2002б. Отчет об инженерно-геологических изысканиях и радиозоологическом обследовании территории, примыкающей к хранилищам отходов ОАО КЧХК». ГСПИ, 2002, Материалы КЧХК. Арх. № 588-0-ИГГ-5-1.
96. Оценка, 2003. Оценка влияния атомно-промышленного комплекса на подземные воды и смежные природные объекты (г. Сосновый Бор Ленинградской области) / Под ред. В. Г. Румынина. – СПб. : СПбГУ, 2003.
97. Оценка, 2008. Оценка современных доз техногенного облучения жителей населённых пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК: Отчёт о НИР, ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». – Красноярск, 2008. – 76 с.
98. Оценка, 2009. Оценка современных доз техногенного облучения жителей населённых пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК на участке от 60 до 140 км от места сброса ГХК: Отчёт о НИР, ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». – Красноярск, 2009. – 138 с.
99. Оценка, 2010. Оценка современных доз техногенного облучения жителей населённых пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК на участке от 140 до 200 км от места сброса ГХК: Отчёт о НИР, ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». – Красноярск, 2010. – 63 с.
100. 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 № IBRAE-2014-06, М., 2014, 35 с.
101. 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.

102. Постановление Правительства РФ от 19 октября 2012 г. № 1069 «О критериях отнесения твердых, жидких и газообразных отходов к радиоактивным отходам, критериях отнесения радиоактивных отходов к особым радиоактивным отходам и к удаляемым радиоактивным отходам и критериях классификации удаляемых радиоактивных отходов», 2012.
103. Потребление продуктов питания в домашних хозяйствах в 2011 году (по итогам выборочного обследования бюджетов домашних хозяйств). Федеральная служба государственной статистики. Москва, 2012 г. – 68 с.
104. ППГХО, 2011. Отчет по экологической безопасности ОАО «ППГХО» за 2010 г. – Краснокаменск, 2011. – 22 с.
105. ППГХО, 2012. Отчет по экологической безопасности ОАО «ППГХО» за 2011 г. – Краснокаменск, 2012. – 24 с.
106. ППГХО, 2013. Отчет по экологической безопасности ОАО «ППГХО» за 2012 г. – Краснокаменск, 2013. – 23 с.
107. Проблемы ядерного наследия и пути их решения. Том 1. Под общей ред. Е.В. Евстратова, А.М. Агапова, Н.П. Лаверова, Л.А. Большова, И.И. Линге. – ОАО «Энергопроманистика», тир. 300, 2012, 356 с.
108. Проведение радиационно-гигиенического обследования береговой полосы населённых пунктов, расположенных в зоне наблюдения ФГУП «Горно-химический комбинат», после паводка 2006 года: Отчёт о НИР (Заключительный), ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». – 2007. – 87 с.
109. Проект МНТЦ №2097 РАДИНФО, годовой технический отчёт «Разработка комплексной информационной системы, включающей базу метаданных и региональные радиоэкологические кадастры для оценки радиационного воздействия на окружающую среду и население, аналитическое исследование Северо-запада России и Красноярского региона». ФГУП «ВНИИХТ» М.: 2003 — 135 с.
110. Протокол № 1 от 24 августа 1945 г. заседания специального комитета при ГОКО СССР, Сов. секретно (Особая папка).
111. Радиационная обстановка в районе размещения предприятия п/я В-2994, обусловленная йодом-131, и состояние здоровья детей. Отчет о НИР (заключит.) ИБФ МЗ СССР (тема №70087, инв. №12288) — М.: 1972. — 125 с.
112. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1991 году. – Обнинск: НПО «Тайфун», 1992. – 339 с.
113. Радиационная обстановка на территории СССР в 1990 году. – Обнинск: НПО «Тайфун», 1991. – 215 с.
114. Радиационно-гигиенический паспорт Свердловской области за 2011 год. Екатеринбург, 2012. – 13 с.
115. Радиационное наследие холодной войны. М.: Российский Зелёный Крест, 1999. - 375 с.
116. Радиологические последствия чернобыльской аварии под ред. И.И. Крышева М., 1991.
117. Разработка «Концепции реабилитации радиационно-загрязненных объектов на промплощадке «КЧХК» и обеспечение радиационной безопасности населения Кировской области». Научно-технический отчет ФГУ РНЦ «Курчатовский Институт» инв. № 240-18/62, М.: 2007, 163 с.
118. Разработка инструментария для оценки риска загрязнения Кировского водозабора от радиационно-загрязненных объектов КЧХК. Отчет ИБРАЭ РАН по Договору Ц-ПЗ/03-08-13/09, М., 2009, 94 с.
119. Рафиков Е.М., Шонохов А.В. Отчет о радиационной обстановке в районе расположения Белоярской АЭС за 2012 год. – Заречный: Белоярская АЭС, 2013. – 27 с.

120. РБ-022-01. Рекомендации по оценке характеристик смерча для объектов использования атомной энергии. – М., Госатомнадзор, 2002. – 23 с.
121. 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.
122. 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.
123. 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.
124. 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.
125. 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.
126. 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.
127. 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.
128. 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.
129. 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.
130. 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.
131. 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.
132. 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.

133. 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 г.). – 55 с.
134. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиозологии / Л.П. Рихванов. — Томск: Изд-во ТПУ, 1997. — 384 с.
135. Росгидромет, 1993. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1992 году. – Обнинск: НПО «Тайфун», 1993. – 290 с.
136. Росгидромет, 1994. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1993 году. – Обнинск: НПО «Тайфун», 1994. – 398 с.
137. Росгидромет, 1995. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1994 году. – Обнинск: НПО «Тайфун», 1994. – 348 с.
138. Росгидромет, 2001а. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1999 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2001. – 201 с.
139. Росгидромет, 2001б. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2001. – 251 с.
140. Росгидромет, 2002. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2002. – 225 с.
141. Росгидромет, 2003. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2002 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2003. – 248 с.
142. Росгидромет, 2004. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году. – СПб.: Гидрометеиздат, 2004. – 274 с.
143. Росгидромет, 2005. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году. – М., Метеоагентство Росгидромета, 2005. – 288 с.
144. Росгидромет, 2006. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году. – М., Метеоагентство Росгидромета, 2006. – 273 с.
145. Росгидромет, 2007. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году. – Н. Новгород: Вектор-Тис, 2007. – 279 с.
146. Росгидромет, 2008. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году. – Обнинск: ВНИИГМИ - МЦД, 2008. – 285 с.
147. Росгидромет, 2009. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. – Обнинск, 2009. – 297 с.
148. Росгидромет, 2010. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году. – Обнинск, 2010. – 315 с.
149. Росгидромет, 2011. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. – Обнинск, 2011. – 281 с.
150. Росгидромет, 2012. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. – Обнинск, 2012. – 297 с.
151. Росгидромет, 2013. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. – Обнинск, 2013. – 344 с.
152. Росгидромет, 2014. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. – Обнинск, 2014. – 367 с.
153. Росгидромет, 2015. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. – Обнинск, 2015. – 350 с.
154. Савкин М.Н., Титов А.В. Анализ радиационной обстановки на следе аварийного выброса радиохимического завода Сибирского химического комбината. Медицина катастроф, №1-2, 1995, сс.76-84.
155. 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.

156. СанПиН 2.6.1.2523-09. НРБ-99/2009 . «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.
157. Селегей В.В., Чирков В.А. Радиационная обстановка в районах радиационно опасных объектов в 1991 году. Фонды Западно-Сибирского УГМ. Новосибирск, 1992. — 42 с.
158. Серебряков И.С., Брыкин С.Н. Радиационная обстановка на предприятиях Государственной корпорации по атомной энергии Росатом в 2012 году. – М.: ФГУП РосРАО, 2013. – 15 с.
159. Скала. Книга, посвященная 60-летию ФГУП «ГХК». — Красноярск: ООО «Платина плюс», 2010. — 176 с., ил.
160. Славская Л.А. Отчёт Среднесибирского УГМС по контролю за радиоактивным загрязнением природной среды на территории 100-км зоны Красноярского ГХК в 2004 году. – Красноярск: СредСибгидромет, 2005.
161. 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. С.-Петербург, Гидрометеиздат, — 2000, сс. 537-542.
162. СХК, 1993. Радиационная обстановка в районе расположения СХК, обусловленная газоаэрозольными выбросами в атмосферу, удалением сточных вод в открытые водоемы и захоронением радиоактивных отходов в 1992 г.: отчет ЦСЭН ЦМСЧ-81, г. Северск. — Северск: ЦМСЧ-81, 1993.
163. СХК, 1997. Радиационная обстановка в районе расположения СХК, обусловленная газоаэрозольными выбросами в атмосферу, удалением сточных вод в открытые водоемы и захоронением радиоактивных отходов в 1996 г.: отчет ЦСЭН ЦМСЧ-81, г. Северск. — Северск: ЦМСЧ-81, 1997.
164. СХК, 2011. Отчет по экологической безопасности за 2010 год. ОАО «Сибирский химический комбинат» — М.: Изд-во АНО «Центр содействия социально-экологическим инициативам атомной отрасли», 2011. — 32 с.
165. СХК, 2014. Отчет по экологической безопасности за 2013 год. ОАО «Сибирский химический комбинат». — Северск, 2014. — 36 с.
166. Токарев А.Н., Куцель Е.Н., Попова Т.П. и др. Радиогидрогеологический метод поисков месторождений урана. М.: Недра, 1975.
167. Торопов А. В. Последствия гонки ядерных вооружений для реки Томи: без ширмы секретности и спекуляций: Научное издание. — Томск: Дельтаплан, 2010. — 168 с.: илл.
168. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Пресноводная радиоэкология. – Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2012. – 544 с.
169. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В., Николкин В.Н. Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем, том I, - Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2014. – 496 с.
170. Трапезников А.В., Чеботина М.Я. , Трапезникова В.Н., Гусева В.П., Николин О.А. Влияние АЭС на радиоэкологическое состояние водоема-охладителя. – Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2008. – 400 с.
171. Третий национальный доклад Российской Федерации о выполнении обязательств, вытекающих из объединенной конвенции о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами. Москва, 2012.
172. Труфанов А.А. и др. Экологическая экспертиза влияния отходов производства химкомбината и золоотвалов ТЭЦ-3 г. Кирово-Чепецка на геологическую среду. Фирма “Геотехнология”, Москва 1993.

173. ТЭО мероприятий по хранилищам РАО на КЧХК. Раздел: Оценка воздействия на окружающую среду. ЗАО «О плюс К» - центр практической геоэкологии, 2001, Арх. № С-588-010-4.
174. Федеральный закон РФ от 9 января 1996 года № 3-ФЗ «О радиационной безопасности населения», 1996.
175. 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.
176. Хижняк В.Г. О радиационной обстановке в пойме р. Енисей. Обзор отчётных материалов / В.Г. Хижняк. – Красноярск: Красноярская инспекция по радиационной безопасности, 1993. – 22 с.
177. Хохряков 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, сс.31-36.
178. Чеботина М.Я., Николин О.А. Радиоэкологические исследования трития в Уральском регионе. – Екатеринбург: УрО РАН, 2005. – 90 с.
179. Чугуевский А.В., Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Макарова И.В. и Титов А.Т. «Горячие» частицы реки Енисей: радиоизотопный состав, структура, поведение в естественных условиях. Доклады Академии наук, 2010, том 430, № 1, сс. 102-104
180. Экологический мониторинг: Доклад о состоянии окружающей среды Томской области в 2011 году. Департамент природных ресурсов и охраны окружающей среды Томской области, ОГБУ «Облкомприрода». – Томск: Издательство «Графика ДТР», 2012. – 166 с.
181. Bolsunovsky, A. Hot particles in the floodplain of the Yenisei River. – Radioactive Particles in the Environment. Springer, 2009. P.111-121.
182. BP Statistical Review of World Energy 2015 workbook
183. Foster, R. F. and Davis J. J. The accumulation of radioactive substances in aquatic forms, pp. 364-367. In Proceedings of the international conference on the peaceful uses of atomic energy, 1956, vol. 13, pp. 364-67. (Held in Geneva, August 8-20, 1955.) New York: United Nations.
184. Garnier-Laplace J., Della-Vedova C., Gilbin R. et al. First derivation of predicted-no-effect values for freshwater and terrestrial ecosystems exposed to radioactive substances // Environ. Sci. Technology. 2006. V. 40. P. 6498–6505.
185. 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.
186. IAEA, 1992. Effects of ionising radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards. International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 332, Vienna.
187. IAEA, 1995. The Incident at Siberian Chemical Enterprises (Tomsk-7), 1993, Course, Consequences and Countermeasures, Rep. 7955/RB, IAEA, Vienna, 1995 (in Russian).
188. IAEA, 2001. International Atomic Energy Agency. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety Report Series, № 19. – Vienna, 2001. – P. 213.
189. 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. – P.313.
190. 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.

191. 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.
192. IAEA, 2014. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, IAEA Safety Standards Series No. General Safety Requirements, Part 3. No GSR-3, IAEA, Vienna, 2014, 436 p.
193. 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.
194. IAEA, 2014. Safety Standards Series No. GSR Part 6. Decommissioning of Facilities, Vienna, 2014, 44 p.
195. Matagi, S. V. A review of heavy metal removal in wetlands / S. V. Matagi, D. Sway, R. Mugabe // J. Trop. Hydrobiol. Fish. — 1998. — № 8. — P. 23–35.
196. Napier B.A. Hanford Environmental Dose Reconstruction Project. В б-ке журнала «Мед. Радиология и радиационная безопасность» т.2. Материалы 1-го Международного симпозиума г. Челябинск, 9-13 января 1995, М., 1996.
197. Nikitin A.I., Kryshev I.I., Bashkirov N.I., Valetova N.K., Dunaev G.E., Kabanov A.I., Katrich I. Yu., Krutovsky A.O., Nikitin V.A., Petrenko G.I., Polukhina A.M., Selivanova G.V., Shkuro V.N. Up-to-date concentrations of long-lived artificial radionuclides in the Tom and Ob rivers in the area influenced by discharges from Siberian chemical combine. – *Journal of Environmental Radioactivity*, 108, 2012, p.15-23.
198. Popov V., E. Stukin, E. Kvasnikova, M. Savkin, V. Golosov. KRASNOYARSK-26. ВКН.: René J.C.Kirchmann & Arrigo A. Cigna. Radioactivity from Military Installations sites and Effects on Population Health, 2005. <http://www.ancia.be/radio>
199. Radioactivity from Military Installations sites and Effects on Population Health. Edited by: René J.C.Kirchmann & Arrigo A. Cigna. 2005, 350 p.
200. RESRAD-BIOTA: A tool for implementing a graded approach to biota dose evaluation. ISCORS Technical Report 2004-02; DOE/EH-0676. National Technical Information Service, Springfield, VA. The Office of Health, Safety and Security [Электронный ресурс]: DOE/EH-0676. Режим доступа: <http://homer.ornl.gov/sesa/environment/bdac/resrad.html>.
201. Riley R.G., Zachara J.M.; Chemical Contaminants on DOE Lands and Selection of Contaminant Mixtures for Subsurface Science Research. U.S. Dept Energy, Off Energy Res, Subsurface Science Prog, Washington, DC. DOE/ER-0547T DE92014826, 1992. 77 pp.
202. 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.
203. STUK, 2011. Электронный ресурс: [STUK.fi/Topics/Environmental radiation](http://STUK.fi/Topics/Environmental%20radiation).
204. The Radiological Accident in the Reprocessing Plant at Tomsk. IAEA, Vienna, 1998. — 77 p.
205. Tomsk-7. Accident Modeling Summary Report. DOE/DP. U.S. Department of Energy Defense Programs Special Projects Group. March, 1996.
206. Ulanovsky A., Proehl G., Gomez-Ros J. Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2006.– № 99. – P. 1440 - 1448.
207. 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.
208. UNSCEAR, 1988. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. 1988 Report to the General

- Assembly, with annexes. Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation. – UN, New York, 1988. – P. 647.
209. 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 Report to the General Assembly, with one Annex), Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation. – UN, New York, 1996. – P. 86.
210. UNSCEAR, 2010. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly, with annexes, UN. – New York, 2010. – P. 82.
211. UNSCEAR, 2011. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II Scientific Annex C, D, E. – New York, 2011. – P. 334.
212. 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.
213. Vakulovsky S.M., Kryshev I.I., A.I. Nikitin, Yu.V. Savitsky, S.V. Malyshev, E.G. Tertshnik. Radioactive Contamination of the Enisey River. J. Environ Radioactivity. Vol.29. No.3, pp.225-236, 1995.

Глава 4 Общественное восприятие экологического воздействия предприятий атомной отрасли

В предыдущих главах 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 [Доминанты, 2011]. 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 [Электронный ресурс 1].

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 гг., после того как в стране начались массовые экологические протесты [Ермаков, Саркисов, 1993]. 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 быденным 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» [Slovic, 1994]. 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» [Лекция, 2014].

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.

4.1 Примеры радиоэкологического популизма

4.1.1. Армянская АЭС, 1987-1995 гг.

7 декабря 1988г. в районе города Спитак, находящегося на удалении в 83 км от станции, произошло разрушительное землетрясение силой 5-6 баллов по шкале MSK-64. Во время землетрясения энергоблоки Армянской АЭС²⁵ (ААЭС) работали с

²⁵ 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.

номинальной мощностью²⁶. После землетрясения созданная по приказу Минатомэнерго 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 [Электронный ресурс 3]. 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 г.

На самом деле решение об остановке станции было принято по политическим мотивам еще до землетрясения. В 1987-1988 годах в Армении проходили многомиллионные экологические митинги. «Зелёные» протестовали против строительства второй очереди Армянской АЭС и захоронения РАО²⁷, загрязнения озера Севан, выбросов химического комбината «Наирит», загрязнённости 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 поддерживающее доминирующие в республике националистические настроения, приняло резолюцию, формально одобряющую идею присоединения Нагорного Карабаха к Армении [Электронный ресурс 4]. 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 г., 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 прямо говорится *«об остановке Армянской АЭС в более ранние сроки, чем это было предусмотрено»*, а именно в феврале и марте 1989 г. [Электронный ресурс 5].

Политические события 1990-1992 гг., 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 АЭС республика после тяжелого энергетического кризиса вновь перешла на круглосуточное энергоснабжение.

²⁶ Автоматическая остановка реакторов по сигналу БИСС была предусмотрена в случае землетрясения силой более 6 баллов по шкале MSK-64.

²⁷ В 1985 г. на территории АЭС, должны были построить региональный могильник, рассчитанный на консервацию радиоактивных отходов, поступающих с территорий Азербайджана и Грузии.

4.1.2. Брукхейвенская национальная лаборатория, США, 1979-1999

В 1999 году в Брукхейвенской национальной лаборатории²⁸ (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 Департамента 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 (Агентство по охране окружающей среды) для питьевой воды [Пратт, 2005]. 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.

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, и 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 Департамент энергетики США принял решение об остановке реактора HFBR и расторг 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 [DOE, 1997]. 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

²⁸ БНЛ — одна из шестнадцати 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.

дополнительный риск для здоровья населения от ядерного реактора пренебрежимо мал, даже не обсуждался теми, кто принимал решение [Пратт, 2005].

4.1.3. Перезапуск реакторов АЭС Ои, 2012-2015

В июне 2011 года, через 3 месяца после аварии на японской АЭС Фукусима–Дайичи (ФДАЭС), 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 [Blair, 2011]. 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 Кано занял жёсткую позицию против дальнейшего использования атомной энергии в Японии и во всём мире. Но парламент поставил на повестку дня голосование о вынесении вотума недоверия кабинету Кано. 30 августа 2011 года Наото Кано на посту премьера сменил Ёсихико 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 [Kingston, 2012].

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 энергетики 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 реакторов²⁹. 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 (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. «Понимая 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 [Холев, 2014]. 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,

²⁹В 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.

было собрано более 8 млн. подписей. В сентябре 2012 года жители города и префектуры Осака потребовали от властей остановить реакторы Ои [Westlake, 2012].

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-км 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, представленные национальным регулирующим органом, в связи с тем, что генерирующие компании могли снизить уровень сейсмической опасности³⁰.

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”*^{31, 32}. 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%³³.

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 [Court, 2014]. Через два месяца был запущен второй реактор АЭС Сэндай.

³⁰ EDITORIAL: Court ruling on Oi nuclear plant should be accepted. May 22, 2014. The Asahi Shimbun Company. <http://ajw.asahi.com/article/views/editorial/AJ201405220026>

³¹ Как известно, радиологические последствия аварии на ФДАЭС свелись к предупредительной эвакуации по распоряжению Правительства Японии около 85 тыс. человек из 20-км зоны и «добровольного» отъезда 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 уничтожила их жилье — прим. Ред.).

³² Editorials. Reflect on Fukui nuclear rulingю May 23, 2014. The Japan Times. <http://www.japantimes.co.jp/opinion/2014/05/23/commentary/reflect-on-fukui-nuclear-ruling/#.VkyIab892lp>

³³ Атомная энергия в энергетической структуре Японии 2030 года. 20.08.2015. Размещено на сайте Nippon Communications Foundation. <http://www.nippon.com/ru/features/h00114/>

4.1.4. 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 мудрейших³⁴.

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. Совет мудрейших рекомендовал правительству как можно скорее заменить атомные станции другими источниками энергии с меньшим риском³⁵.

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.

4.1.5. 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 Акт о национальной политике в области обращения с РАО³⁶, в котором Департаменту 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 территории³⁷, 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 Департамент энергетики определил для дальнейших изысканий три площадки в западной части страны — в штатах Техас, Вашингтон и Невада.

³⁴ Меркель доверила атомную энергетику комиссии по этике. // Интернет-издание Lenta.Ru 22 марта 2011. <http://lenta.ru/news/2011/03/22/ethikkommission>

³⁵ Germany's Energy Turnaround – A Collective Effort for the Future. The Ethics Commission on a Safe Energy Supply. Berlin. 30 May 2011. http://www.mng.org.uk/gh/private/germanys_energy_turnaround_may_2011.pdf.

³⁶ В США отработанное ядерное топливо (ОЯТ) относится к радиоактивным отходам (РАО)

³⁷ 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.

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 известно³⁸. 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 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% [White, et.al., 1994]. 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 ВАО и продолжение работ на площадке Юкка-Маунтин. Федеральный суд США отменил запрет, и Департамент энергетики США продолжил исследования в Юкка-Маунтин по обновленной программе.

Некоторые из возражений невадцев требовали от Департамента 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. Департамент энергетики собрал 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 Департаментом энергетики, оценили вероятность извержения вулкана поблизости от Юкка-Маунтин в ближайшие 10 тысяч лет как 1:10000, и Департамент энергетики отклонил требование губернатора. В 1999 году Департамент энергетики выпустил 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 Департамента энергетики Президент Буш легитимировал Юкка-Маунтин как хранилище ВАО в США, и Конгресс одобрил это решение. Пуск хранилища был намечен на 2017 год [Beaver, 2010]. 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 Департаменту энергетики в использовании воды штата для бурения глубоких исследовательских скважин на площадке Юкка-Маунтин.

³⁸ Площадка Юкка-Маунтин расположена в 100 км от Лас-Вегаса, недалеко от полигона по испытанию ядерного оружия, где в 1950-1960-х были взорваны сотни ядерных зарядов.

Конфронтация обострялась. Проект Юкка-Маунтин поддержала Национальная академия наук, большинство представителей Республиканской партии так же были на стороне Департамента 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 Комиссии³⁹.

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 Департаментом 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, Департамент энергетики отозвал свою заявку на лицензирование хранилища.

В январе 2010 Президент Обама инициировал создание Независимой комиссии по вопросам будущего атомной энергетики в США⁴⁰. 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 пику 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 хранилища,

³⁹ Gregory V. Jaszko был председателем Комиссии по ядерному регулированию с 2009 по 2012 год.

⁴⁰ В США независимая комиссия (**blue ribbon commission**) – группа авторитетных экспертов – занимается 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.

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.

4.2. Общественная поддержка и страх перед «мирным» атомом

Приведенные выше примеры показывают, что популистские решения, идущие вразрез с научными оценками рисков, принимаются в условиях резкого падения доверия населения к ядерному оператору (БНЛ) и / или системе управления атомной отраслью в целом (Армения, Германия, США). Такие ситуации возникают в ядерных странах достаточно редко. В обычных условиях политики подходят к оценке рисков от использования «мирного» атома вполне прагматично и признают, что получаемые обществом выгоды перевешивают риски, а необходимая общественная поддержка выбранной энергетической политики обеспечивается количеством и качеством пропагандистских усилий.

Отсутствие корреляции между уровнем общественной поддержки государственных планов развития атомной отрасли и общественным восприятием опасности «мирного» атома, впервые было показано в США во второй половине 1970-х. В связи с нефтяным энергетическим кризисом в стране началось массовое проектирование и строительство атомных станций. По данным Конгресса США общественная поддержка атомной энергетики в 1975 – 1978 годах не опускалась ниже 45% [Nuclear, 1984]. А опрос, проведенный компанией CBS News в 1977 году, показал, что почти 70% граждан США поддерживают планы правительства по развитию нового вида электроэнергетики [Ramana, 2011].

Проведенные в это же время (1976 – 1978 гг.) углубленные психосоциальные исследования в штате Орегон выявили, что население США боится «мирного атома» [Fischhoff et.al., 1978]. Оценивая риск смерти от 30 потенциально опасных видов деятельности, участники психометрического исследования поставили атомную энергетику на первое место, На втором месте было курение, рентгеновское облучение – на седьмом. Технические специалисты поставили автотранспорт на первое место, курение на второе, атомную энергетику на 20-е.

Далее более информированных участников исследования (студенты, представительницы Лиги женщин–избирателей) попросили оценить ежегодное число смертей в тех же 30 видах деятельности. Оценки для атомной энергетики были ниже, чем в любом другом виде деятельности, но прогноз количества жертв тяжелой аварии на АЭС был нереалистично высоким. Примерно 40% респондентов полагали, что в течение года после аварии погибнет более 10 тыс. человек, более 25% оценили людские потери

значением 100 тыс. человек. В этом же исследовании, а также в ходе других опросов общественного мнения почти 40% американцев отвечали, что атомная станция может взорваться как атомная бомба.

Аналогичные психометрические исследования проводились в разных странах, и всегда давали аналогичный результат. Например, в 1978–1979 гг. были опрошены более 700 граждан Нидерландов, живущих на разном расстоянии от промышленных предприятий. Они также оценили атомную энергетику как наиболее опасный вид деятельности. По их мнению, риск от «мирного атома» больше, чем риск от вождения в пьяном виде, и больше, чем риск, связанный с работой в криминальной полиции [Public, 1984].

За прошедшие сорок лет уровень общественной поддержки планов развития атомной энергетики менялся в разных ядерных странах по-разному и зависел от конкретной формулировки вопроса (рис. 4.1, 4.2, 4.3). Но гипертрофированный страх людей «перед мирным атомом» не убывал. В 1993 году один из основателей психометрического анализа рисков Пол Словик (Paul Slovic) констатировал, что проблема социальной приемлемости атомной энергии обострилась по сравнению с концом 1970-ых, а отсутствие положительных сдвигов объясняется как чрезвычайной сложностью задачи, так и недостаточностью прикладываемых усилий. К середине 2010-х расходы атомной отрасли на работу по взаимодействию с общественностью выросли многократно; в Европейском Союзе значимую поддержку получила программа интеграции общественных наук в ядерные исследования (PISA, 1999). Однако атомная радиация продолжает страшить людей, как и раньше.

В СССР в период активного строительства атомных станций (1970-1980-е годы) отношение населения к этим объектам не изучалось. Ситуация изменилась в конце 1980-х, когда на фоне серьезных политических перемен начались массовые экологические протесты. В 1989 году КПСС, пытаясь снизить социальную напряженность, создаваемую набиравшими силу общественными организациями, сняла секретность с данных по последствиям чернобыльской аварии. Однако эффект оказался противоположным: экологические активисты включили в свой арсенал акции протеста против строящихся АЭС. Тогда перед социологами и была поставлена задача оценить серьезность возникшей проблемы.

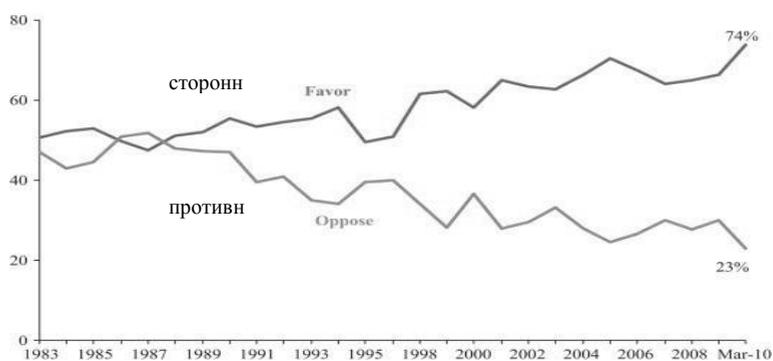


Рис. 4.1. Соотношение между сторонниками и противниками атомной энергетики в США, 1983-2010, в процентах от числа опрошенных [Kessides, 2012].

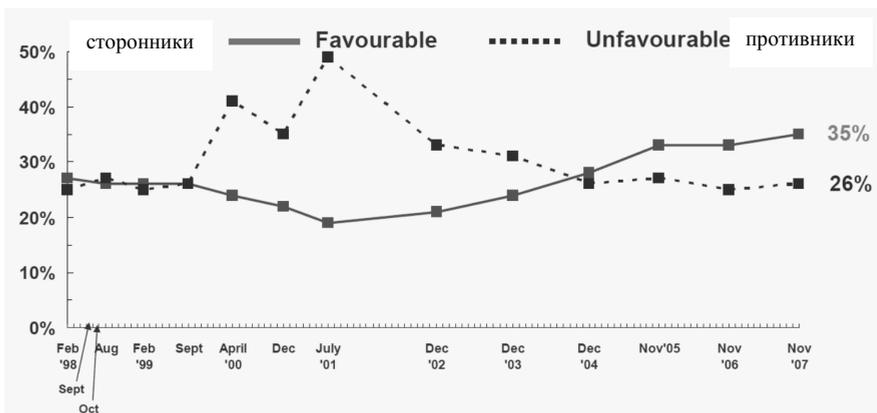


Рис. 4.2. Соотношение между сторонниками и противниками атомной энергетики в Великобритании, 1998-2007 [Public, 2007].

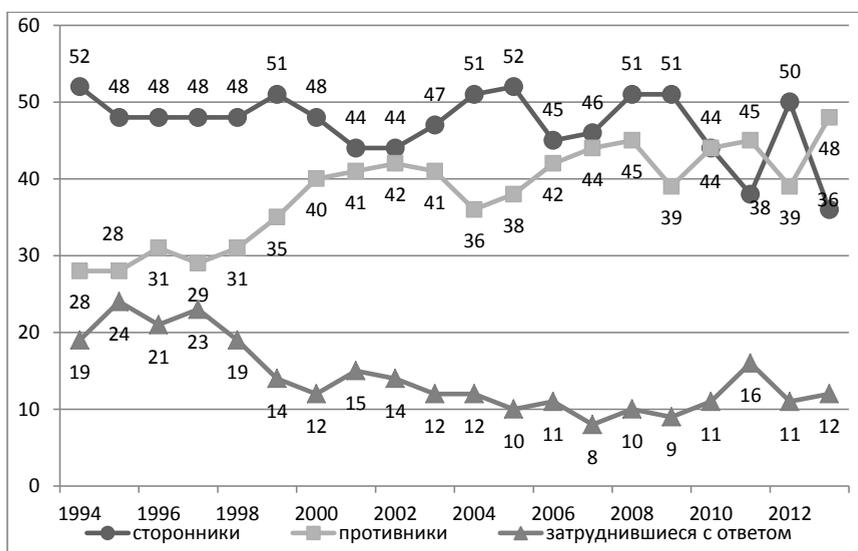


Рис. 4.3. Соотношение между сторонниками и противниками атомной энергетики во Франции, 1994-2013 [What people, 2014].

Первые пост-чернобыльские опросы населения в регионах размещения действующих АЭС и в регионах планируемого строительства показали, что в европейской части страны протестное движение не имело широкой социальной базы. Ни в регионах размещения действующих станций, ни в регионах планируемого строительства очевидного численного перевеса у противников развития атомной энергетики не было. Но страх перед вероятной аварией и ее последствиями был преобладающей реакцией повсеместно [Арефенкина и Мелихова, 2010]. Например, в 1989-1992 гг. примерно половина опрошенных полагали, что нормально работающие АЭС оказывают негативное влияние на человека и природу, и порядка 80% респондентов опасались повторения тяжелой аварии на российских АЭС (таблица 4.1). В 1994 году по данным всероссийского опроса Фонда «Общественное мнение» каждый второй респондент назвал «повышенную радиацию» главным врагом здоровья (таблица 4.2).

Таблица 4.1. Усредненные результаты опросов 1989–1992 гг., в процентах от общего числа опрошенных [Арефенкина и Мелихова, 2010]

| Доля положительных ответов на вопросы о ... | Регионы размещения АЭС, % | Регионы планируемого строительства АЭС, % |
|---|---------------------------|---|
| ... негативном влиянии нормально работающих АЭС на здоровье человека и окружающую среду | 50±13 | 55±22 |
| ... возможности тяжелых аварий на российских АЭС | 78±14 | 82±5 |

Таблица 4.2. Распределение ответов на вопрос: "Что, на ваш взгляд, приносит больший вред здоровью человека? Что больше всего разрушает организм человека и быстрее приводит к болезням?", можно дать не более трех ответов, в % от числа опрошенных [Мигдасова и Петренко, 1994]

| Вариант ответа | Доля респондентов, выбравших данный вариант ответа |
|--|--|
| проживание на территории с повышенной радиацией | 50 |
| неумеренное потребление спиртного | 47 |
| курение | 40 |
| проживание вблизи экологически грязных производств | 31 |
| вдыхание загрязненного воздуха | 26 |
| употребление некачественной воды | 26 |

Сегодня уровень общественной поддержки государственных планов по развитию атомной энергетики в России заметно вырос (рисунок 4.4а). При этом подавляющее большинство респондентов (75 - 80%) не хотят иметь у себя под боком атомную станцию (рисунок 4.4б). В 2006 и 2011 годах, как и в начале 1990-х, те же 50% опрошенных опасались негативного влияния нормально работающих станций на окружающую среду, и от 70 до 80% не желали жить по соседству с АЭС (таблица 4.3).





Рис. 4.4. Результаты опросов ВЦИОМ (1600 человек в 153 населенных пунктах в 46 субъектах РФ)⁴¹.

Таблица 4.3. Результаты общероссийских опросов Фонда «Общественное мнение» в 2006 и в 2011 годах [Вовк. 2006; Проблемы, 2011]

| Вопрос | Варианты ответа | Доля респондентов, выбравших этот вариант ответа, в % от общего числа опрошенных | |
|--|--|--|------|
| | | 2006 | 2011 |
| Одни считают, что, когда атомные электростанции работают в штатном режиме (без неполадок и аварий), они не наносят никакого вреда окружающей среде. Другие считают, что атомные электростанции наносят вред окружающей среде даже тогда, когда они работают в штатном режиме. Какая точка зрения вам ближе – первая или вторая? | Работа АЭС в штатном режиме НЕ ВРЕДИТ окружающей среде | 29 | 35 |
| | Работа АЭС в штатном режиме ВРЕДИТ окружающей среде | 51 | 49 |
| Если бы вблизи вашего города (села) решили построить атомную станцию, как бы Вы отнеслись к этому – положительно, отрицательно или Вам это было бы безразлично? | Положительно | 10 | 6 |
| | Отрицательно | 72 | 82 |
| | Безразлично | 9 | 6 |

⁴¹ База данных «Архивариус» ВЦИОМ. <http://wciom.ru>

4.2.1. Отношение населения к нормально работающим атомным предприятиям

Радиационный риск от нормально работающих атомных предприятий оценивается людьми не так высоко как риск от тяжелой аварии на АЭС, но он также сильно переоценен. Напомним, что участники первых психометрических исследований (США, 1976-1978 гг.) оценили ежегодное число смертей от работы АЭС в диапазоне от 16 до 600 (среднее геометрическое значение – 20). При аварии, по их мнению, погибнет на порядки больше людей (среднее геометрическое для соответствующего коэффициента было равно 100) [Slovic, 1981].

В России воспринимаемый вред от нормально работающих атомных предприятий пока социологами отдельно не «измерен». В то же время известно, что в целом по стране каждый второй считает, что АЭС наносят вред человеку и окружающей среде при нормальной работе. Обеспокоенность работой атомных предприятий и «повышенной радиацией» респонденты выражают достаточно неопределенно [Экология, 2007; Проблемы, 2011]:

...высокая радиация; близость Нововоронежской АЭС; повышение радиоактивности из-за Волгодонской АЭС; радиация повышена – от этого все болезни; большая радиация, и все проблемы связаны с ней; беспокоит атомная энергетика в регионе; выбросы с Десногорской АЭС, о которых мы не знаем; по реке идут из Челябинска радиоактивные вещества; тревожит радиационный фон; захоронение радиоактивных отходов в пос. Маладыково и Кизнере; захоронение радиоактивных отходов в горах; Волгодонская атомная станция; повышение уровня радиации.

В регионах, где расположены действующие АЭС, опасений у населения больше, чем в среднем по стране. Опросы, проводившиеся в 2007 году в Тверской, Воронежской, Ростовской, Нижегородской, Свердловской, Ленинградской области и городе Санкт-Петербурге, показали, что в среднем по этим регионам двое из трех респондентов ($71 \pm 9\%$) согласны с утверждением о вреде от нормально работающих АЭС [Арефенкина и Мелихова, 2010].

Как этот вред реализуется, люди, похоже, мало задумываются. В 2008 году в Калининградской области, где намечалось строительство Балтийской АЭС, мнения респондентов по поводу того, что «атомная энергия экологически чистая, продукты сгорания не попадают в атмосферу, не нарушается природная среда», разделились примерно поровну. Треть опрошенных согласилась с этим утверждением, 37% не согласилась, 30% затруднились с ответом⁴². Такое распределение ответов указывает, что у населения нет четкой позиции по поводу экологического воздействия АЭС.

В Саратовской области, где находится Балаковская АЭС, есть крупные предприятия химической и нефтегазовой промышленности, а также завод по уничтожению химического оружия⁴³, радиационное загрязнение окружающей среды беспокоит горожан все же меньше, чем загрязнение атмосферы автотранспортом и промышленными предприятиями и завод по уничтожению химического оружия. В то же время за все годы наблюдения доля отрицательных ответов вопрос: «Одобряете ли Вы строительство пятого и шестого блоков Балаковской АЭС?» не опускалась ниже 52%. Анкетирование жителей области показало, что из проблем, связанных с Балаковской АЭС, наиболее значимыми являются воздействие АЭС на человека и окружающую среду и получение информации о том, как защитить себя в случае возникновения нештатной ситуации [Кожевникова и Кожевников, 2009].

⁴² Отношение к развитию и перспективам атомной энергетике в Калининградской области. Фрагменты отчета. Исследовательская группа Циркон, 2008 <http://www.zircon.ru/upload/iblock/cd2/080415.pdf>

⁴³ Завод в поселке Горный работал с 2002 по 2005 год.

Очевидно, люди вполне справедливо полагают, что радиационное воздействие при нормальной работе атомных предприятий значительно меньше, чем при тяжелой аварии. Однако их субъективное восприятие радиационного риска и в том и в другом случае сильно завышено по сравнению с техническими оценками риска.

4.3. Психология восприятия риска

Субъективное оценивание риска изучают психологи. Психофизиологические исследования показали, что в восприятии риска задействованы знания, эвристические (интуитивные) системы обработки внешней информации, и чувственно-эмоциональные реакции. Такое сочетание разных механизмов обеспечивает наилучшее выживание человека в критических ситуациях. Решения о риске принимаются на основе научных знаний, только когда человек уверен в них. В остальных случаях логические аргументы и аналитические доказательства практически не играют роли.

4.3.1. Эвристики и когнитивные искажения риска

В рамках когнитивной психологии⁴⁴ были выявлены несколько стратегий, которые человек использует в обыденной жизни для оценки вероятностных событий, к ним, в частности, относятся эвристики доступности и репрезентативности [Большой, 2003].

Например, человек интуитивно оценивает частоту или возможность события по легкости, с которой соответствующие примеры или случаи приходят на ум, т. е. легче вспоминаются. Эта стратегия называется эвристикой доступности воспоминаний. Проще всего вспоминаются события, оставившие в сознании яркий эмоциональный образ. Запоминающиеся образы часто связаны с освещением события в СМИ или с кинематографической историей. Человек легко вспоминает происшествия, в которых участвовал лично или о которых узнал недавно.

Иногда эвристика доступности становится источником серьезных когнитивных искажений. Интуитивно человек склонен переоценивать вероятность редко происходящих событий и недооценивать вероятность довольно частых событий. Например, в ходе массового опроса было показано, что жители США считают нападение акул более вероятной причиной смерти, чем падение частей самолета на голову. Однако по статистике для американцев вероятность смерти от нападения акулы в 30 раз меньше, чем вероятность быть раздавленным частями самолета. Предполагается, что причина в многочисленных фильмах об акулах-убийцах (вроде «Челюстей»), которые оставили в памяти яркие и легко актуализируемые образы.

Эвристика доступности во многом объясняет, почему риск от атомной энергетики воспринимается как самый ужасный, приводящий в случае аварии к гибели большего числа людей, чем в любых других видах мирной деятельности.

Во-первых, тяжелые аварии на АЭС происходят чрезвычайно редко. Это – одна из причин повышенного внимания к ним со стороны СМИ. Все три прошлые аварии⁴⁵ на АЭС национальные и международные СМИ освещали гораздо более драматично, интенсивно и долго, чем любые другие ЧС природного и техногенного характера. Естественно, эти аварии оставили неизгладимый след в общественной памяти. Однако этим нельзя объяснить, почему население оценивает примерно одинаково погибших от радиации после Чернобыля и Фукусимы, и эти оценки вполне соответствуют тому, что было зафиксировано в первых психометрических исследованиях в США еще до аварии на АЭС Три-Майл-Айленд.

⁴⁴ Когнитивная психология – психология познавательных процессов.

⁴⁵ Авария на АЭС Три-Майл-Айленд в 1979 году, авария ЧАЭС в 1986 году и авария на ФДАЭС в 2011 году.

Действительно, в 2012 году по заказу ИБРАЭ РАН Фонд «Общественное мнение» (ФОМ) провел всероссийский опрос для изучения восприятия общественного риска от аварии на ЧАЭС и ФДАЭС. Всего были опрошены 1500 человек в 44 регионах РФ. Опрос проводился в форме интервью по месту жительства респондента. Результаты показаны на рисунках 4.5 и 4.6. И в случае Чернобыля, и в случае Фукусимы более половины опрошенных ответили, что от радиации погибли тысячи человек и более. Распределение ответов по японской аварии оказалось похожим на распределение по Чернобылю, с той разницей, что свои представления о Чернобыле смогли озвучить чуть больше россиян. В обоих случаях распределение ответов практически не зависело от возраста, образования, материального положения, места проживания и рода занятий респондентов [Мелихова и др., 2013].

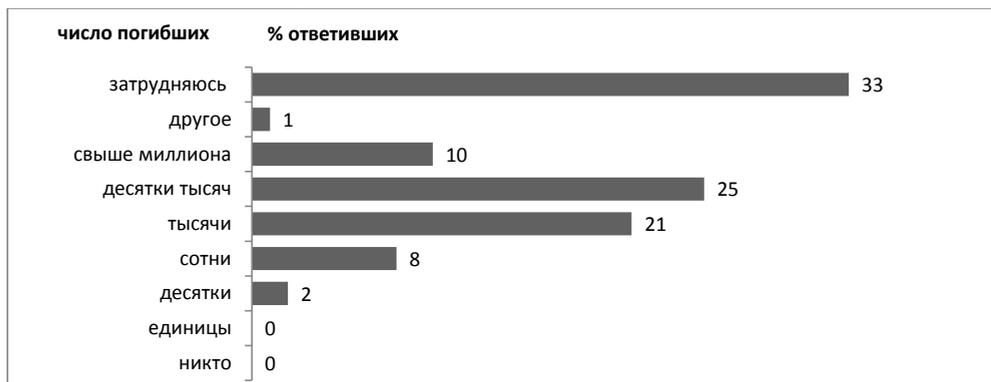


Рис. 4.5. Распределение ответов респондентов на вопрос «В 2011 г. произошла авария на АЭС «Фукусима» в Японии. По Вашему мнению, сколько всего людей погибли от радиационного воздействия в результате этой аварии?», % от общего числа опрошенных



Рис. 4.6. Распределение ответов респондентов на вопрос «В 1986 г. произошла авария на Чернобыльской АЭС. По Вашему мнению, сколько всего людей погибли от радиационного воздействия в результате этой аварии?», % от общего числа опрошенных

Специалистам, профессионально занимавшимся оценкой радиологических последствий обеих аварий, хорошо известно, что количество радиогенных смертей за прошедшие 30 лет после аварии на ЧАЭС, по факту не превысило 100 человек, а после аварии на ФДАЭС радиогенных смертей не было [Последствия, 2012; Health, 2013]. В то же время в обществе в целом простых ответов о количестве жертв Чернобыля и Фукусимы нет.

Мнение узких специалистов не принимается большинством. Википедия, наиболее популярный сегодня образовательный интернет-ресурс, пишет по этому поводу⁴⁶:

«Несвоевременность, неполнота и противоречивость официальной информации о катастрофе породили множество независимых интерпретаций. Иногда жертвами трагедии считают не только граждан, умерших сразу после аварии, но и жителей прилегающих областей, которые вышли на первомайскую демонстрацию, не зная об аварии. При таком подсчёте, чернобыльская катастрофа значительно превосходит атомную бомбардировку Хиросимы по числу пострадавших.

Гринпис и Международная организация «Врачи против ядерной войны» утверждают, что в результате аварии только среди ликвидаторов умерли десятки тысяч человек, в Европе зафиксировано 10 тыс. случаев уродств у новорождённых, 10 тыс. случаев рака щитовидной железы и ожидается ещё 50 тысяч.

Есть и противоположная точка зрения, ссылающаяся на 29 зарегистрированных случаев смерти от лучевой болезни в результате аварии (сотрудники станции и пожарные, принявшие на себя первый удар).

По данным ВОЗ, представленным в 2005 году, в результате аварии на Чернобыльской АЭС в конечном счёте может погибнуть в общей сложности до 4000 человек».

По поводу аварии на Фукусиме в российской Википедии написано только это: «В 2014 году МАГАТЭ опубликовало статистический отчёт о полученных дозах облучения для 20 тыс. ликвидаторов аварии, жителей эвакуированных районов, а также оценки рисков связанных с облучением заболеваний».⁴⁷

Ключ к объяснению субъективных оценок риска от АЭС дают психометрические исследования начала 1980-х, в которых в список источников опасности, которые респондентам предлагали ранжировать, помимо атомной энергетики были включены «радиационное загрязнение после атомной бомбардировки» и «ядерная война». Опрошенные американцы оценивали риск от «мирного» атома примерно также как риск радиационного облучения после ядерного удара. Больше жертв, по мнению опрошенных, будет только в случае полномасштабной атомной войны [Slovic, 1985].

В сознании современных россиян «мирный» атом также неразрывно связан с «военным». Это наглядно отражает современная речевая практика. Например, прилагательные «атомный» и «ядерный» вызывают военные ассоциации так же часто, как и «мирные» (таблица 4.4).

Ассоциации между мирным и военным атомом актуализируются в массовом сознании благодаря СМИ. Например, с помощью вот таких заголовков в популярных интернет-изданиях: «Взорвутся ли японские реакторы как атомные бомбы?»⁴⁸, «Четыре атомные бомбы готовы взорваться на Украине. Эксперименты киевских властей с американским ядерным топливом для АЭС угрожают миру техногенной катастрофой»⁴⁹ и т.п.

⁴⁶ Авария на Чернобыльской АЭС. <https://ru.wikipedia.org/wiki/>

⁴⁷ [Авария на АЭС Фукусима-1. https://ru.wikipedia.org/wiki/Авария_на_АЭС_Фукусима-1]

⁴⁸ [Комсомольская правда <http://www.kp.ru/daily/25653.4/816763/>]

⁴⁹ [Деловая электронная газета Татарстана <http://www.business-gazeta.ru/article/102946/>]

Таблица 4.4. Речевые ассоциации со словами-стимулами «атомный» и «ядерный»

| Стимул | Реакция на стимул, по убыванию частоты встречаемости | Источник |
|---------|---|--|
| атомный | Электростанция, Бомба, Реактор, Бомбардировка, Уран, Боеголовка, Подлодка, Субмарина, Ядро, Электрон... | Современная русскоязычная литература ⁵⁰ |
| ядерный | Боеголовка, Реактор, Физика, Заряд, Синтез, НАТО, Отходы, Бомбардировка, Электростанция, Уран | |
| атомный | Употребляется в военном контексте (11,6%), в контексте энергетики (4,6%) | Произведения русской литературы и контент популярных интернет ресурсов ⁵¹ |
| ядерный | Употребляется в военном контексте (24,1%), в контексте энергетики (29,8%) | |
| атомный | Век (138), Реактор (81), Взрыв (74), Ледокол (28), Ядерный (23), Вес (8), Война (8), Двигатель (8)... | Студенты разнопрофильных вузов из всех регионов России в 1988-1997 гг. [Русский, 2002] |
| ядерный | Взрыв (49), Реактор (16), Век (7), Полигон (5), Удар (5), Гриб (4), Бомба (2), Страшный (2) ... | |

По данным общероссийских опросов ФОМ [Бомбардировки, 2005] подавляющее число россиян (91%) знают или что-то слышали о том, что в августе 1945 года американская авиация совершила атомную бомбардировку двух японских городов – Хиросимы и Нагасаки. Отвечая на открытый вопрос о том, что первое приходит им в голову при слове “Хиросима”, подавляющее большинство респондентов (71%) говорили о произошедшем как о «*ядерной катастрофе*» и «*самом трагичном событии всех войн*». О том, что в результате атомной бомбардировки погибли более 100 тысяч человек и «с лица земли были стерты два города», большинство людей во всем мире знают со школьной скамьи. По этому вопросу в обществе существует консенсус.

Его также отражает Википедия. Например, в статье «Атомные бомбардировки Хиросимы и Нагасаки» читаем: «Количество погибших от непосредственного воздействия взрыва составило от 70 до 80 тысяч человек. К концу 1945 года в связи с действием радиоактивного заражения и других отложенных эффектов взрыва общее количество погибших составило от 90 до 166 тысяч человек. По истечении 5 лет общее количество погибших, с учётом умерших от рака и других долгосрочных воздействий взрыва, могло достичь или даже превысить 200 тысяч человек»⁵².

Таким образом, не имея знаний о последствиях прошлых аварий на АЭС, человек интуитивно, с помощью эвристики доступности, выдает приблизительную оценку числа погибших при атомных бомбардировках Хиросимы и Нагасаки. Даже если не помнить количество жертв атомных бомбардировок, легко сообразить, что в двух небольших городах могут жить десятки или сотни тысяч человек.

Еще один важный механизм искажения риска – *эффект репрезентативности*. Под влиянием эвристики репрезентативности нам кажется, что мы имеем дело с репрезентативной выборкой, хотя в действительности, это не так⁵³. Выбор решения основывается на мнении, что если речь идет о случайных процессах, то более вероятен

⁵⁰ Интернет проект «Сеть словесных ассоциаций» <http://wordassociations.ru>

⁵¹ <http://www.reright.ru/analysis/>

⁵² Атомные бомбардировки Хиросимы и Нагасаки.

https://ru.wikipedia.org/wiki/Атомные_бомбардировки_Хиросимы_и_Нагасаки.html

⁵³ А. Невеев. Почему мы ошибаемся? Эвристики и когнитивные искажения. <http://rosnauka.ru/publication/147>

тот вариант решения, который выглядит более случайным. Например, в серии из 10 бросков монеты, большинство людей сочтут более вероятной серию OOPPOPOPOP по сравнению с серией OOOOOOOOOO (где O — „орёл“ и P — „решка“), хотя обе серии могут выпасть с одинаковой долей вероятности. Причина заключается в том, что первая серия выглядит более случайной, чем вторая. Она отражает нашу идею о том, как должна выглядеть случайная серия. Мы пользуемся «эвристикой репрезентативности», когда выносим суждение о вероятности чего-либо с точки зрения того, насколько это соответствует или подходит определенному прототипу.

Эвристика репрезентативности приводит к тому, что человек может считать случайные события не случайными, видит закономерность там, где ее нет. Например, радиологам известно, что при облучении больших групп людей в диапазоне доз выше практического порога вредного действия радиации, частота онкологических заболеваний в группе увеличивается с ростом дозы (всего на несколько процентов). В массовом сознании раковое заболевание у любого человека, имевшего хоть какое-то отношение к атомному производству или к аварии на ЧАЭС, истолковывается им самим, его родными и знакомыми как следствие пагубного влияния радиации.

4.3.2. Чувственно-эмоциональные реакции на риск

Представления людей о катастрофическом характере последствий аварии на АЭС активируют еще один «фактор страха» – это так называемое «отвращение к риску». Большинство людей воспринимают гибель десяти человек в одном инциденте гораздо тяжелее, чем гибель десяти человек в десяти разных инцидентах. Отвращение к риску является подсознательной реакцией. Например, сейчас многие знают, что по статистике риск погибнуть в авиакатастрофе (10^{-7}) на три порядка меньше, чем риск гибели в ДТП. Однако, даже зная это, большинство людей, садясь в самолет, боятся погибнуть в авиакатастрофе, в то время как поездка в автомобиле у подавляющего большинства не вызывает приступов страха.

Есть еще целый ряд психологических механизмов, работающих на усиление риска [Мелихова и Абалкина, 2003]. Например, установлено, что риск воспринимается как более высокий по сравнению с реальной статистикой, если человек считает его недобровольным, мало изученным, непонятным, неконтролируемым лично, непривычным, несущим угрозу потомкам и т.д. Некоторые из этих факторов перечислены в таблице 4.5.

Таблица 4.5. Общественное восприятие риска

| <i>характеристика риска</i> | <i>условия, при которых риск кажется незначительным</i> | <i>условия, при которых риск кажется значительным</i> |
|-----------------------------|---|---|
| 1. происхождение риска | природа | деятельность человека |
| 2. добровольность риска | добровольный | недобровольный |
| 3. проявление последствий | немедленное | отдаленное |
| 4. опасность инцидента | ординарная | катастрофическая |
| 5. контролируемость | контролируемый | неконтролируемый |
| 6. выгоды принятия риска | ясные | неясные |
| 7. знакомство с риском | знакомый | незнакомый |
| 8. подверженность риску | постоянная | случайная |
| 9. необходимость риска | необходимый | излишний |

В зависимости от различной комбинации этих «возмущающих факторов» восприятие риска может существенно отличаться. Проведенные в США опросы показали, например, что многие американцы принимают риск заболеть раком вследствие употребления в пищу арахисового масла (это масло может содержать афлатоксин –

канцероген, вырабатываемый плесенью на арахисе и других продуктах), если вероятность такого заболевания составляет один случай на 10 000÷100 000, и отвергают использование синтетического материала с риском 1:1 000 000.

Все эти факторы страха действуют в отношении атомной энергетики. Например, в большинстве ядерных стран опасения в отношении атомных станций и хранилищ радиоактивных отходов особенно велики у жителей тех районов, где атомных объектов никогда не было, и где их собираются построить [Ramana, 2011]. В этом случае риск воспринимается как более высокий, в том числе из-за того, что:

- объект навязывается сверху (риск недобровольный)
- неясно, как реализуется связанная с объектом опасность (риск непонятный)
- личного опыта жизни по соседству с таким объектом у людей нет (риск незнакомый)
- если реактор выйдет из строя, будет катастрофа (риск катастрофический)
- используемые на объекте технологии очень сложны и требуют привлечения специалистов, чьи человеческие качества заранее неизвестны
- решения принимаются централизованно, без участия местного населения
- выгоду от размещения опасного объекта получают корпорации, в некоторых случаях снижаются цены на электроэнергию одинаково для всех потребителей, местное население не получает дополнительных преимуществ, компенсирующих повышенные риски (выгоды распределяются несправедливо)

Одним из важнейших факторов в восприятии риска является доверие. Когда защита от риска предлагается надежной стороной, риск кажется ниже. В отсутствие доверия риск кажется опаснее. Например, психосоциальные исследования в Политехническом госуниверситете в штате Калифорния (США) не выявили зависимости между тем, что знают студенты об использовании атомной энергии, и тем как они относятся к расположенной рядом атомной станции Дьябло Каньон. Но в то же время было показано, что студенты, поддержавшие использование атомной энергии, больше доверяли информации от правительственных и профессиональных источников и больше верили в то, что действующая система управления атомной энергией способна обеспечить защиту населения [Levi and Holder, 1988].

Недоверие населения к операторам АЭС и институтам управления атомным производством является низким повсеместно. Например, в ходе опроса, проводившегося в США в 1990 году, только 68% респондентов согласились с утверждением, что Департамент энергетики США предоставит населению своевременную и полную информацию в случае инцидента или серьезной проблемы в программе по обращению с ядерными отходами. Еще один опрос показал, что доверие к местным властям по вопросам обеспечения безопасности населения при ЧС на атомных объектах находится примерно на таком же низком уровне [Ramana, 2011]. В Евросоюзе в 2001 году только 10% респондентов выразили доверие к информации, распространяемой от лица атомной промышленности.

Недоверие к атомной промышленности периодически подкрепляется «разоблачениями» того, как нарушались нормы безопасности операторами АЭС и скрывались выбросы, а также примерами неэффективной работы и коррупции в органах ядерного регулирования. Недоверие распространяется также на академических ученых и специалистов в области радиационной безопасности из-за их связей с атомной отраслью и правительством, которым население не доверяет. А если источнику информации не доверяют, любое его сообщение подлежит игнорированию и вызывает подсознательную озлобленность, поскольку, людям кажется, что их пытаются одурачить.

Каждая тяжелая авария снижает доверие к атомной отрасли. Например, немецкая комиссия по этике (Совет мудрецов), о которой мы говорили выше, рекомендовала правительству Германии исключить атомную энергетику из национальной энергетической корзины, в частности, из-за того, что в 2011 году тяжелая авария произошла в такой высокотехнологичной стране как Япония, а значит, это может произойти и в Германии [Nuclear, 2012].

4.4. Этические проблемы радиационной защиты

Еще один аргумент Совета мудрецов против продолжения использования атомной энергии в Германии состоял в том, что *«в течение недель, пока продолжалась авария на Фукусиме, не было видно, когда она закончится, невозможно было оценить ущерб и определить географические границы загрязненных территорий»*.

Спустя четыре года после аварии 150 тыс. эвакуированных из-за аварии граждан Японии не могут получить однозначного ответа, безопасно ли им вернуться в свои дома. В 2013 году Всемирная организация здравоохранения опубликовала отчет по последствиям аварии. Максимальные дозы облучения за первый год для жителей наиболее загрязненных населенных пунктов были оценены в диапазоне 12÷25 мЗв [Health, 2013]. В последующие годы дозы значительно меньше. Радиологам хорошо известно, что при дозах менее 100 мЗв, даже если они получены однократно, вредные эффекты облучения обнаружить невозможно. Эксперты ВОЗ сделали осторожный вывод, что увеличение заболеваемости населения за счет аварийного облучения вероятнее всего не будет обнаружено. Но окончательно оценить последствия для здоровья можно будет только ретроспективно, после многолетнего наблюдения за облученным населением [Health, 2013]. Очевидно, что для эвакуированных это – не тот ответ, который поможет принять решение, возвращаться или нет.

Отсутствие четких ответов о масштабах радиационного воздействия, действительно, является ключевой проблемой современной радиационной защиты. Почему же идеально отстроенная с научной точки зрения современная международная система радиационной защиты при столкновении с реальной аварийной ситуацией не дает необходимых обществу ответов?

Камнем преткновения является хорошо известная научная неопределенность эффектов в области малых доз облучения. В этой области практическая система радиационной защиты, рекомендованная Международной комиссией по радиационной защите (МКРЗ), основывается на предположении о том, что «при дозах ниже, приблизительно 100 мЗв, заданное увеличение дозы приведет к прямо пропорциональному увеличению вероятности развития рака или наследственных эффектов, связанных с облучением. Эта модель зависимости доза – эффект обычно называется линейной беспороговой (ЛБП) моделью. Такая точка зрения согласуется с точкой зрения НКДАР ООН (и, например, с NCRP, 2001, NAS/NRC, 2006), тогда как Академия Наук Франции (2005) настаивает на существовании практического порога для радиационного риска рака. Комиссия считает, что использование ЛБП модели совместно с экспертной оценкой коэффициента эффективности дозы и мощности дозы обеспечивает устойчивую основу для практических целей радиационной защиты, то есть для управления рисками облучения в малых дозах. Тем не менее, Комиссия подчеркивает, что, хотя ЛБП модель и остается научно обоснованным элементом ее практической системы радиационной защиты, вряд ли удастся собрать информацию, которая бесспорно подтвердит гипотезу, лежащую в основе этой модели. Вследствие неопределенности оценки выхода биологических эффектов при малых дозах, Комиссия делает вывод о том, 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» [МКРЗ, 2009].

Итак, МКРЗ, с одной стороны, постулирует, что радиация может быть вредна в любой, сколь угодно малой дозе. То есть, чем меньше радиации, тем лучше. В качестве предела дозы для населения в условиях нормальной эксплуатации атомных установок МКРЗ рекомендует значение 1 мЗв, которое *«на два порядка ниже, чем максимальное значение референтного уровня, что обеспечивает строгий уровень защиты»*. С другой стороны, МКРЗ признает, что для целей практического здравоохранения ЛБП неприменима.

Эта двойственная позиция МКРЗ на практике затрагивает интересы очень многих людей за пределами профессионального сообщества, в частности, когда происходит аварийное облучение населения в диапазоне малых доз. Осознание социальных последствий радиологического дуализма МКРЗ привело к расколу среди профессионалов в области радиационной защиты. Многие специалисты считают, что ЛБП модель «является величайшим научным скандалом современности», что она строится не на научном фундаменте, а исходит из политических резонансов и общественной обеспокоенности [Socol, 2013], что ее применение на практике создает угрозу для здоровья населения [Kaneko, 2004; Агапов и др., 2004].

Действительно, средства, затрачиваемые сегодня в ядерных странах на снижение и без того пренебрежимо малого радиационного риска, можно было бы использовать с большей пользой. Согласно современным «расценкам», предотвращение одного смертельного радиационно-индуцированного рака стоит 1,1 млрд. долларов США, в то время как спасение одной человеческой жизни в среднем обходится (в США) в 7–70 млн. долларов США. То есть, спасая одну статистическую человеческую жизнь по принципу «чем меньше радиации, тем лучше», мы совершаем 15–150 «статистических убийств».

По нашему мнению, именно из-за двойственной позиции МКРЗ у общества нет, и в ближайшей перспективе не будет, четких ответов о медицинских последствиях Чернобыля и Фукусимы. По крайней мере, до завершения пожизненного наблюдения за теми, кто получил аварийное облучение в диапазоне малых доз.

ЛБП модель дает «научные» основания для гипертрофированного страха людей перед «мирным» атомом. В качестве примера приведем рассуждения бывшей журналистки, беллетриста и народного депутата, а ныне кандидата философских наук Аллы Ярошинской [Ярошинская, 2006]:

«Сегодня в мире существуют два диаметрально противоположных подхода к проблеме риска ядерной безопасности. ... Один из подходов основан на том, что любая привнесенная извне радиационная доза несет риск заболевания. ...Этой научной и глубоко нравственной международной концепции в отечественной науке, прежде всего в официальной радиобиологии, противопоставляется пороговая концепция допустимого радиационного риска. ... Если беспороговая концепция исповедует благоговение перед человеческой жизнью, то пороговая сознательно допускает некое «оптимальное», «статистически незначительное» в свете закона больших чисел количество возможных человеческих жертв. То есть первую можно определить как «концепцию недопустимости жертв», вторую — как «концепцию допустимых жертв».

Изъяны этих рассуждений очевидны только профессионалам. Но вполне можно представить, что, оказавшись Алла Ярошинская, кстати, ставшая в 1992 году лауреатом Альтернативной Нобелевской премии «The Right Livelihood Award Foundation», членом какой-нибудь Комиссии по этике, она легко сможет убедить непрофессионалов в безнравственности развития атомной энергетики.

Несмотря на предупреждение Комиссии, подход «чем меньше радиации, тем лучше» широко используется в здравоохранении. Врачи, за исключением радиологов, обычно списывают непонятные им заболевания на «плохую экологию и радиацию». Пациенты все чаще отказываются от крайне важной для них «радиационной»

диагностики из-за страха перед облучением [Коновалова, 1998; Socol, 2013]. Опыт прошлых аварий и инцидентов в атомной промышленности показывает, что при любой радиационной аварии должностные лица склонны применять неоправданные защитные меры, руководствуясь «научным» принципом «чем меньше радиации, тем лучше». Из-за этого многократно возрастает масштаб социально-экономических последствий аварии.

4.4.1 Моральные дилеммы радиационной защиты

Ситуацию с ЛБП гипотезой можно отнести к моральным дилеммам, то есть к проблемам, которые не имеют простого и однозначного решения, в которых содержатся более или менее равнозначные и обоснованные альтернативы, причем ни одна из них не является безупречной с моральной точки зрения.

Как утверждают философы, моральные дилеммы не решаются внутри профессионального сообщества [Коновалова, 1998]. Поэтому обвинения оппонентов ЛБП модели против «бюрократов от радиационной защиты» в замалчивании данных и теорий, противоречащих данной модели, в предательстве интересов науки и т.п. бесперспективны. Моральные дилеммы затрагивают интересы тех, кто находится вне профессионального сообщества, — населения и регуляторов. То есть речь идет не о профессиональной этике, а о другой, оборотной стороне деятельности профессионалов, которую необходимо контролировать (и ограничивать) извне. Именно поэтому в этические комитеты, создаваемые правительствами многих стран, включены философы, этики, юристы, представители общественности, городских властей, экологов, но не сами профессионалы.

Осознавая эту ситуацию, МКРЗ озаботилась несколько лет назад вопросами этики радиационной защиты. В октябре 2011 года в Комиссии была создана специальная рабочая группа по подготовке к 2016 году публикации МКРЗ по этике радиационной защиты.

В настоящее время у МКРЗ нет формальной концепции этических принципов, хотя эти принципы, безусловно, имеются. До последнего времени ведущие эксперты МКРЗ пытались разобраться в этике самостоятельно, без участия философов. Например, Абель Гонзалес пришел к выводу, что четыре принципа радиационной защиты — обоснование, оптимизация и нормирование, и формально не зафиксированный, но пронизывающий всю систему защиты принцип предусмотрительности в отношении будущих поколений и биоты, отражают четыре базовые этические доктрины [Gonzalez, 2011; 2012]:

| Радиационная защита | Этические системы |
|--|---|
| Принцип обоснования: любое решение, приводящее к изменению ситуации облучения, должно давать больше пользы, чем вреда | Телеологическая этика: цель оправдывает средства |
| Принцип оптимизации: достижение наилучшего уровня защиты в преобладающих обстоятельствах | Утилитаристская этика (телеологическая): максимальная польза для наибольшего числа людей |
| Принцип ограничения индивидуальной дозы | Деонтологическая этика (этика долга): делай другим то, что они сделали бы для себя сами (делай что должно) |
| Предусмотрительность в отношении других поколений и окружающей среды | Этика добродетели: будь добрым к другим как к себе |

Несколько иначе видит связь принципов радиационной защиты и базовых этических концепций другой член МКРЗ француз Жак Лошар [Lochard, 2012]. Он считает, что принцип обоснования соответствует этике добродетели. Предусмотрительность он определяет как учет неопределенностей с помощью ЛБП модели, а ограничение индивидуальных доз – как способ устранения неизбежной несправедливости в распределении дозовых нагрузок. Сопряжение этических принципов применительно к радиационной защите Жак Лошар видит так: уважение к правам индивидуума (этика долга), содействие коллективным интересам (утилитаристская этика) и внимание к мудрости и проницательности (этика достоинства).

Европейские философы морали тоже начали двигаться в этом направлении, и тоже самостоятельно. В 2007 году свой анализ моральных оснований радиационной защиты, зафиксированных в Публикации МКРЗ № 60 (1991), предложил шведский философ Свен Хэнсон [Hansson, 2007]. Он привел наглядные образы для трех базовых типов этики, которые соответствуют трем принципам радиационной защиты.

Первый этический подход воплощают весы. Чтобы дать моральную оценку альтернативным решениям, нужно взвесить пользу и вред для каждого варианта и выбрать тот, для которого чистая польза будет максимальной (утилитаризм). Принцип оптимизации защиты является утилитаристским.

Второму подходу соответствует забор. Обучая детей этичному поведению, мы говорим, что есть пределы, за которые заходить нельзя. Например, нельзя лгать, даже если правда может кому-то повредить. Это — деонтологическая этика (этика долга). Принцип превышения дозовых пределов в радиационной защите соответствует этике долга.

Третьему подходу соответствует компас. Этическое поведение человека должно определяться его внутренним моральным компасом, человек должен чувствовать, когда он делает добро, а когда – зло. Это – этика добродетели. В радиационной защите ей соответствует принцип обоснования.

Хэнсон подмечает, между моральными философами, исповедующими разные этические концепции, проявляется неприкрытый антагонизм, а в радиационной защите профессионалы удивительным образом сочетают все три конкурирующих принципа. Однако разобраться, в чем здесь дело, Свен Хэнсон не пытается.

Очевидно, задача корректного перевода подходов и принципов радиационной защиты на язык прикладной этики должна решаться философами с обязательным участием профессионалов. То есть необходимы серьезные междисциплинарные исследования. Это позволит исключить ошибочные этические толкования, выделить из моральных проблем, связанных с трудностями принятия решений, моральные дилеммы, и ответить на вопрос, возникают ли эти дилеммы в результате непоследовательности моральной теории или они выражают существенную особенность моральной жизни [Коновалова, 1998]. На этой научной платформе можно обеспечить высокий теоретический уровень общественных дискуссий, строгую аргументацию и ясность.

4.4.2. Необходимость публичной рефлексии

Возвращаясь к гигантскому разрыву между общественным мнением об опасности «мирного атома» и научными знаниями по этой теме, можно сделать следующие выводы.

Существующий обмен научными знаниями между специалистами в области радиационной безопасности и специалистами в области управления рисками должен расширяться и углубляться. В этом случае коммуникация рисков проводится «на равных» и не требует участия посредников.

Коммуникация специалистов в области радиационной безопасности с населением по вопросам оценки радиационного риска бесперспективна. Оставаясь в рамках научной аккуратности и придерживаясь дуализма в отношении влияния малых доз, радиологи никогда не смогут изменить установку массового сознания на то, что человеку лучше без «мирного» атома по соседству. Вместо навязывания общественности своих профессиональных знаний о радиационных рисках, видимо, следует «перейти в другое измерение», туда, где все равны, и начать обсуждать этические проблемы радиационной защиты. Такой вариант предлагают сегодня атомному сообществу европейские социальные философы [Meskens, 2012].

Предлагаемая ими публичная рефлексия подразумевает, что ученые, инженеры, управленцы, политики, активисты, граждане, коммуникаторы публично обсуждают не факты, опасения и интересы, а то, во что они верят, но не могут доказать и то, на что они надеются, но не могут гарантировать [Мелихова, 2014].

В информационном поле, генерируемом сегодня профессиональным атомным сообществом, пока никаких признаков такой рефлексии. Например, FORATOM утверждает на своем сайте: "...Фукусима, вероятно, окажет некоторое влияние на стоимость и сроки нового строительства в ближайшее время, но не станет решающим фактором, влияющим на долю атомной энергетики в долгосрочном периоде...". Это утверждение невозможно проверить, и за ним скрываются определенные ценностные допущения.

Проводимая сегодня атомным сообществом "открытая и прозрачная" коммуникация, на самом деле предназначена только для "объяснения" и "обучения". Такой подход обречен на провал с самого начала. Возможно, нравоучительно-покровительственный тон в последние годы был сглажен, но суть дела от этого не меняется. Декларации «открытости и прозрачности» свидетельствуют о готовности слушать, но не о готовности к рефлексии по поводу исходных оснований своей доказательной базы. Стратегические коммуникации, нацеленные на повышение социальной приемлемости атомных технологий, на самом деле, как мы видим из многочисленных примеров, закрывают возможность дискуссии даже до того, как появляется "другая сторона" (поскольку на самом деле транслируется следующее: мы знаем все ответы).

Цель публичной рефлексии определенно состоит в том, чтобы предоставить возможность для открытой дискуссии. Возможно, именно этот путь — переход от «стратегических коммуникаций» к рефлексии в публичном пространстве, позволит добиться доверия информированного гражданского общества.

Литература к главе 4

1. Агапов А.М., Новиков Г.А., Арутюнян Р.В., Мелихова Е.М. Кто помог создать чернобыльский миф? //Атомная стратегия. 2004, № 12, С. 10–12.
2. Арефинкина С.Е., Е.М. Мелихова. Изучение общественного мнения о ядерной энергетике в России. – в сб. Труды научной сессия МИФИ-2010. Т.3. http://www.library.mephi.ru/data/scientific-sessions/2010/fulltext_t6/2-5-1.doc
3. Большой психологический словарь. — М.: Прайм-ЕВРОЗНАК. Под ред. Б.Г. Мещерякова, акад. В.П. Зинченко. 2003.
4. Вовк Е. Отношение к атомной энергетике в России: через 20 лет после Чернобыля. // Социальная реальность. №5, с. 21-28. 2006, www.fom.ru
5. Доминанты. Поле мнений. Социологический бюллетень. М.:Фонд Общественное Мнение. 21.04.2011. №16, 52 с.

6. 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
7. Кожевникова Н.И., Н.В. Кожевников. Состояние уровня экологического сознания населения Саратовской области на рубеже XX–XXI веков. Известия Саратовского университета. 2009. Т. 9. Сер. Химия. Биология. Экология. Вып.1. с.75–81
8. Коновалова Л.В.. Прикладная этика (по материалам западной литературы). Выпуск 1. Биоэтика и экоэтика. http://iph.ras.ru/uplfile/root/biblio/1998/Konovalova_1.pdf
9. Лекция Сергея Владиленовича Кириенко в НИЯУ МИФИ. 26.11.2014. https://mephi.ru/content/articles/index.php?ELEMENT_ID=47668
10. Мелихова Е.М. Социальная приемлемость атомной энергетики и моральные дилеммы радиационной защиты. // Медицинская радиология и рад. Безопасность, 2014, Том 59, №2, с.68 – 75
11. Мелихова Е.М., Е.М. Быркина, Ю.А. Першина. О некоторых механизмах социального усиления риска для здоровья при освещении в СМИ аварии на АЭС Фукусима. // Медицинская радиология и радиационная безопасность, 2013, Том 58, №4, с.5 – 16
12. Мелихова Е.М., И.Л. Абалкина. Диалог по вопросам риска. Практические советы. Под общей редакцией д.т.н. И.И. Линге. ИздАТ, 2003, 80 с.
13. Мигдисова С., Е. Петренко. Радиацию и алкоголь россияне склонны считать первыми врагами здоровья человека 25.11.1994. <http://bd.fom.ru/report/map/of19943504>
14. МКРЗ, 2009. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите. (МКРЗ). Пер с англ. /Под общей ред. М.Ф. Киселёва и Н.К. Шандалы. М.: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009.
15. Невеев А. Почему мы ошибаемся? Эвристики и когнитивные искажения. <http://rosnauka.ru/publication/147>
16. Последствия облучения для здоровья человека в результате чернобыльской аварии. Научное приложение Д к Докладу НКДАР ООН 2008 года Генеральной Ассамблее. ООН. Нью-Йорк, 2012 год. <http://www.unscear.org/unscear/ru/chernobyl.html>
17. Пратт У.Т. Восприятие общественностью радиоактивного загрязнения. – В сборнике «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.
18. Проблемы экологии. Опрос населения 22.11.2001. Отчет. База данных ФОМ. <http://bd.fom.ru/report/map/dd014424>
19. Русский ассоциативный словарь. В.2 т. I. От реакции к стимулу: Ок. 7000 стимулов. /Ю.Н. Караулов, Г.А. Черкасова, Н.В. Уфимцева и др. – М.: ООО «Издательство Астрель»; ООО «Издательство АСТ», 2002. – 992 с.
20. Холев В. Ядерная энергия в Японии может сохраниться. 05.03.2014. <http://nsrus.ru/informacionnaja-politika-jaor/v-mire-atomnoi-yenergetiki/-05-2012-jadernaja-yenergija-v-japonii-mozhet-sohranitsja.html>
21. Экология в России: оценка ситуации. Опрос населения 09.08.2007. Отчет. База данных ФОМ, <http://bd.fom.ru/report/map/d073222>
22. Ярошинская А. Ядерный риск: нравственный выбор. 2006. <http://www.rosbalt.ru/2006/06/26/258107.html>.
23. Beaver W. The Demise of Yucca Mountain. // The Independent Review, v. 14, n. 4, pp. 535–547. Spring 2010.

24. Blair Gavin . Beginning of the end for nuclear power in Japan? // The Christian Science Monitor. June 20, 2011. <http://www.csmonitor.com/World/Asia-Pacific/2011/0620/Beginning-of-the-end-for-nuclear-power-in-Japan>.
25. Court ruling bans restart of Ohi Nuclear Power Plant Nuke Info Tokyo No. 160. March 30, 2014. <http://www.cnrc.jp/english/?p=2919>; <http://www.cnrc.jp/english/?p=2919>
26. 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
27. Fischhoff B., P. Slovic, S. Lichtenstein et.al, How Safe is Safe enough? A Psychometric Study of Attitudes Towards Technological Risks and Benefits. //Policy Sciences, 9 (1978), pp. 127-152
28. Gonzalez A.J. Ethics in radiation protection. Presentation at 13th Int. Congress of the IRPA. SECC, Glasgow, Scotland, U.K.; May 17th, 2012. <http://s281354445.websitehome.co.uk>
29. Gonzalez A.J. The Argentine Approach to Radiation Safety: Its Ethical Basis. Science and Technology of Nuclear Installations. 2011, Article ID 910718, 15 p. <http://www.hindawi.com/journals/stni/2011/910718/>
30. Hansson S.O. Ethics and radiation protection. // J. Radiol. Prot. 2007, 27, P. 147–156. doi:10.1088/0952-4746/27/2/002. Online at stacks.iop.org/JRP/27/147
31. Kaneko M: An Evolved System of Radiological Protection, Proceedings of the 11th International Congress of the International Radiation Protection Association, Madrid, Spain, 23rd-28th, May, 2004
32. Kessides I. N. The future of the nuclear industry reconsidered: Risks, uncertainties, and continued promise. Energy Policy. Volume 48, September 2012, Pages 185–208 Special Section: Frontiers of Sustainability
33. Kingston Jeff. Japan’s Nuclear Village. // The Asia-Pacific Journal: Japan Focus/Vol. 10, Issue 37, No. 1, September 10, 2012.
34. Levi D.J. and E.E. Holder. Psychological factors in the nuclear power controversy. Political Psychology. 1988 9(3): pp. 445–457
35. Lochard J. Ethics and social values in the management of existing exposure situations: early reflections. Presentation at 14th European ALARA Network workshop. Sept. 4–6, 2012, Dublin, Ireland. <http://www.cepn.asso.fr/en/publications/communications/104-ethics-and-social-values-in-the-management-of-existing-exposure-situations.html>
36. Meskens G. “Public Reflexivity and its discomforts”, <http://www.euronuclear.org/events/pime/pime2012/>
37. Nuclear energy risk perceptions. – In book: Science and Technology Committee First Report “Devil’s bargain? Energy risks and the public”. 9 July 2012. <http://www.publications.parliament.uk/pa/cm201213/cmselect/cmsctech/428/42802.htm>
38. Nuclear Power in an age of Uncertainty (Washington, D.C.: U.S. Congress, Office of Technology Assesment, OTA-E-216, February 1984)
39. Public attitude to the nuclear industry. Ipsos MORI. Nuclear Industry Association. November 2007. <https://www.ipsos-mori.com/Assets/Docs/Archive/Polls/niauk2.pdf>
40. Public Attitudes Toward Nuclear Power. – In book: Nuclear Power in an age of uncertainty. Washington, D. C.: U.S. Congress, Office of Technology Assessment, OTA-E-216, February 1984. Chapter 8. P.221-226. <https://www.princeton.edu/~ota/disk3/1984/8421/842111.PDF>
41. Ramana M. V. Nuclear power and the public. Bulletin of the Atomic Scientists 67(4) 43–51, 2011. <http://thebulletin.sagepub.com>
42. Slovic Paul, Baruch Fischhoff, and Sarah Lichtenstein (1981) , "Facts and Fears: Societal Perception of Risk", in NA - Advances in Consumer Research Volume 08, eds. Kent B.

- Monroe, Ann Abor, MI : Association for Consumer Research, Pages: 497-502
: <http://acrwebsite.org/volumes/5844/volumes/v08/NA-08>
43. 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.
 44. Slovic, P.; Fischhoff, B.; Lichtenstein, S. Characterizing Perceived Risk. In: Kates, R. W.; Hohenemser, C.; Kasperson, J.X. (ed.). Acta Psychologica: managing the hazards of technology. Boulder, CO: Westview, 1985. p. 91-123
 45. Socol Y., Yanovskiy M., Zatskovets I. Low-dose ionizing radiation: scientific controversy, moral-ethical aspects and public choice. Int. J. of Nuclear Governance, Economy and Ecology. 2013.4, No. 1, P.59 –75.
 46. Westlake A. Osaka governments call for shutdown of Oi nuclear plant. Sep 04, 2012.// JDP. <http://japandailynews.com/osaka-governments-call-for-shutdown-of-oi-nuclear-plant-0411117>.
 47. What people really think about nuclear energy. FORATOM publication. September 2014. <http://www.foratom.org/public/topical-publications/8596-opinion-poll/file.html>
 48. White G.F., M. S. Bronzinit, E. W. Colglaziert et al. Proc. Natl. Acad. Sci. USA Vol. 91, pp. 10786-10789, November 1994 (1994)
 49. WHO, 2013. Health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami, based on a preliminary dose estimation. World Health Organization. 2013

Подписано в печать 20.11.2015 г.
Формат 62х94/8. Бумага офсетная.
Печать цифровая. Тираж 130 экз.
Заказ № 57172.

Отпечатано в типографии «OneBook.ru»
ООО «Сам Полиграфист».
129090, г. Москва, Протопоповский пер., дом 6.
www.onebook.ru