

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт проблем безопасного развития атомной энергетики
Российской академии наук

На правах рукописи



Аракелян Арам Айкович

**КОМПЛЕКСНЫЙ МЕТОД ОБОСНОВАНИЯ РАДИАЦИОННОЙ
БЕЗОПАСНОСТИ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ПРИЕМЛЕМОСТИ
ОБЪЕКТОВ ЯДЕРНОЙ ТЕХНИКИ**

2.4.9. – Ядерные энергетические установки, топливный цикл, радиационная
безопасность

Диссертация
на соискание учёной степени
кандидата технических наук

Научный руководитель:

д.ф.-м.н. Р. В. Арутюнян

д.т.н. И. И. Линге

Москва 2024

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение	4
1 Эволюция экологических требований к объектам использования атомной энергии	10
1.1 Формирование основных промышленных площадок и установление экологических требований на начальном этапе развития атомной отрасли	11
1.2 Современные требования в области радиационной и экологической безопасности	12
1.3 Методологии определения и оценки экологических рисков	21
1.3.1 Формирование концепции риска	22
1.3.2 Оценки радиационного риска	23
1.3.3 Риски от химических веществ	25
1.3.4 Распространение методологии оценки риска в России	26
1.4 Современное состояние методологии оценок техногенного риска в Российской Федерации и обоснования экологической приемлемости	28
1.5 Постановка цели исследования	32
2 Выбор типовых объектов ядерной техники для проведения оценок	34
2.1 Определение типовых площадок АЭПК	34
2.2 Систематизация основных характеристик и условия функционирования площадок АЭПК	38
2.2.1 Площадка АО «АЭХК»	38
2.2.2 Площадка АО «УЭХК»	41
2.2.3 Площадка АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» и АО «НИФХИ»	43
2.2.4 Площадка ПАО «МСЗ»	46
2.2.5 Площадка Ленинградской АЭС, Северо-Западного ТО ФГУП «РАДОН», ФГУП «НИТИ им. А. П. Александра»	48
2.2.6 Площадка АО «ГНЦ НИИАР»	52

2.3	Оценка уровней облучения за счёт радиоактивного загрязнения в результате крупных радиационных аварий	55
	Выводы к главе 2	58
3	Выбор базовых моделей для проведения оценки рисков, их развитие и программная реализация	60
3.1	Анализ методологических подходов к оценке канцерогенных рисков за счёт воздействия радиационного и химического факторов	63
3.1.1	Методы оценки химических канцерогенных рисков	64
3.1.2	Модели оценки радиационного риска	67
3.2	Анализ общих принципов оценки уровней воздействия токсичных веществ. Выбор модели оценки химических рисков	71
3.3	Разработка программных средств для проведения расчётов рисков	75
	Выводы к главе 3	90
4	Сравнительная оценка радиационных и химических рисков в районах расположения ОИАЭ	92
4.1.1	Площадка АО «АЭХК»	92
4.1.2	Площадка АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» и АО «НИФХИ»	95
4.1.3	Площадка АО «УЭХК»	100
4.1.4	Площадка ПАО «МСЗ»	103
4.1.5	Площадка Ленинградской АЭС, Северо-Западного ТО ФГУП «РАДОН», ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова»	107
4.1.6	Площадка АО «ГНЦ НИИАР»	115
	Выводы к главе 4	120
5	Рекомендации по применению комплексного метода обоснования радиационной безопасности и экологической приемлемости ОИАЭ	122
	Заключение	126
	Список сокращений	128
	Список использованных источников	132

Введение

Актуальность темы исследования

Реализуемая Российской Федерацией стратегия развития ядерной энергетики предусматривает сооружение новых энергоблоков атомных электростанций (АЭС), в том числе за рубежом. В то же время в ряде стран, в том числе относящихся к крупнейшим экономикам мира, реализуются меры по закрытию АЭС, в основе которых лежат различного рода экологические предосторожности в отношении радиационной безопасности (РБ). На глобальном уровне в условиях консенсуса по наличию экологических проблем, связанных с загрязнением окружающей среды и глобальным потеплением, консенсус по позитивной роли АЭС до настоящего времени не достигнут. В этой связи развитие методов обоснования экологической приемлемости ядерных технологий приобретает особую актуальность. При этом опыт большого количества исследований показывает, что рассмотрение отдельной конкретной АЭС или модельной ядерной установки или исключительно факторов РБ подобные задачи в полном объеме не решает.

Представляется, что ситуация существенно улучшится, если будут выполнены:

- реалистичные оценки экологического воздействия на население (радиоактивных и вредных химических веществ), проживающее в районе расположения промышленных площадок всех типов предприятий атомного энергопромышленного комплекса (АЭПК), обеспечивающих атомную генерацию;
- оценки негативного воздействия на окружающую среду и население предприятий АЭПК для всех загрязнителей;
- сопоставление негативного воздействия площадок АЭПК с воздействием иных предприятий – загрязнителей, то есть будет учитываться реальная экологическая обстановка в районе их размещения.

Требования к выбору площадки и составу проектных решений по планируемой или текущей деятельности уже эксплуатируемых объектов широко представлены в нормативно-правовой базе Российской Федерации. Для целей их подтверждения предусмотрены такие процедуры, как экспертизы радиационной и экологической безопасности и общественные слушания. Центральными документами при этом являются материалы отчётов по обоснованию безопасности (ООб) и оценок воздействия на окружающую среду (ОВОС). Подобная система обоснования РБ экологической приемлемости не позволяет учитывать влияние всех источников потенциального воздействия на население, определяя лишь квоты на выбросы и сбросы

радиоактивных веществ конкретного объекта использования атомной энергии (ОИАЭ). Существующие на сегодняшний день методы обоснования РБ в виде подготовки и утверждения материалов ООБ и ОВОС, проектов допустимых выбросов и сбросов, проводимые с редкой периодичностью и лишь при существенных изменениях в деятельности ОИАЭ не позволяют проводить фактическую оценку безопасности на любом этапе эксплуатации и жизненного цикла в целом, отслеживать динамику изменения радиационного и экологического воздействия ОИАЭ. Соблюдение установленных нормативных уровней сбросов и выбросов в ходе эксплуатации ОИАЭ подтверждает безопасность лишь на качественном уровне, тогда как для количественной оценки необходимо проводить более детальный и глубокий анализ факторов воздействия.

В этой связи представляется важным развитие комплексных методов обоснования радиационной безопасности и экологической приемлемости для их непосредственного применения в планировании мер по улучшению экологической обстановки, информационной работе и, возможно, последующей имплантации в материалы ООБ и ОВОС.

Наибольшим потенциалом в этой области обладает методология анализа риска. Её применению должно предшествовать решение задачи систематизации промышленных площадок и объектов ядерной техники, выделение типовых ситуаций и отработка методологии на этих типовых ситуациях (промышленная площадка АЭПК и селитебная зона района расположения) с акцентом на повышение реалистичности путем учёта того, что радиационное воздействие оказывается на фоне иных значимых техногенных факторов, которым подвергается население, объекты живой природы и экосистема в целом в условиях локальных специфик (биогеохимическое разнообразие территорий, санитарно-эпидемиологическая, медико-демографическая обстановка и др.). Таким образом, требуется иной подход, в рамках которого все эти особенности можно будет учесть и доказательно продемонстрировать, что экологическое воздействие производств АЭПК находится не только в допустимых (приемлемых) пределах, но и количественно определить его роль. Для реализации подхода необходимо разработать метод, включающий определение зон потенциального воздействия и расчетного инструментария, позволяющего от экологической нагрузки отдельного предприятия перейти к формированию полей потенциального воздействия, выраженных, в том числе, в единицах риска для здоровья человека. Моделирование различных процессов, создание и применение базы данных фактических и расчётных параметров экологической обстановки составляют основу такого инструментария.

Кроме того, актуальность развития комплексных методов обоснования экологической приемлемости обусловлена потребностью оптимизации расходов на обеспечение РБ в условиях действия существенно более опасных факторов.

Оценке радиационного воздействия на окружающую среду и анализу радиоэкологических проблем в целом и для ряда определённых территорий посвящено большое количество работ, среди которых наиболее фундаментальные монографии Р. М. Алексахина (2006 г.), И. И. Крышева и Е. П. Рязанцева (2010 г.). История исследований канцерогенного и токсического воздействий и рисков, с ними связанных, насчитывает несколько десятилетий. Целью этих исследований в большинстве случаев являлось уточнение соответствующих дозовых коэффициентов и коэффициентов риска. В некоторых случаях цель исследований была более близкой к рассматриваемой теме. Это в первую очередь монографии Н. С. Бабаева и Л. А. Ильина (1982 г.), Л. А. Ильина и И. П. Коренкова (2002 г.) по онкологической цене тепловой и атомной электроэнергии. В рамках этих работ, как и в большинстве иных, рассматривается, как правило, только АЭС, а не все переделы ядерного топливного цикла (ЯТЦ) и ограниченный набор факторов.

Цели и задачи исследования

Цель диссертационного исследования – разработка и применение комплексного метода оценки радиационных и химических рисков для населения при обосновании радиационной безопасности и экологической приемлемости предприятий АЭПК.

Для достижения поставленной цели сформулированы и решены следующие задачи:

- систематизация условий функционирования основных предприятий АЭПК России и выделение типовых объектов и ситуаций;
- анализ существующих методологических подходов к оценке эффектов вредного воздействия радиоактивных и химических веществ и обоснование выбора наилучших для сравнительной оценки рисков в районе расположения предприятий АЭПК;
- разработка и обоснование программных средств для оценки полей воздействия различных вредных веществ в пространстве городской среды с учётом характеристик площадок и региональных особенностей районов их расположения;
- выполнение оценок радиационных и химических рисков для населения районов расположения ряда основных типов ОИАЭ и их обобщение;
- разработка рекомендаций по применению комплексного метода и мер по управлению рисками.

Научная новизна работы

В исследовании впервые:

Предложен комплексный метод обоснования РБ и экологической приемлемости производства АЭПК, позволяющий учитывать все основные виды негативного воздействия объекта и оценивать радиационные и химические риски с учетом локальных особенностей его размещения и проживания населения.

Систематизированы условия функционирования всех предприятий ядерного топливного цикла России и определен набор типовых площадок;

Получены результаты сравнительной оценки риска для типовых объектов АЭПК (АО «АЭХК», АО «ГНЦ РФ–ФЭИ», АО «НИФХИ им. Л. Я. Карпова», АО «УЭХК», Ленинградская АЭС, Ленинградское отделение филиала «Северо-Западный ТО» ФГУП «РАДОН», ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова», АО «ГНЦ НИИАР» и ПАО «МСЗ»), подтверждающие их РБ и экологическую приемлемость.

Практическая значимость работы

Полученные оценки радиационных и химических рисков стали основой информационных геоэкологических пакетов предприятий Госкорпорации «Росатом», созданных совместно ИБРАЭ РАН, ФГБУ «Гидроспецгеология» и АНО НИИПЭ.

Результаты работы применяются предприятиями АЭПК для подготовки ООБ и ОВОС, работы с общественностью по вопросам обоснования РБ и экологической приемлемости, в том числе представления на официальных сайтах организаций, а также в монографии «Экология атомной отрасли» (М., 2020 г.).

Решены задачи по разработке и применению метода, средств анализа, прогнозирования и оценки состояния радиационной безопасности, выявлению рисков в этой области и управлению ими, предусмотренные «Основами государственной политики в области обеспечения ядерной и радиационной безопасности Российской Федерации на период до 2025 года и дальнейшую перспективу».

Разработанный алгоритм и программные средства применимы для оценки РБ и экологической приемлемости других ОИАЭ, а также в иных сферах (экологическое обоснование размещения новых ОИАЭ, разработка мер по обеспечению благополучия городской среды в части загрязнения атмосферного воздуха и управление рисками в этой области, оптимизация мониторинга). Для этих целей подготовлены рекомендации по применению комплексного метода.

Основные положения, выносимые на защиту

1. Комплексный метод проведения оценки рисков, основанный на совокупном учете рисков радиационной и химической природы, локальных экологических и медико-демографических особенностей.
2. Идентификация значимых факторов техногенного воздействия на здоровье населения в районах расположения типовых ОИАЭ на основе сбора и анализа данных по мониторингу радиационной и экологической обстановки, а также по характеристикам источников потенциального воздействия.
3. Базы радиоэкологических данных и расчётные программные средства для оценки радиационных и химических рисков для различных сценариев воздействия на население субъектов РФ с учётом метеорологических, демографических и эпидемиологических особенностей региона.
4. Результаты сравнительной оценки рисков для населения 6 городских агломераций, на территории которых размещены ОИАЭ, и ранжирование факторов воздействия, демонстрирующие, что радиационные риски ниже химических на 2-6 порядков величины.
5. Рекомендации по применению комплексного метода обоснования РБ и экологической приемлемости ОИАЭ.

Достоверность результатов

Достоверность результатов и выводов, полученных в рамках диссертационного исследования, подтверждается тем, что в качестве исходных использованы данные, полученные лицензированными службами радиационного и экологического контроля (ОИАЭ, федеральных, региональных, муниципальных и иных государственных органов, коммерческих организаций) с применением утвержденных методик и средств измерений.

Результаты моделирования рассеивания атмосферных выбросов в воздушной среде верифицированы на расчётах, полученных с помощью программного средства, аттестованного в Ростехнадзоре, а также валидированы на данных контроля загрязнения атмосферного воздуха в селитебных зонах. Результаты мониторинга загрязнения радиоактивными и вредными химическими веществами (РВ и ВХВ) качественно и количественно, совпадают с расчётными значениями, полученными в исследовании.

В основе проведённой оценки радиационных и химических рисков лежат рекомендации международных организаций: МАГАТЭ, НКДАР ООН, ВОЗ, МКРЗ, МАИР, а также руководства и нормативные документы, утверждённые в РФ.

Полученные результаты оценки рисков коррелируют с литературными данными для ряда других районов расположения ОИАЭ и ТЭС в РФ, а также промышленных развитых стран.

Личный вклад автора

Все результаты научных работ по теме исследования получены лично или при непосредственном участии автора, а именно:

- разработан комплексный метод обоснования радиационной безопасности и экологической приемлемости, основанный на сравнительной оценке радиационных и химических рисков
- систематизированы и проанализированы данные по контролю загрязнения окружающей среды РВ и ВХВ, в том числе и его потенциальными источниками, размещёнными в районе расположения предприятий АЭПК;
- разработаны программные средства для расчёта пространственного распределения загрязнения вследствие выбросов вредных примесей стационарными источниками, а также канцерогенных рисков, создаваемых экспозицией радиоактивных и вредных химических веществ;
- проведены оценки и сопоставление радиационных и химических рисков для населения районов их расположения;
- выполнено ранжирование потенциально опасных техногенных факторов воздействия на здоровье человека для типовых объектов ядерной техники по основным переделам ЯТЦ.

Апробация результатов

Основные результаты проведённого исследования докладывались и обсуждались на:

- X Региональный общественный форум-диалог «Атомная энергия. Технологии будущего — снижение нагрузки на окружающую среду», г. Екатеринбург, 22–24 мая 2017 г.
- 4th International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity (ICRER 2017), г. Берлин, Германия, 2–9 сентября 2017 г.
- Научно-техническая конференция «Зарождение радиоэкологии, ее развитие и роль в обеспечении радиационной безопасности природной среды и человека», г. Озерск, 10–12 октября 2017 г.
- XI международная научно-техническая конференция «Безопасность, эффективность и экономика атомной энергетики», г. Москва, 23–24 мая 2018 г.
- II Международная научно-практическая конференция «Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2018», г. Севастополь, 24–27 сентября 2018 г.

- 3-й Международный Форум Научного совета РФ по экологии человека и гигиене окружающей среды на тему: «Современные проблемы оценки, прогноза и управления экологическими рисками здоровью населения и окружающей среды, пути их рационального решения», г. Москва, 13–14 декабря 2018 г.
- XI Российская научная конференция «Радиационная защита и радиационная безопасность в ядерных технологиях» г. Москва, 26–29 октября 2021 г.
- Ежегодный отраслевой научно-практический семинар «Радиационная безопасность и охрана окружающей среды в атомной отрасли» 22–25 мая 2023 г.
- Всероссийская научно-практическая конференции с международным участием «Актуальные вопросы радиационной гигиены» 10–11 октября 2023 г.

Публикации

По теме диссертации опубликовано 12 научных работ, из них разделы в 3 монографиях, 3 статьи в журналах, индексируемых в международной базе данных Scopus и входящих в Russian Science Citation Index, а также 2 статьи в ведущих реферируемых отечественных журналах из списка, рекомендованного ВАК при Минобрнауки России.

Структура и объём диссертации

Диссертация содержит введение, 5 глав, заключение, список литературы из 131 использованного источника. Объём диссертации составляет 144 страницы, включая 52 рисунка и 32 таблицы.

1 Эволюция экологических требований к объектам использования атомной энергии

История оценки радиационной безопасности (РБ) и экологической приемлемости объектов использования атомной энергии, включает несколько этапов. Их предвестником стало формирование правил конструирования рентгеновских установок и системы радиационной защиты работников. Уже в 1934 году было сформулировано понятие «толерантной» или «индифферентной» дозы, то есть не замечаемой человеческим организмом, и определены их численные значения (суточная толерантная доза для профессионалов 2 Р/сут при 5-дневной рабочей неделе, что эквивалентно 20 мЗв/сут) [1]. Первые оценки техногенного радиационного воздействия на население в России стали проводиться с июня 1951 года в районе расположения

комбината «Маяк». В это же время начались радиоэпидемиологические исследования в связи с радиоактивным загрязнением окружающей среды [2].

Для начавшегося в 1960-х годах развития атомной энергетики уже были характерны: нормирование облучения населения; рассмотрение вопросов влияния и ограничения выбросов и сбросов; изучение поведения радиоактивных веществ в окружающей среде. Информационную основу для работ составляли работы специалистов в области радиационной гигиены, сосредоточенных в Институте биофизики Минздрава СССР (сегодня – ФМБЦ им. А. И. Бурназяна ФМБА России).

Современный этап оценки РБ и экологической приемлемости ядерных технологий стал формироваться в рамках законодательства в области использования атомной энергии и в области охраны окружающей среды при существенно более высоком уровне знаний в области радиационной безопасности и радиоэкологии. К этому времени в мировой практике сложились две основные процедуры для прогнозирования и оценки экологических последствий намечаемой хозяйственной деятельности: оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС) и оценка экологического риска (ОЭР).

Для постановки целей исследования принципиальное значение имеют несколько обстоятельств, которые рассмотрены ниже.

1.1 Формирование основных промышленных площадок и установление экологических требований на начальном этапе развития атомной отрасли

Основные объекты атомной энергетики и промышленности России сосредоточены на 30 промышленных площадках. Их формирование происходило, начиная с конца 40-х годов прошлого века, в несколько этапов, связанных как с появлением новых производств, так и с их технологическим переоснащением. Исключение составляли АЭС, которые создавались на новых площадках, как правило, в несколько очередей.

В структуре атомной промышленности СССР и России уже в этот период были представлены все основные переделы от добычи урана до переработки отработавшего ядерного топлива. Изначально изолированные предприятия развивались с тенденцией формирования сложных конгломератов различных установок и производств с фрагментарно нормированными сбросами и выбросами радиоактивных веществ. Во многих случаях близлежащий крупный населенный пункт в итоге соседствует не только с одним или несколькими «атомными» предприятиями, но и с крупными предприятиями иных отраслей промышленности, которые вносят свой вклад в загрязнение окружающей среды.

В 70-х годах начинает активно разрабатываться научно-методическое обеспечение вопросов охраны окружающей среды и радиационной безопасности населения, а также его информирования по сопутствующим вопросам. С 1975 г. начинается регулярный выпуск сборников под редакцией Ю. А. Егорова «Радиационная безопасность и защита АЭС», в котором наряду с техническими вопросами радиационной защиты реакторов, оценок радиационных полей и дозовых затрат персонала широко обсуждаются, начиная с 5-го выпуска (1981), пути поступления радиоактивных веществ во внешнюю среду, вопросы распространения выбросов в атмосфере, накопления и миграции радионуклидов в объектах внешней среды, оценки доз облучения на население, методы прогнозирования радиационной обстановки. В 1981 г. выходит монография, посвященная общим вопросам сравнительной оценки рисков для разных видов энергетики [3]. Конкретные расчеты по сравнительной оценке ущерба для здоровья персонала и населения при производстве электроэнергии на АЭС и ТЭС были выполнены В.А. Книжниковым и О.А. Павловским в Институте биофизики МЗ СССР [4]. В этом же году на базе НИИАР была проведена первая Всесоюзная конференция «Радиационная безопасность населения и защита окружающей среды в связи с эксплуатацией АЭС»

Авария на ЧАЭС инициировала крупный блок исследований в области радиозологии и РБ. В этот же период под научным руководством И.К. Дибобеса была разработана методика по оценке воздействия атомных предприятий (прежде всего АЭС) на объекты окружающей среды, получившая сокращённое название: «ОВОС». Одновременно с этим были разработаны «Временные требования к структуре и содержанию ТЭО, проекта строительства атомной станции: оценки воздействия АС на окружающую среду» [5].

Для этого периода также характерна систематизация данных на международном уровне. В докладах НКДАР ООН, регулярным образом систематизируются данные по облучению населения от всех источников радиационного воздействия [6].

1.2 Современные требования в области радиационной и экологической безопасности

Вопросы безопасности использования атомной энергии в настоящее время регулируются Федеральным законом № 170-ФЗ от 21.11.1995 "Об использовании атомной энергии". Согласно этому закону размещение, сооружение и эксплуатация ОИАЭ возможно только при получении соответствующего разрешения (лицензии) со стороны органа государственного регулирования. Основным документом, дающим основание для выдачи такого разрешения (лицензии), является

отчет по обоснованию безопасности¹ ОИАЭ, который должен доказать выполнение требований федеральных норм и правил в области использования атомной энергии, а также санитарных правил. Обоснования безопасности востребованы при размещении, сооружении, эксплуатации и выводе из эксплуатации ядерных установок, радиационных источников, пунктов хранения ядерных материалов и радиоактивных веществ, хранилищ радиоактивных отходов, а также при периодической оценке безопасности, проводимой не реже, чем каждые 10 лет.

В части обеспечения радиационной безопасности человека (населения и персонала) основные требования содержатся в: Федеральном законе №3-ФЗ [7], НРБ-99/2009 [8] и ОСПОРБ-99/2010 [9], к которым адресуются и федеральные нормы и правила. Уже более 20 лет основными величинами, используемыми для оценки дополнительного (техногенного) воздействия на человека, являются пределы среднегодовых доз: 1 мЗв для населения и 20 мЗв для персонала.

Требования в области охраны окружающей среды при использовании радиоактивных веществ и ядерных материалов установлены Федеральным законом № 7-ФЗ от 10.01.2002 «Об охране окружающей среды». Положения закона направлены на решение целого круга задач, среди которых обеспечение сбалансированного решения социально-экономических задач, сохранение биоразнообразия, обеспечение экологической безопасности. Федеральный закон от 21 июля 2014 г. № 219-ФЗ внес ряд радикальных изменений в №7-ФЗ :уточнены основные понятия в части государственного регулирования, в том числе «нормативы допустимых выбросов», «нормативы допустимых сбросов», «временно разрешенные выбросы», и «временно разрешенные сбросы» , и «наилучшая доступная технология», при этом законом урегулирован порядок применения наилучших доступных технологий с целью комплексного предотвращения или минимизации негативного воздействия на окружающую среду.

Для предприятий АЭПК устанавливаются нормативы разрешённых выбросов допустимых и сбросов. Регламент выдачи разрешений установлен Ростехнадзором.

Выдача лицензии невозможна без проведения общественных слушаний, регламентированных Федеральным законом № 7-ФЗ. Основным документом, сосредоточенном на вопросах экологической приемлемости является отчет по оценке воздействия на окружающую среду (ОВОС), в отношении которого проводится государственная экологическая экспертиза в

¹ Приказом Ростехнадзора от 21.04.2014 г. № 160 «Об утверждении Положения о порядке проведения экспертизы безопасности (экспертизы обоснования безопасности) объектов использования атомной энергии и (или) видов деятельности в области использования атомной энергии»

целях установления соответствия требованиям к охране окружающей среды. Экспертиза проводится федеральным органом исполнительной власти в области экологической экспертизы и органами государственной власти субъектов РФ в порядке, установленном Федеральным законом № 174-ФЗ и Постановлением Правительства РФ № 1796.

Таким образом, к настоящему времени требования обеспечения экологической приемлемости стали конкретнее, но общий подход остался прежним – вопросы соответствия требованиям РБ и экологической приемлемости решаются отдельно для каждого объекта в момент ввода в эксплуатацию при периодической оценке безопасности или при реализации проектов реконструкции, вывода из эксплуатации. Между тем вопросы экологической приемлемости возникают и в иных периодах жизненного цикла, в том числе в конкретных социальных, медико-демографических и экологических ситуациях и, главным образом, при определении лучших направлений развития энергетики. Кроме того, сложившаяся система обоснования экологической приемлемости не позволяет учитывать влияние всех источников потенциального воздействия на население, определяя лишь квоты на выбросы и сбросы данного ОИАЭ, которая по сути является дозовой квотой облучения. Существующие на сегодняшний день методы обоснования безопасности: ОВОС, проекты допустимых выбросов и сбросов, – проводимые с редкой периодичностью и лишь при существенных изменениях в деятельности ОИАЭ не позволяют проводить фактическую оценку РБ и экологической приемлемости на любом этапе эксплуатации и жизненного цикла в целом, отслеживать динамику изменения радиационного и экологического воздействия ОИАЭ. Соблюдение установленных нормативных уровней сбросов и выбросов в ходе деятельности ОИАЭ подтверждает безопасность лишь на качественном уровне, тогда как для количественной оценки необходимо проводить более детальный и глубокий анализ факторов воздействия.

Обоснование РБ и экологической приемлемости ОИАЭ, как правило, связывается с поступлением радиоактивных и вредных химически веществ в окружающую среду, которое происходит на всех стадиях ЯТЦ с характерными особенностями для этапа эксплуатации и вывода из эксплуатации, представленных на рисунке 1.1. Необходимо отметить, что для всех стадий характерно образование радиоактивных отходов.

Под факторами воздействия можно рассматривать воздействие радиоактивных и вредных химических веществ, поступающих в окружающую среду, тепловое загрязнение, шум, образование отходов, в том числе радиоактивных, а также отчуждение земель.

Для каждой стадии ЯТЦ характерны свои пути и факторы воздействия на окружающую среду.

На первых этапах этого цикла (добыча и переработка руды, изготовление топлива) характерно попадание в окружающую среду пыли, тяжёлых природных радионуклидов и продуктов их распада. Радиоактивные выбросы при добыче урана происходят из распределённых по территории площадки источников, что не характерно для остальных этапов ЯТЦ. Также отличительной особенностью начального этапа цикла является длительные во времени выделения радона и значительное количество образующих отходов, которые впоследствии могут стать заметным фактором экологического воздействия ОИАЭ.

При изготовлении ядерного топлива вначале в результате аффинажа получают промежуточные продукты ЯТЦ: оксиды урана, которые далее в процессе конверсии переводятся в гексафторид урана UF_6 . При переработке и обогащении урана, а также производстве топлива радиоактивные вещества находятся в твердом состоянии и в значительной степени задерживаются фильтрующими устройствами. Лишь небольшое количество мелкодисперсных частиц попадает в окружающую среду. В силу специфики технологий, применяемых на данном этапе ЯТЦ, помимо выбросов и сбросов изотопов урана, тория и радия, деятельность ОИАЭ сопровождается пылеобразованием и загрязнением атмосферного воздуха вредными химическими веществами, такими как оксиды азота, диоксид серы, аммиак и пр.

На последующих этапах цикла, при образовании техногенных радионуклидов, интенсивность воздействия радиационного фактора на состояние окружающей среды может изменяться в ту или иную сторону. При эксплуатации АЭС в активной зоне реактора образуется большое количество радионуклидов, отличающихся происхождением (продукты распада и продукты активации), скоростью распада ядер (характерные периоды полураспада составляют от 10^{-6} с до 10^{10} лет), летучестью, степенью биологических эффектов (характерные дозовые коэффициенты внутреннего облучения: от 10^{-14} до 10^{-4} Зв/Бк). Активность образующихся в реакторе радионуклидов может варьироваться от 10^9 до 10^{19} Бк. Защитные барьеры, очистка и временная задержка газоаэрозольной смеси, содержащей образованные радионуклиды, обеспечивают поступление радиоактивных выбросов до значений ниже уровня допустимых выбросов, гарантирующих радиационную безопасность человека и объектов окружающей среды.

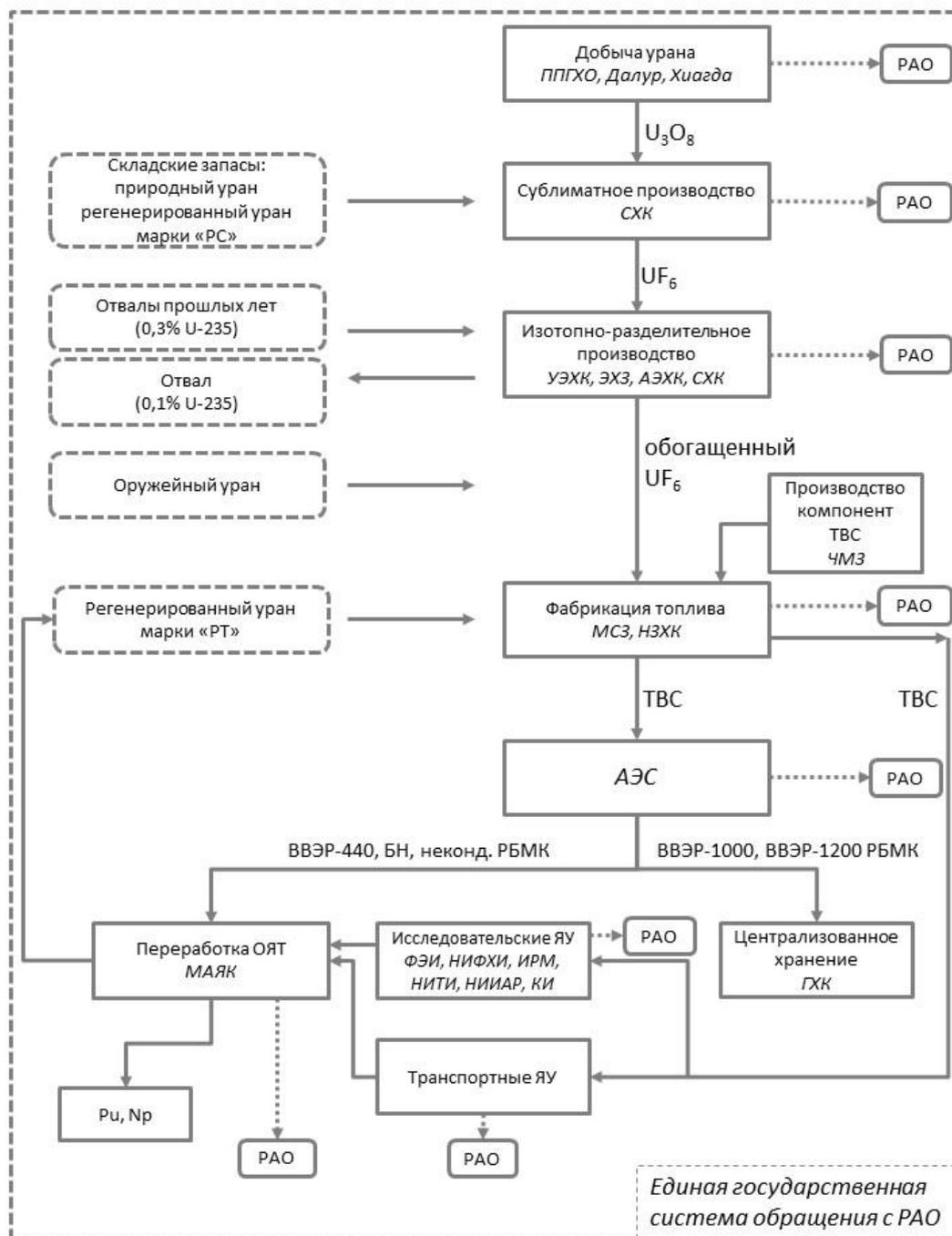


Рисунок 1.1. Принципиальная схема ЯТЦ, включающего в себя предприятия АЭПК

Технологические особенности работы энергетических реакторов различных типов влияют на величину активности в выбросах: время пребывания радионуклидов в замкнутом первом контуре реакторов ВВЭР существенно больше, чем в открытом контуре РМБК, что уменьшает активность короткоживущих изотопов в составе выбрасываемой газоаэрозольной смеси. Выбросы инертных радиоактивных газов (ИРГ), составляющих основную долю в выбросах АЭС

(изотопы криптона, ксенона и аргона) для реакторов РМБК в среднем на порядок выше, чем для ВВЭР. Отличительной особенностью реакторов БН с жидкометаллическим теплоносителем с точки зрения активности техногенных радионуклидов является формируемая наведённая радиоактивность и образование радиоактивных изотопов натрия (^{22}Na и ^{24}Na).

Из продуктов деления, вносящих основной вклад в радиационное воздействие, являются изотопы цезия, йода, стронция, циркония и др., а также тритий. В процессе активации нейтронами материалов активной зоны образуются ^{14}C , ^{41}Ar , ^{60}Co , ^{65}Zn и др, поступление которых в окружающую среду возможно при ВЭ. Выбросы трансурановых элементов атомными станциями обусловлены выполнением ремонтных и наладочных работ.

Модернизация ядерных установок и технологий очистки положительно отражается в значительном снижении выбросов подавляющего большинства РВ на современных АЭС (таблица 1.1).

Таблица 1.1. Обобщённые оценки выбросов АЭС в мире с различными типами реакторов, ТБк/(ГВт·год) [10, 11]

	ВВЭР (PWR) 1985-1997 гг. / 2010 г.	РМБК (LWGR) 1985-1997 гг. / 2010 г.	БН (FBR) 1985-1997 гг. / 2010 г.
ИРГ	20 / 5,8	1300 / 460	320 / 44
^3H	2,7 / 1,5	2 / 26	49 / 49
^{14}C	0,22 / 0,08	1,3 / 1,3	0,12 / 0,12
^{131}I	$3 \cdot 10^{-4} / 8 \cdot 10^{-5}$	0,007 / 0,01	$2 \cdot 10^{-4} / 2 \cdot 10^{-4}$
ДЖН ¹	$3 \cdot 10^{-4} / 4 \cdot 10^{-5}$	0,013 / 0,003	0,005 / $1,4 \cdot 10^{-4}$

1) К ДЖН в данном случае относятся радионуклиды, чья активность была измерена на аэрозольном фильтре после 24-часовой экспозиции фильтра и 24-часовой выдержке после экспозиции

Функционирование предприятий ЯТЦ на всех этапах сопровождается выбросами и сбросами вредных химических веществ (как в ходе эксплуатации самих ОИАЭ, так и объектов инфраструктуры на площадках). Для некоторых переделов также характерны такие факторы воздействия на окружающую среду, как отчуждение земель в результате эксплуатации и вероятность возникновения аварийных ситуаций (таблица 1.2).

В подавляющем большинстве случаев системы обеспечения безопасности объектов использования атомной энергии обеспечивают значение реальных выбросов и сбросов на уровне в разы меньше, чем допустимые.

Таблица 1.2. Ранжирование основных факторов экологического воздействия на различных этапах ЯТЦ

Стадии ЯТЦ	Факторы*				
	Выбросы РВ	Сбросы РВ	Образование РАО	Отчуждение земель	Радиационные аварии
Добыча руды	1	1	2	1	3
Переработка руды	2	2	2	3	2
Изготовление топлива	3	3	2	3	1
Эксплуатация ЯУ	2	2	1	3	1
Обращение с ОЯТ	2	1	1	3	2
Обращение с РАО	3	1**	3	1**	3
Захоронение РАО	3	3	3	2	3

Примечания: * 1 – высокая значимость фактора, 2 – средняя, 3 – низкая

** – для особых РАО (например, ТКВ)

Последние десятилетия характерны глубокой трансформацией производств АЭПК. Многие производства были остановлены в силу резкого сворачивания оборонных производств, в том числе все промышленные уран-графитовые реакторы; истечения сроков безопасной эксплуатации, а также в целях оптимизации производств как, например, в топливной компании «ТВЭЛ».

В совокупности с развитием близлежащих населенных пунктов, в том числе появления в них иных объектов промышленности сформировались сложные совокупности промышленных площадок предприятий атомной отрасли, селитебных зон населенных пунктов и производств иных отраслей (таблица 1.3).

Таблица 1.3. Примеры формирования промышленных площадок АЭПК России

Промышленная площадка и год начала производства	Типы основных ОИАЭ за весь период деятельности	Наличие иных атомных площадок	Наличие иных экологически значимых производств	Современное состояние
Курчатовский институт, 1945, Москва	ЯУ, РИ, ПХ	Есть	есть	Эксплуатация: 4 исследовательских реактора, 10 критических стендов и иные экспериментальные установки, ПХ РАО, ЯМ и ОЯТ 6 ИЯУ в стадии ВЭ
ФЭИ, 1950, Обнинск	ЯУ, РИ, ПХ	Есть	есть	Остановлены и в стадии ВЭ: 4 исследовательских реактора Эксплуатация: 1 ИР, 3 критических стенда и иные экспериментальные установки, ПХ РАО, ЯМ и ОЯТ
КЧХК, 1938, Кирово-Чепецк	ЯУ, РИ, ПХ	Нет	есть	Остановлено: производство UF ₆ Эксплуатация: ПХ РАО
Маяк, 1948, Озерск	ЯУ, РИ, ПХ	Нет	нет	Эксплуатация: переработка ОЯТ; производство компонентов ядерного оружия; производство и реализация изотопной продукции; машиностроение и приборостроение, ПХ РАО, ЯМ и ОЯТ
АЭХК, 1957, Ангарск	ЯУ, РИ, ПХ	Нет	есть	Эксплуатация: 2 ЯУ по разделению изотопов, ПХ РАО и ЯМ Остановлены и в стадии ВЭ: 1 ЯУ по разделению изотопов, сублиматное производство

Из изложенного может быть сделан вывод, что развитие методов обоснования РБ и экологической приемлемости должно быть ориентировано на:

- адресность, то есть учет всей совокупности источников вредного воздействия на население и условия его проживания;
- комплексный учет основных вредных факторов от всех объектов с учетом стадии их жизненного цикла;

– возможность выделения и определения уровней воздействия одного действующего или проектируемого объекта на фоне общей картины негативного воздействия радиации или вредных химических веществ.

Наибольшим потенциалом в этой области обладает методология анализа риска. Понятно также, что её применению должно предшествовать решение задачи систематизации промышленных площадок и объектов атомной отрасли, выделение типовых ситуаций и отработка методологии на этих типовых ситуациях (промышленная площадка АЭПК + селитебная зона района расположения) с акцентом на воспроизводство реалистичности.

Вопрос определения режимов функционирования ОИАЭ для применения методологии в этом случае может быть решен следующим образом.

Загрязнение атмосферного воздуха, формируемое за счёт организованных выбросов источников загрязнения в режиме нормальной эксплуатации или вывода из эксплуатации, является наиболее значимым фактором экологического воздействия, что определяется, как правило, наибольшими объёмом поступления в окружающую среду радионуклидов и ВХВ по сравнению с остальными путями, наибольшей подвижностью загрязняющих веществ, и, как следствие, наибольшим уровнем экспозиции для населения в районах расположения ОИАЭ.

Последствия радиационных аварий могут быть рассмотрены наравне с существующим облучением, но методология должна обеспечивать возможность сопоставления радиоэкологических последствий аварий с уровнями текущего воздействия.

В этом случае развитие методологии обоснования РБ и экологической приемлемости будет основываться на оценке, сложившейся экологической и радиационной обстановки, а также обеспечит прогноз её изменения при любых изменениях состава и качества производств на промышленных площадках предприятий АЭПК.

Как метод анализа и обоснования безопасности ОИАЭ получил широкое распространение вероятностный анализ безопасности (ВАБ). ВАБ представляет собой комплексное использование стохастического и детерминистского подходов, где оценка реализации конечных состояний проводится с помощью вероятностных методов, а количественная оценка эффекта от наступившего события носит детерминистский характер. В зависимости от видов анализа и оценки последствий исходных событий ВАБ традиционно подразделяется на три уровня:

– ВАБ-1 - разработка вероятностной модели энергоблока АЭС для определения финальных состояний с повреждением источников радиоактивности и оценки значений вероятностей их реализации;

- ВАБ-2 - разработка вероятностной модели энергоблока АЭС для определения функции распределения аварийных выбросов и последствий аварий;
- ВАБ-3 - анализ распространения выбрасываемых за пределы герметичной оболочки РВ, оценка создаваемых при этом доз облучения, расчет комплексных показателей безопасности, включая оценку риска от АЭС.

При проведении ВАБ уровня 3 исследуется распространение радиоактивных веществ при аварии в районе размещения ОИАЭ (в большей степени АЭС), определяются вероятности облучения людей, риски летальных исходов и ущерба здоровью, риски радиоактивного загрязнения территории выше нормативных уровней. Такой подход отражает оценку последствий в привязке исключительно к феноменологии аварий и вероятности их наступления, в то время как при обосновании радиационной и экологической безопасности необходима оценка воздействия в результате фактического загрязнения вследствие реальных крупных радиационных аварий.

В конце XX века в большинстве развитых стран при оценке вреда от техногенного загрязнения биосферы стали переходить от качественных санитарно-гигиенических нормативов к концепции, основанной на анализе рисков, позволяющей количественно оценивать степень вреда здоровью населения и ущерб от загрязнения окружающей среды.

Переход к регулированию техногенного воздействия на основе рисков для здоровья населения определен и в нашей стране Основами государственной политики в области экологического развития Российской Федерации на период до 2030 года. В качестве механизма её реализации определено внедрение в систему управления качеством окружающей среды методологии определения и оценки экологических рисков, как способа обоснования управленческих решений, в том числе и при обосновании экологической безопасности ОИАЭ.

Указанные обстоятельства вызывают необходимость разработки и внедрения новых, дополнительных подходов к обоснованию экологической приемлемости, в рамках которых должны рассматриваться совокупности ОИАЭ, размещенных на одной или близлежащих площадках и иные источники техногенной нагрузки, в частности предприятия ТЭК и химические производства, осуществляющие выбросы и сбросы радиоактивных и вредных химических веществ в окружающую среду.

1.3 Методологии определения и оценки экологических рисков

В задачах обеспечения безопасности ОИАЭ понятие риска используется давно и нормативно закреплено в отношении аварийных событий с негативными последствиями для

населения и окружающей среды. Так, например, в общих положениях обеспечения безопасности атомных станций (НП-0015) в качестве целевых ориентиров безопасности АЭС определены:

- непревышение суммарной вероятности тяжелых аварий для каждого блока АС на интервале в один год, равной 10^{-5} ;
- непревышение суммарной вероятности большого аварийного выброса для каждого блока АЭС на интервале в один год, равной 10^{-7} ;
- непревышение суммарной вероятности тяжелых аварий для имеющихся на АС хранилищ ядерного топлива (не входящих в состав блоков АЭС) на интервале в один год, равной 10^{-5} .

В отношении безопасности населения и объектов окружающей среды при нормальной эксплуатации упор делается на гигиенические нормативы. Система гигиенических нормативов (ПДК/ОДК – предельно/ориентировочно допустимые концентрации; ОБУВ – ориентировочно безопасные уровни воздействия (для химических, биологических факторов и производственных аэрозолей); ПДУ – предельно допустимые уровни (для физических факторов); ПДД – предельно допустимые дозы (для ионизирующих излучений)) исходно была предназначена для контроля над соблюдением санитарного законодательства. Такая система не позволяла выносить суждения об ущербе для здоровья в случае, если нормативы выполняются, что характерно для использования атомной энергии, и в ситуациях нарушения указанных нормативов, характерных для функционирования некоторых отраслей энергетики, промышленности и транспорта. Для сравнительной оценки экологической ситуации для человека использовали производные от нормативов индексы: индекс загрязнения атмосферы (ИЗА), индекс загрязнённости воды (ИЗВ), индекс загрязнения почвы (ИЗП). Все эти показатели, носят качественный характер, имея, как правило, 4–5 классов от очень чистых до чрезвычайно грязных.

Этим обеспечивается возможность сравнивать состояние водоёмов по степени их загрязнённости, а также судить о степени их опасности. Однако, когда дело касается экологической приемлемости промышленных объектов, в том числе ОИАЭ, или оценки вреда для здоровья населения, качественных показателей оказывается недостаточно, нужны иные — количественные критерии.

1.3.1 Формирование концепции риска

Публикация 26 Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) ввела принцип ограничения дозы ионизирующего излучения на здоровье человека по уровню приемлемого риска (по стохастическим, т. е. отдалённым последствиям) [12]. В качестве критерия был предложен уровень вреда для здоровья, характерный для других, считающихся

практически безопасными, отраслей промышленности. Специальные исследования на эту тему отражены в 27 Публикации МКРЗ [13] и в 45 Публикации МКРЗ [14]. В 27 Публикации МКРЗ было предложено количественно оценить возможный диапазон значений показателя вреда для здоровья человека от облучения, сравнить его с аналогичными показателями в других отраслях промышленности и предложить единую шкалу оценок. Сложность такого сравнения, прежде всего, в различной структуре вреда для различных факторов воздействия и необходимостью устанавливать некоторые взвешивающие коэффициенты значимости (тяжести) отдельных видов вреда. В 45 Публикации МКРЗ на основе данных Международной организацией труда (МОТ) показано, что на производствах, где уровни смертности выше $2 \cdot 10^{-4}$ год⁻¹, общие потери времени от случаев временной нетрудоспособности меньше, чем потери продолжительности жизни от смертельных случаев. Для более безопасных отраслей потери времени в результате временной нетрудоспособности в 2–3 раза выше, чем от смертельных случаев.

Частота смертельных несчастных случаев в разных отраслях промышленности изменяется очень широко – по данным МОТ [15] от 3 случаев на 1 млн чел.-лет в лёгкой промышленности (текстильной) до 1200 в добывающей промышленности (угольная, лесозаготовка, рыболовство и охота). Для развитых стран характерно сокращение числа смертей от несчастных случаев и рост доли потерянных лет жизни от не смертельных травм.

При этом под риском в медицине понималась и понимается вероятность смерти человека в течение какого-то времени от какой-то причины [16]. В работе [17] оценка риска определяется количественным выражением негативных последствий конкретной опасной для человека или природы деятельности с учётом вероятности наступления этих последствий. В целом подобный подход и концепция риска вместе с экономическим эквивалентом стоимости человеческой жизни позволяют сравнивать риски и эффективность. Для оценок потенциального негативного воздействия ОИАЭ в целях сравнения с другими технологиями и обоснования экологической приемлемости представляется разумным проводить расчёт рисков именно дополнительной смертности как наиболее универсального и тяжёлого показателя эффекта.

1.3.2 Оценки радиационного риска

Ранее в публикациях МКРЗ для оценки воздействия ионизирующего излучения использует понятие «вреда», который определяют как математическое ожидание вреда, вызываемого облучением, причем принимают во внимание не только вероятность возникновения каждого вида вредного эффекта, но и степень его тяжести [14]. Вредные эффекты включают в себя как эффекты, проявляющиеся в изменении здоровья человека, так и другие эффекты. На

практике же рассматривают ограниченное количество эффектов, порою ограничиваясь только одним, например, онкозаболеваемостью, приводящей к летальному исходу.

Такое упрощенное (в некоторой степени вынужденное) представление о вреде какого-либо фактора нашло свое воплощение в более поздних публикациях МКРЗ (60 и 103 публикации [18, 19]) и в документах МАГАТЭ. В основных нормах безопасности МАГАТЭ ОНБ-2014 под радиационным риском понимается вредное воздействие радиационного облучения на здоровье человека (включая вероятность такого воздействия), а также любые другие риски (включая риски, которым подвергаются биологические сообщества и экосистемы), которые могут возникать в качестве следствия радиационного облучения или присутствия радиоактивных веществ в окружающей среде [20]. В практической деятельности применительно к человеку фактически это понятие свелось к использованию двух коэффициентов номинального риска для злокачественных новообразований и наследственных эффектов. Такое понимание ущерба, выраженное в терминах риска, вошло и в отечественный нормативный документ НРБ-99/2009 [8], где для всего населения и взрослых такие коэффициенты определены. При этом усредненная величина коэффициента риска, используемая для установления пределов доз персонала и населения, принята равной $0,05 \text{ Зв}^{-1}$, которая по сути является базовой для всех до настоящего времени оценок риска от воздействия ионизирующего излучения на человека. При этом вопрос о применимости малых доз и низких мощностей хронического облучения для оценки здоровья населения, как и определение величин «малых доз» [21] и линейная беспороговая концепция, остается дискуссионным. Однако в части использования такого подхода для сравнительного анализа и управления техногенными рисками научным сообществом признается допустимым.

Одним из направлений в области обоснования РБ и экологической приемлемости объектов ядерной техники является оценка радиационной и радиологической эквивалентности, которой посвящён широкий цикл работ [22–24]. Однако методы, используемые до настоящего времени при таком анализе, представляются не вполне оправданными, поскольку не соответствуют принципам радиационной безопасности:

- вред от воздействия радиационного фактора на различных стадиях ЯТЦ противопоставляется с иным гипотетическим вредом, тогда как должен сопоставляться с пользой от деятельности ОИАЭ, согласно принципу обоснования;

- рассматриваемые сценарии радиационного облучения в большинстве своём совершенно нереалистичны, что не отвечает принципу оптимизации;

- при применении радиоэквивалентного подхода не рассматриваются факторы воздействия за счёт фактических или прогнозных сбросов и выбросов источников, учёт которых

на всех этапах оценки безопасности должен сопровождаться установлением нормативных уровней (ПДВ, ДС, пределы доз), согласно принципу нормирования.

Для развития и совершенствования инструментов по оценке потенциального экологического влияния ОИАЭ в работе предлагается внести уточнения в оценки риска, связанные с:

- особенностями конкретной рассматриваемой площадки АЭПК и её района расположения,
- медико-демографической и санитарно-эпидемиологической обстановкой на изучаемых территориях,
- реалистичными сценариями путей облучения и факторами воздействия.

При формировании алгоритма поэтапной оценки рисков также представляется необходимой разработка программных средств, позволяющих реализовать расчётные методы оценки рисков от различных вредных веществ, и баз данных, содержащих все необходимые для вычислений данные с учётом локальных особенностей метеорологических параметров, а также сложившейся демографической и онкологической ситуаций в районе расположения ОИАЭ.

1.3.3 Риски от химических веществ

Регулярная деятельность по оценке токсикологических рисков связывается с началом выпуска (1987 г.) обзоров по оценке токсических свойств различных элементов и веществ — Toxicological Profile для здоровья человека [25]. Эти обзоры подготавливались под эгидой Агентства по регистрации токсичных веществ и болезней (ATSDR) США и Агентством по охране окружающей среды США (US EPA).

В 1990-е годы было обосновано и рекомендовано для ряда химических загрязнителей использовать линейную зависимость для натурального ущерба, подобную той, которая применяется в оценке и нормировании радиационного риска. Такой подход, активно развиваемый US EPA, стал применяться к химическим канцерогенам. Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ), ряд европейских стран поддержали использование подобного подхода, а также приняли численные оценки различных параметров, предложенных US EPA, для принятия управленческих решений по обеспечению надлежащего состояния окружающей среды и здоровья населения.

В 2013 г. на конгрессе по ядерной медицине и радиационной безопасности (CONRAD) был сделан доклад, в котором были представлены данные по уровням загрязнения атмосферного воздуха взвешенными частицами [26] для европейских стран в 2000 и 2013 гг. Примечательно,

что риск от этого загрязнения атмосферы выражался не только в единицах предполагаемого сокращения жизни, но и в радиологических единицах (рисунок 1.2).

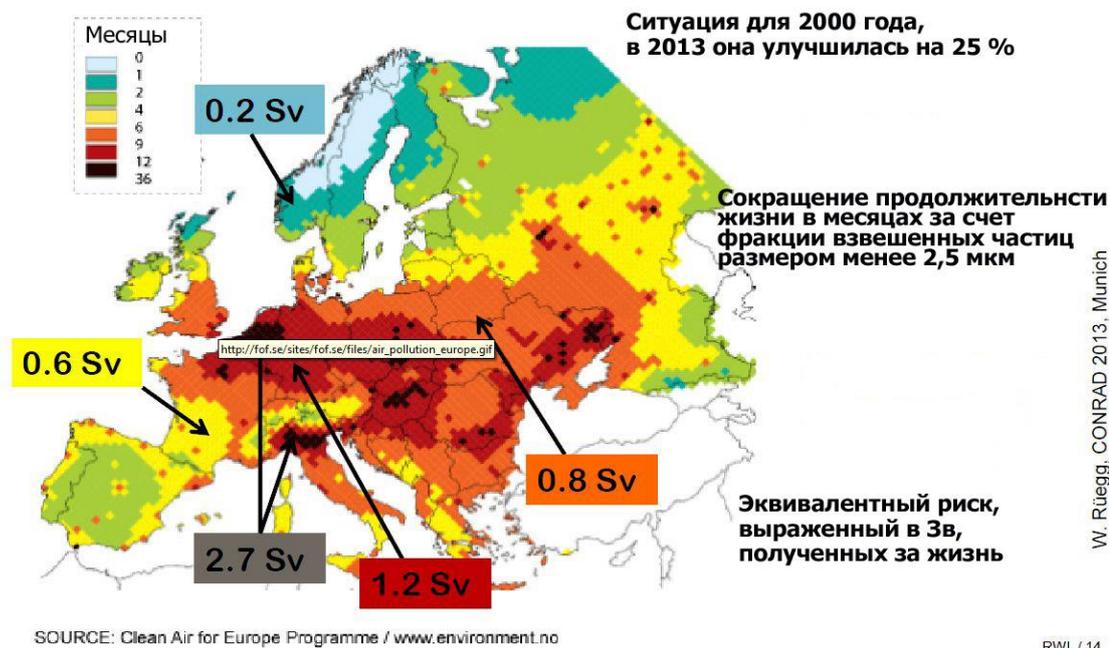


Рисунок 1.2. Сравнение рисков от загрязнения воздуха в странах Европы, выраженное в единицах сокращения продолжительности жизни или в дозовой нагрузке, полученной человеком за жизнь

Обращает на себя внимание, что только в самых «чистых» областях европейского континента, риск от взвешенных частиц в приземной атмосфере близок по величине к величине гипотетического риска от естественного радиационного фона (доза за жизнь порядка 0,1 Зв). В большинстве же регионов Европы риски для населения на порядок выше, и они сопоставимы с допустимыми дозовыми нагрузками на профессионалов (1 Зв за жизнь).

За последнее время за рубежом вышло множество руководств, монографий, рекомендаций по различным аспектам химической безопасности и методологии оценки риска, среди которых следует отметить [27–32]. Среди этих работ имелись примеры не только развернутого анализа рисков от определенных энергетических технологий, но и более широкие региональные исследования, ясно указывавшие на экологическую приемлемость атомной энергетики.

1.3.4 Распространение методологии оценки риска в России

В 90-х годах прошлого века в России стал распространяться анализ риска, связанного с загрязнением окружающей среды вредными химическими веществами. Одна из первых работ по использованию методики оценки риска для ряда регионов России (гг. Ангарск, Волгоград,

Пермь, Череповец и др.) была выполнена при поддержке Агентства Международного Развития США. На основе этого опыта было выпущено Постановление Главного Государственного санитарного врача РФ и Главного Государственного инспектора по охране природы от 10 ноября 1997 г. №№ 25, 03-19/24-3483 «Об использовании методологии оценки риска для управления качеством окружающей среды и здоровья населения в Российской Федерации», в котором излагался план мероприятий по апробации и адаптации методики оценки риска в Российской Федерации.

В рамках этого плана была проведена оценка многосредового риска для здоровья населения г. Верхняя Пышма [33]. Было рассмотрено 9 приоритетных загрязнителей окружающей среды, выбранных с учетом критериев влияния их на здоровье населения: взвешенные частицы, сернистый ангидрид, аммиак, диоксид азота, бенз(а)пирен, мышьяк, кадмий, свинец, медь. Для каждого из них была выполнена оценка зависимости «доза-эффект» выраженная через количества потенциальных смертей для жителей этого города (Таблица 1.4).

Таблица 1.4. Основные результаты оценки риска приоритетных загрязняющих веществ для здоровья населения г. Верхняя Пышма

№	Загрязняющее вещество	Компонент среды (путь поступления в организм)	Оцененные эффекты воздействия на здоровье	Число случаев на население или коэффициент опасности (КО)
1	пыль	Воздух	«Острая (преждевременная) смертность»	46 ежегодно
2	SO ₂	воздух	«Острая смертность»	11 ежегодно
3	NH ₃	воздух, вода	Респираторные симптомы	КО < 1,0
4	NO ₂	воздух	Респираторные симптомы	5140 детей ежегодно
5	бенз(а)пирен	воздух	рак	0,034 за жизнь
6	кадмий	воздух, пища и питьевая вода	Смертность, связанная с нефропатией	78 ежегодно
7	мышьяк	пища и питьевая вода	Системная токсичность	КО < 1,0 для взрослых; КО=1,26 для детей
8	медь	воздух и питьевая вода	Системная токсичность	КО < 1,37 для взрослых; КО=1,72 для детей
9	свинец			1700 детей
		Преждевременная смертность взрослых в связи с гипертонией		40 каждые 2 года

Выход в 2002 г. монографии: «Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду» [34] и методических

рекомендаций [35], создал предпосылки для широкого применения методологии анализа риска и переходу к управлению рисками.

Результаты применения методологии оценки риска в различных регионах России показали высокую перспективность этих исследований для определения целесообразности, приоритетности и эффективности оздоровительных мероприятий, направленных на предупреждение негативного влияния факторов окружающей среды на здоровье населения [36–45]. Тем не менее, разработанная методология пока еще не легла в основу отечественных нормативных актов.

В ряде случаев выполнялись сравнения вклада отдельных источников химического загрязнения в обобщенный риск для здоровья населения. Так, в работе [39] на основе среднегодовых концентрации загрязняющих веществ за 1998–2003 гг. было показано, что в г. Томске, расположенном вблизи Сибирского химического комбината, суммарный канцерогенный риск для здоровья населения от химических загрязнителей находился на очень высоком уровне ($1,5 \cdot 10^{-3}$). Наиболее существенный вклад в суммарный канцерогенный риск вносили шестивалентный хром ($1,2 \cdot 10^{-3}$) и формальдегид ($2,15 \cdot 10^{-4}$).

В рассмотренных выше работах анализировались в основном близкие по характеру воздействия факторы (в основном канцерогенные вещества). В последующих работах уже прослеживались элементы сравнительного анализа в отношении факторов риска различной природы, и главное в отношении воздействия этих факторов через различные среды, в отношении которых существовало раздельное нормирование, не позволяющее суммировать наносимый вред здоровью человека [46–48].

1.4 Современное состояние методологии оценок техногенного риска в Российской Федерации и обоснования экологической приемлемости

В России в 2011 г. принят Национальный стандарт «Менеджмент риска. Методы оценки риска» [49], идентичный международному стандарту ИСО/МЭК 31010:2009 [50]. В 2011 г. утверждены Методические рекомендации к экономической оценке рисков для здоровья населения МР 5.1.0029-11 [51]. Однако единой универсальной модели ранжирования различных типов рисков с точки зрения установления приоритетов управления до настоящего времени не создано.

Применение методологии сравнительного анализа риска целесообразно развивать в первую очередь для задач обоснования экологической приемлемости ядерных технологий, которые в целом ряде случаев выглядят существенно предпочтительней традиционных

технологий в части воздействия на окружающую среду и здоровье населения, но уступают им, например, в размерах начальных инвестиций и сроках окупаемости. Вектор этого движения во многом определяется Основами государственной политики в области экологического развития Российской Федерации на период до 2030 года [10]. Поэтому есть веские основания полагать, что в ближайшее время методология оценки рисков займет достойное место и в нашей стране. Кроме того, одной из задач в рамках реализации Основ государственной политики в области обеспечения ядерной и радиационной безопасности Российской Федерации на период до 2025 года и дальнейшую перспективу является защита в соответствии с принципом приемлемого риска для населения и окружающей среды от радиационного воздействия, а также снижение риска отдаленных последствий техногенного радиационного облучения для здоровья человека [52].

Оценка риска для населения в большинстве уже выполненных исследований фактически проводится для референтного человека или, как это было до недавнего времени в радиологии, – на критическую группу населения. Между тем, расположение в различных локациях источников загрязнения, в том числе ОИАЭ, разные объемы и номенклатура их выбросов обуславливают далеко не одинаковое воздействие на различные группы населения, и возникает проблема нахождения той группы населения (или референтного человека), для которой совокупный риск будет наибольший. Для оценки общего ущерба здоровью населения от загрязнения, например, воздуха следует интегрировать риски по площади селитебной территории, что в свою очередь предопределяет необходимость получения максимально адекватного поля значений концентраций для каждого вещества. Существующая система мониторинга, когда в населённых пунктах контроль содержания вредных веществ осуществляется в незначительном числе точек (часто в одной-двух), не может решить эту задачу без значительных погрешностей. В дополнение к такой системе необходимо использовать модельные расчёты с опорой на местные погодные и ландшафтные условия с валидацией расчетных данных на эмпирически полученных значениях.

Таким образом, одной из задач, решаемых с помощью методологии оценки рисков, может быть обоснование РБ и экологической приемлемости той или иной технологии, в частности при разработке стратегии энергоснабжения.

В одной из последних зарубежных работ [53] приводится сравнение расчетного числа дополнительных смертельных случаев при производстве электроэнергии различными способами, среди которых ядерная энергетика отмечена как наиболее безопасная. Показатель дополнительной смертности от загрязнения воздуха за счёт выбросов АЭС оценивался на уровне

0,05/1 ТВт·час, что является пренебрежимо малым на фоне остальных технологий: например, 18 и 29 смертей на 1 ТВт·час для нефтяных и угольных станций.

При всей значимости этой работы подобные выводы носят слишком общий характер: результаты не могут отражать фактических уровней потенциального воздействия техногенного фактора на население, поскольку не имеют привязки к конкретным предприятиям энергетики. Подобные оценки позволяют оценить вклад единичных источников генерации энергии, тогда как для получения реальных оценок рисков следует рассматривать совокупность объектов в конкретном районе их расположения. В чем-то схожие оценки выполнялись и в России. Так, определение места атомной отрасли по показателям профессиональной заболеваемости в России представлено в работе [54] и в таблице 1.5.

Таблица 1.5. Показатели профессиональной заболеваемости в России для различных отраслей промышленности (на 10000 работающего персонала) [54]

Место	Отрасль	1996	1997	1998
1	Угольная промышленность	55,6	81,09	21,64
12	Нефтедобывающая промышленность	1,53	1,85	2,62
18	Нефтеперерабатывающая промышленность	0,61	0,74	0,96
20	Атомная промышленность	0,55	0,79	0,86
В среднем по России		2,33	2,32	1,78

Сравнение заболеваемости раком и онкологической смертности населения, проживающего в областях с давно работающими тепловыми электрическими станциями (ТЭС) и АЭС приведено в работе [54] и в таблице 1.6.

Таблица 1.6. Сравнительная оценка заболеваемости раком и онкологической смертности населения, проживающего в областях с давно работающими ТЭС и АЭС

Параметр	ТЭС	АЭС	ТЭС	АЭС
	1985		1994	
Онкологическая заболеваемость	285,5±8,7	259,0±6,2	340,1±10,4	285,1±6,8
Онкологическая смертность	201,9±6,2	179,8±4,3	257,3±7,9	203,8±4,9

Несмотря на демонстрацию очевидного преимущества производства электроэнергии с помощью атомной энергии люди в большинстве своем не желают жить рядом с АЭС, полагая, что тем самым больше страхуют свою жизнь от различных неприятностей. Для них нужны не общие рассуждения о безопасности атомной энергетики, а понятные доказательства того, что АЭС, построенная и действующая рядом с ними, более безопасна для здоровья их и их детей, чем

другие способы производства электроэнергии. Методология сравнительной оценки рисков на фоне других способов убеждения на сегодняшний день имеет несомненные достоинства, обусловленные как прозрачностью реализации, так и понятными самым широким массам критериями оценок.

Одним из ранних опытов сравнительного анализа рисков от различных по своей природе факторов воздействия для здоровья населения стала работа [10], в которой были оценены риски для населения пос. Новогорный Челябинской области от выбросов предприятий ПО «Маяк» (радиационные риски) и Аргаяшской ТЭЦ (химические риски), представленные в таблице 1.7

Таблица 1.7. Сравнительная оценка радиационного и химического риска для населения поселка Новогорный от выбросов радионуклидов и вредных химических веществ (ВХВ)

Источник риска	Радионуклиды	ВХВ
Загрязнение воздуха	$(0,9 \div 10) \cdot 10^{-6}$	$(0,4 \div 3) \cdot 10^{-4}$
Загрязнение пищевых продуктов	$(0,6 \div 10) \cdot 10^{-5}$	$(1 \div 3) \cdot 10^{-4}$
Сумма (округленно)	$(1 \div 10) \cdot 10^{-5}$	$(1 \div 6) \cdot 10^{-4}$

К числу ранних работ по сравнительному анализу химических и радиационных рисков относится и проект по Мурманской области [55].

В последующем, опираясь на методологию [34] и методические рекомендации [35], специалисты НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А. Н. Сысина (НИИ ЭЧ и ГОС) совместно с сотрудниками ИБРАЭ РАН выполнили проект по оценке экологической безопасности территории Воронежской области, где функционировала первая в стране промышленная Нововоронежская АЭС, и велось строительство новой очереди АЭС [56]. В рамках этой исследовательской работы были выполнены расчёты радиационных рисков, связанных как с эксплуатацией, действующей АЭС, так и с учетом прогнозной оценкой влияния новой станции, расчет рисков здоровью, обусловленных химическим загрязнением атмосферного воздуха областного и районных центров и оценка влияния работы тепловых электростанций на здоровье населения Воронежа.

Было показано, что хроническое загрязнение атмосферного воздуха в Воронеже и районных центрах обуславливает значимые уровни риска здоровью населения, основной вклад (более 80%) вносит воздействие взвешенных частиц и диоксида серы. Суммарный риск составляет $2,1 \cdot 10^{-3}$ год⁻¹. Вклад загрязняющих веществ в общую смертность населения Воронежа достигает 13%. Оценка суммарного канцерогенного риска для здоровья населения областного центра от воздействия только контролируемых в атмосфере веществ (хром, формальдегид, свинец, этилбензол, стирол и др.) составила $9,3 \cdot 10^{-5}$ год⁻¹ или $6,5 \cdot 10^{-3}$ за жизнь, что превышает

рекомендованный ВОЗ и Роспотребнадзором приемлемый уровень (границы приемлемого техногенного риска составляют 10^{-6} - 10^{-4}).

Вклад действующей НВАЭС в увеличение естественного радиационного фона не превышал 0,1%. Оценки риска за счет выбросов, например, в 2007 г., формирующих дозу облучения населения, не превышали 4 мкЗв/год, или в единицах годового риска — $2 \cdot 10^{-7}$ год⁻¹ (порядка 0,002 смертей в год), тогда как для населения г. Воронежа оценка ущерба здоровью составляла около 1500–1600 смертей в год от загрязнения воздуха ВХВ и 70–125 смертей в год от химических канцерогенов. Радиационные риски, возникающие при эксплуатации АЭС, на несколько порядков величины ниже существующих техногенных рисков и удовлетворяют самым строгим нормативам в области гигиенического нормирования [56, 57].

Сравнение выполненных абсолютных (данные медицинской статистики) и относительных оценок (расчетные величины) весьма показательно и в значительной степени позволяет расставить приоритеты в области охраны окружающей среды и здоровья населения.

Тем не менее, представленные оценки рисков за счёт воздействия объектов ядерной техники представляют не полную картину экологической приемлемости, поскольку замыкаются лишь на выбросах предприятий ТЭК и сложившейся экологической ситуации на территории их расположения, в то время как существенный вклад в формирование рисков потенциально могут вносить и другие стационарные источники выбросов радиоактивных и вредных химических веществ. С целью учёта их возможного воздействия на здоровье населения и в силу недостаточности существующих систем мониторинга для решения задач по оценке риска в рамках комплексного метода в настоящем исследовании проводится идентификация потенциальных источников загрязнения ВХВ воздушной среды и моделирование распространения современных выбросов основных стационарных источников в районе расположения ОИАЭ.

1.5 Постановка цели исследования

Рассмотрение вопросов обоснования экологической приемлемости показало актуальность и практическую значимость развития метода сравнительной оценки риска на здоровья населения в условиях конкретной промышленной площадки, с учетом всей совокупности вредных факторов, связанных с загрязнением воздушной среды от основных воздействующих объектов на близлежащие селитебные зоны с выделением воздействия от одного проектируемого или эксплуатируемого объекта использования атомной энергии.

В качестве цели диссертационного исследования определено:

Разработка и применение комплексного метода оценки радиационных и химических рисков для населения в целях обоснования радиационной безопасности и экологической приемлемости предприятий АЭПК для повышения реалистичности анализа экологической приемлемости ОИАЭ и расширения диапазона учитываемых факторов потенциального вредного воздействия.

Для достижения цели необходимо решение следующих задач:

- систематизация условий функционирования основных промышленных площадок предприятий АЭПК России и выделение типовых ситуаций (объекты + новый объект при необходимости + селитебная зона района расположения) для отработки на них предложенной методологии;
- анализ существующих методологических подходов к оценке эффектов вредного воздействия на здоровье человека радиоактивных и химических веществ и выбора наилучших;
- разработка алгоритма комплексной оценки радиационных и химических рисков в районе расположения предприятий АЭПК;
- разработка и обоснование расчётного инструментария для оценки полей воздействия различных вредных веществ в пространстве городской среды с учётом характеристик площадок и региональных особенностей районов их расположения;
- выполнение оценки радиационных и химических рисков для населения районов расположения ряда основных типов ОИАЭ при анализе их экологической безопасности;
- разработка рекомендаций по применению комплексного метода обоснования радиационной безопасности и экологической приемлемости при помощи сравнительной оценки рисков.

2 Выбор типовых объектов ядерной техники для проведения оценок

2.1 Определение типовых площадок АЭПК

Для достижения поставленной в рамках исследования цели на первом шаге необходимо выполнить систематизацию условий функционирования основных площадок предприятий АЭПК и определить типовые сценарии для апробации на них предложенного подхода к обоснованию РБ и экологической приемлемости ОИАЭ с помощью сравнительной оценки радиационных и химических рисков. Как было отмечено ранее, данный подход ориентирован на адресность, то есть учёт специфики и особенностей конкретного рассматриваемого ОИАЭ, и комплексность: изучение дополнительных источников техногенного воздействия в районе расположения ОИАЭ и основных показателей санитарно-эпидемиологической обстановки селитебной зоны, необходимых для дальнейшей оценки риска.

Обоснованным представляется выбор основных площадок АЭПК, охватывающий различные стадии ЯТЦ и типы назначения эксплуатируемых ЯЭУ. Для типовых случаев потенциального воздействия на население в ходе деятельности ОИАЭ в районах их расположения проведена предварительная идентификация основных техногенных факторов опасности (таблица 2.1). Далее в работе будут рассмотрены исключительно радиационный и химический фактор ввиду их большей значимости в формировании воздействия относительно иных техногенных факторов, таких как тепловое воздействие и шум.

Таблица 2.1. Основные факторы техногенного воздействия для различных площадок АЭПК и районов их расположения

ОИАЭ	Район расположения	Радиацион- ный	Химичес- кий	Тепловой	Образова- ние РАО
Добыча и переработка руды ПАО «ППГХО»	Краснокаменск, Забайкальский край	+	+	–	+
Изготовление топлива:					
АО «АЭХК»	г. Ангарск, Иркутская обл.	+	+	+	+
ПАО «МСЗ»	г. Электросталь, МО	+	+	–	+
ПАО «НЗХК»	г. Новосибирск	+	+	–	+
АО «УЭХК»	г. Новоуральск, Свердловская обл.	+	+	–	+

Исследовательские ЯУ:					
АО «ГНЦ РФ-ФЭИ»	г. Обнинск, Калужская обл.	+	+	+	+
АО «НИФХИ им. Карпова»	— // —	+	+	+	+
АО «Радиевый институт им. В.Г. Хлопина»	г. Санкт- Петербург	+	+	—	+
Курчатовский институт	г. Москва	+	+	—	+
АО «НИИП»	г. Лыткарино, МО	+	+	—	+
АО «ИРМ»	г. Заречный, Свердловская обл.	+	+	—	+
АО «ГНЦ НИИАР»	г. Димитровград, Ульяновская обл.	+	+	—	+
ЯОК:					
РФЯЦ-ВНИИЭФ	г. Саров, Нижегородская обл.	+	+	—	+
РФЯЦ-ВНИИТФ им. им. академ. Е. И. Забабахина»	г. Снежинск, Челябинская обл.	+	+	—	+
ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова»	г. Сосновый Бор, Ленинградская обл.	+	+	+	+
Комбинат «Электрохимприбор»	г. Лесной, Свердловская обл.	+	+	—	+
Энергетические реакторы:					
Ленинградская АЭС	г. Сосновый Бор, Ленинградская обл.	+	+	+	+
Ростовская АЭС	г. Волгодонск, Ростовская обл.	+	+	+	+
Нововоронежская АЭС	г. Нововоронеж, Воронежская обл.	+	+	+	+
Балаковская АЭС	г. Балаково, Саратовская обл.	+	+	+	+
Билибинская АЭС	г. Билибино, Чукотский АО	+	+	+	+
Калининская АЭС	г. Удомля, Тверская обл.	+	+	+	+
Кольская АЭС	г. Полярные Зори, Мурманская обл.	+	+	+	+

Белоярская АЭС	г. Заречный, Свердловская обл.	+	+	+	+
Смоленская АЭС	г. Десногорск, Смоленская обл.	+	+	+	+
Курская АЭС	г. Курчатов, Курская обл.	+	+	+	+
Переработка ОЯТ					
ПО «Маяк»	г. Озерск, Челябинская обл.	+	+	-	+
ФГУП «ГХК»	г. Железнодорожск, Красноярский край	+	+	+	+
Обращение с РАО					
Территориальные округа ФГУП «РАДОН», в частности Ленинградское отделение ФГУП «РАДОН»	г. Сосновый Бор, Ленинградская обл.	+	+	+	+

Для выполнения сравнительной оценки радиационных и химических рисков для населения выбор типовых объектов ядерной техники следует проводить, основываясь на ряде факторов, влияющих на репрезентативность и корректность этой оценки.

Крайне затруднительным представляется учёт даже наиболее значимых источников потенциального техногенного воздействия на здоровья человека в столь крупных городах, как Москва (Курчатовский институт), Санкт-Петербург (Радиевый институт), Новосибирск (НЗХК). Определение вклада ОИАЭ, расположенных в индустриальных и густонаселённых агломерациях, и ранжирование в общей структуре рисков является чрезвычайно трудоёмкой задачей, требующей проведения отдельного исследования, в силу многочисленности прочих факторов загрязнения окружающей среды, формирующих дополнительные риски.

Обоснование РБ и экологической приемлемости с помощью предлагаемого метода сравнительной оценки рисков для объектов ядерной техники, расположенных в моногородах (Калининская АЭС в г. Удомля, ПО «Маяк» в г. Озёрске, ПАО «ППГХО» в г. Краснокаменске и т. п.), также не представляется рациональным в силу отсутствия иных значимых техногенных источников потенциального воздействия радиационной и/или токсической природы. Также для начальной стадии ЯТЦ (добыча урана) сравнение рисков не представляется целесообразным в силу очевидного доминирования радиационного фактора, кроме того неоднозначной является оценка распределения техногенной и природной составляющих радиационного воздействия.

Применение предлагаемого метода в целях обоснования экологической приемлемости площадок АЭПК по переработке ОЯТ (радиохимического производства) в исследовании не проводилось по ряду нижеизложенных причин. Радиоэкологическая обстановка в районе расположения ПО «Маяк» во многом определяется существующим облучением в результате прошлой деятельности предприятия, в то время как сравнительная оценка рисков в большей степени предполагает расчёт уровней негативного воздействия за счёт современной деятельности предприятий. Сложившаяся радиационная обстановка и фактическое загрязнение окружающей среды РВ не создают дополнительного облучения, превышающего установленные пределы доз для населения, о чём свидетельствуют результаты множества исследований [2, 10, 58–59]. На сегодняшний день масштабные работы по переработке ОЯТ в России пока не проводятся, однако планируются в ближайшем будущем. В дальнейшем при планировании и запуске новых производств на ПО «Маяк», а также по мере ввода в эксплуатацию и нарастания объёма производственных мощностей ОДЦ на ФГУП «ГХК» будет целесообразно проведение оценки рисков в соответствии с разработанным комплексным методом.

Для ряда АЭПК существует проблема полноты данных контроля состояния качества окружающей среды и характеристик источников её загрязнения в районе расположения объектов ядерной техники. Отсутствие информации о номенклатуре и объёме выбросов вредных химических веществ значимыми стационарными источниками, низкий охват сети мониторинга исследуемой территории, редкая частота измерений и узкий спектр контролируемых загрязняющих веществ могут отразиться на степени неопределённости получаемых расчётных значений при оценке химического риска, что негативно сказывается на достоверности результатов исследования.

В связи с выше обозначенными факторами, представляется рациональным выбор следующих типовых объектов ядерной техники, представляющих основные технологические передельные ЯТЦ, для выполнения сравнительной оценки радиационных и химических рисков:

- АО «АЭХК» (г. Ангарск);
- АО «ГНЦ РФ – ФЭИ», АО «НИФХИ» (г. Обнинск);
- Ленинградская АЭС, Ленинградское отделение Северо-Западного ТО ФГУП «РАДОН» (бывш. ФЭО/РосРАО), ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» (г. Сосновый Бор);
- АО «УЭХК» (г. Новоуральск);
- ПАО «МСЗ» (г. Электросталь);
- АО «ГНЦ НИИАР» (г. Димитровград).

Выбранные площадки расположены в крупных промышленных центрах, что обуславливает наличие дополнительных источников техногенного воздействия на здоровье населения. Учёт в последующих оценках риска данного фактора обеспечивает комплексность предлагаемого подхода к анализу экологической приемлемости. В настоящей работе в ходе сравнительной оценки риска проведена идентификация источников потенциального воздействия как среди площадок АЭПК, так и среди крупных объектов химической промышленности и ТЭК. Вклад иных источников, в том числе нестационарных, отражён в данных по результатам мониторинга содержания загрязняющих веществ в компонентах окружающей среды на территории селитебных зон: предполагается, что наблюдаемые уровни концентрации вредных химических веществ обусловлены всеми источниками загрязнения в районе расположения ОИАЭ.

Основные зоны потенциального воздействия рассматриваемых объектов – селитебные зоны с постоянно проживающим на этой территории населением. Для целей исследования важны систематизация и анализ параметров радиационной и санитарно-гигиенической обстановки в районах расположения, данных эпидемиологической обстановки: динамических показателей заболеваемости и смертности от ЗНО и других соматических заболеваний.

Далее для каждой рассматриваемой площадки АЭПК представлены результаты идентификации факторов воздействия за счёт деятельности ОИАЭ, определение иных основных источников радиационного и химического воздействия для населения селитебных зон.

2.2 Систематизация основных характеристик и условия функционирования площадок АЭПК

2.2.1 Площадка АО «АЭХК»

АО «Ангарский электролизный химический комбинат» является предприятием разделительно-сублиматного комплекса Топливной компании «ТВЭЛ» Госкорпорации «Росатом». Строительство комбината было начато в 1954 году во исполнение Постановления Совета Министров СССР. Здания и сооружения пускового модуля (химический завод) были приняты в эксплуатацию в 1960 году. Комбинат представляет собой промышленный комплекс технологически связанных производств гексафторида урана с содержанием изотопа ^{235}U не более 1% массового (сублиматное производство) и с обогащённым содержанием ^{235}U (разделительное производство), а также безводного фтористого водорода, фтора и др. В настоящее время сублиматное производство остановлено для проведения работ по выводу из эксплуатации.

Основная выпускаемая продукция – гексафторид урана различной степени обогащения (не выше 5% по изотопу ^{235}U). Перечень объектов АО «АЭХК» включает в себя 42 ЯРОО, в том числе 5 пунктов хранения ЯМ и 5 пунктов хранения РАО [60].

АО «АЭХК» расположен в г. Ангарске Иркутской области – крупном индустриально-энергетическом комплексе. Всего в городе насчитывается более 60 промышленных предприятий, среди них можно выделить всего несколько, оказывающих максимальное влияние на окружающую среду, за счёт регулярных выбросов загрязняющих веществ в атмосферу: предприятия теплоэнергетики – ИТЭЦ-1, ИТЭЦ-9, ИТЭЦ-10, АО «Ангарская нефтехимическая компания» (АО «АНХК»), АО «Ангарский цементно-горный комбинат» (АО «АЦГК») (рисунок 2.1).

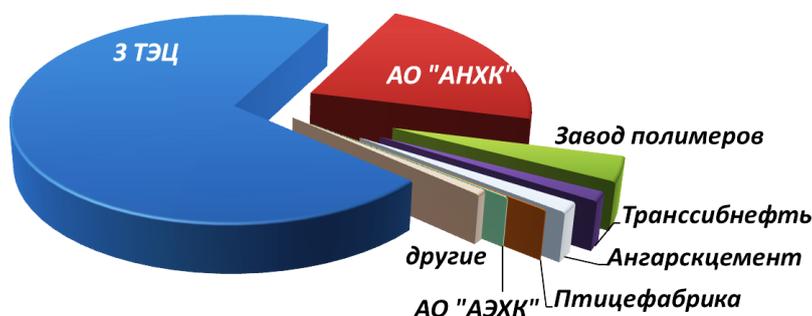


Рисунок 2.1. Удельный вес валовых выбросов загрязняющих веществ в атмосферу предприятий, дающих основной вклад в загрязнение атмосферы Ангарска [61]

Топливо-энергетический комплекс, представленный в Ангарске тремя ТЭЦ, расположенными в разных частях города, ответственна за $\approx 70\%$ валового выброса классических загрязняющих веществ в атмосферу. Систематизированные в работе данные демонстрируют, что доля ТЭЦ в загрязнение атмосферы Ангарска взвешенными частицами и двуокисью серы стабильно составляет около 90% от всех стационарных источников. Выбросы оксидов азота с ТЭЦ в последние годы вносили от 27 до 40% в суммарный выброс от промышленного комплекса.

Вторым по количеству выбросов в атмосферу среди предприятий города можно назвать самый большой комплекс предприятий — АО «АНХК» (до 10% от общих выбросов в разные годы). На долю АО «АЭХК» приходится значительно меньше 1% от общих выбросов предприятий Ангарска (таблица 2.2).

Таблица 2.2. Перечень и объёмы загрязняющих веществ, выбрасываемых в атмосферу предприятиями Ангарска в 2014 г., и их доля в суммарном выбросе стационарных источников [60–63]

Источник выбросов	Объём выбросов, т/год				
	всего по рассматриваемым веществам	в том числе			
		Зола (ВВ)	SO ₂	NO _x	CO
Все стационарные источники	172800	21400	90000	54100	7300
Доля ТЭЦ, %	67,4	88,3	91,9	27,4	0,56
Доля АО «АЭХК», %	7,2E-03	6,8E-04	2,4E-05	5,6E-04	3,3E-03

Выбросы урана АО «АЭХК» составили в 2013 – 21,2 кг; в 2014 – 5,8 кг; в 2015 – 4,0 кг, при этом других радионуклидов комбинат не выбрасывает. Для сравнения: суммарный ежегодный выброс в атмосферу всеми ТЭЦ Ангарска составлял до 1100 кг урана, что почти на два порядка величины больше [64].

Помимо основных стационарных источников, свой вклад в загрязнение окружающей среды вносит автомобильный транспорт. Загрязнение атмосферного воздуха автотранспортом соизмеримо с выбросами других крупных источников – таких, как производство энергии и промышленное производство [65]. Транспортные средства, в том числе автомобили, являются одним из наиболее мощных источников поступления в атмосферный воздух оксида углерода, углеводородов (этана, метана, этилена, бензола, ацетилен и др.), бенз(а)пирена, альдегидов (формальдегида, акролеина, уксусного альдегида и др.), а также оксидов азота, сажи и других токсичных веществ

В настоящее время в городе функционирует два базовых автоматических поста ФГБУ «Иркутское УГМС», и две станции работают в опытном режиме, также действуют объектовые посты, расположенные на промплощадке АО «АЭХК» [66]. Данная система позволяет сформировать только общую картину экологической ситуации в городе. Для её детализации работают две специализированные лаборатории АО «АНХК» и АО «АЭХК», которые выполняют регулярные замеры параметров, характеризующих экологическую обстановку в различных частях города.

В период с 2001 по 2010 гг. состояние атмосферного воздуха в Ангарске характеризовалось высоким и очень высоким уровнями загрязнения, в последующие годы ситуация с загрязнением воздушной среды заметно улучшилась за счёт усовершенствования систем очистки выбросов предприятий города, особенно отчетливо это заметно на фоне других городов области (рисунок 2.2).



Рисунок 2.2. Качество атмосферного воздуха в городах Иркутской области [66]

Веществами, определяющими высокое загрязнение атмосферного воздуха, являются, в основном, бенз(а)пирен, формальдегид, диоксид азота и взвешенные вещества, которые выбрасываются предприятиями теплоэнергетики, угольной и деревообрабатывающей промышленностями, мелкими котельными и автотранспортом.

2.2.2 Площадка АО «УЭХК»

АО «УЭХК» начал эксплуатироваться в 1949 году. Основная цель производства - обогащение урана для обеспечения потребностей в ядерном топливе атомных электростанций и других ядерных энергетических установок. В 2010 г. комбинат вошёл в состав Топливной компании «ТВЭЛ» Госкорпорации «Росатом», объединившей производства разделительно-сублиматного комплекса, изготовления газовых центрифуг, и научно-исследовательский блок.

АО «УЭХК» расположен в единой промышленной зоне Новоуральского ГО Свердловской области в 80 км к северо-западу от г. Екатеринбург. Непосредственно с комбинатом граничат два населенных пункта: Новоуральский ГО (численность населения около 88000 человек) и ГО Верх-Нейвинский (численность населения около 6500 человек). АО «УЭХК» является самым мощным производителем обогащенного урана не только в России, но и в мире (48% разделительных мощностей России) [67].

АО «УЭХК» осуществляет выбросы α -активных долгоживущих радионуклидов: ^{234}U , ^{235}U и ^{238}U (рисунок 2.3). Суммарный для всех источников АО «УЭХК» ПДВ составляет $9,2 \cdot 10^8$ Бк/год. Тенденция к снижению суммарной активности выбросов объясняется поэтапной модернизацией центрифуг разделительного производства АО «УЭХК» на В 2014 г. суммарный выброс радионуклидов составил $1,03 \cdot 10^8$ Бк, что составляет:

- 19 % от суммарного контрольного уровня;
- 11 % от суммарного предельно допустимого выброса ПДВ.

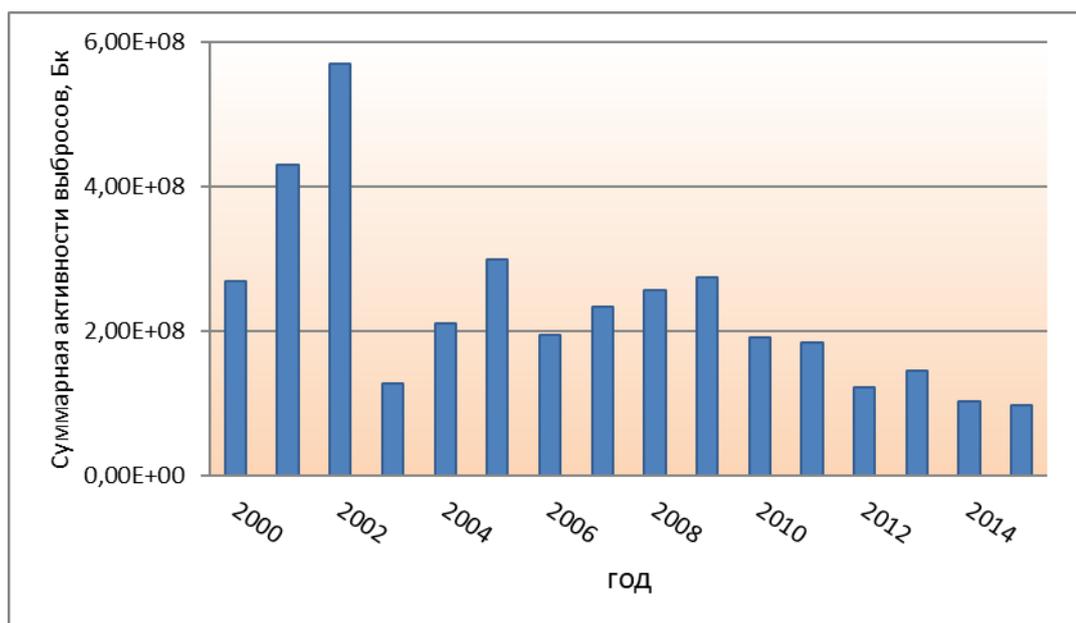


Рисунок 2.3 – Динамика годовых выбросов АО «УЭХК» α -активных радионуклидов за период 2000-2015 гг., Бк [68, 69]

Регулярный мониторинг радиоактивного загрязнения воздушной среды в Новоуральском ГО демонстрирует, что содержание α -активных нуклидов в атмосферном воздухе ниже установленного в НРБ-99/2009 значения ДОО для населения ($3,3 \cdot 10^{-2}$ Бк/м³) в сотни раз. Наибольший вклад в выбросы химических загрязнителей среди стационарных источников вносят выбросы АО «Уралэлектромедь». Контролируемые выбросы токсических веществ ОИАЭ на порядок ниже суммарных выбросов от остальных стационарных источников, за исключением ЛОС и диоксида азота (в таблице 2.5 приведены краткие сведения по объемам выбросов основными предприятиями Новоуральского ГО и ГО Верх-Нейвинский).

Таблица 2.3 — Средние за 2013–2015 гг. объемы выбросов загрязняющих веществ от различных источников в районе расположения АО «УЭХК», тонн/год [70-72]

	АО «УЭХК»	АО «РИР» (до 2020 г. АО «ОТЭК»)	АО «Уралэлектромедь»
Твердые вещества	0,97	-	5,84
Диоксид серы	4,07	3,82	772
Оксид углерода	46,7	23,3	1079
ЛОС	40,2	-	2,4
Диоксид азота	580	349	38,3

Структура объемов загрязняющих веществ, выбрасываемых в атмосферу стационарными источниками обоих городских округов и доля выбросов АО «УЭХК» в ней, представлены на рисунке 2.4.

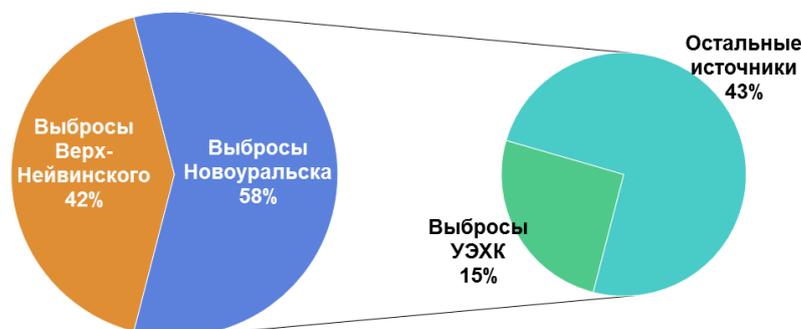


Рисунок 2.4 – Структура валовых выбросов стационарных источников Новоуральского ГО и ГО Верх-Нейвинский

2.2.3 Площадка АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» и АО «НИФХИ»

Свою деятельность АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» начал в 1945 г. в качестве организации научно-исследовательского учреждения — лаборатории «В», в которой в 1954 году была пущена первая в мире атомная электростанция. На сегодняшний день в АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» проводит исследования использования жидких металлов в качестве теплоносителей в АЭС с быстрыми реакторами, судовых и космических ЯЭУ, экспериментальные исследования в области ядерно-лазерной физики и физики плазмы, радиационного материаловедения, радиохимии и новых наукоемких технологий, включая нанотехнологии, технологии водородной энергетики и ядерной медицины. На базе АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» функционируют мировой центр ядерных данных и центр теплофизических данных, Российский учебно-методический центр по учету и контролю ядерных материалов, производство изотопов и радиофармпрепаратов для медицинских целей.

Обнинский филиал Научно-исследовательского физико-химического института им. Л. Я. Карпова (АО «НИФХИ им. Л. Я. Карпова») был создан решением Правительства в 1957 году для решения научных и технологических задач. Полномасштабные исследования в филиале НИФХИ начались с пуском в эксплуатацию в 1962 году мощных кобальтовых гамма-установок и в 1964 году — исследовательского ядерного реактора ВВР-ц. В настоящее время АО «НИФХИ им. Л. Я. Карпова» производит радиофармпрепараты, изделия медицинского назначения.

Обе площадки расположены в г. Обнинске Калужской области. Всего на территории города размещены 10 научных институтов разного профиля, а также в непосредственной близости «Индустриальный парк «Ворсино», на территории которого в 2013 г. был построен электрометаллургический завод ООО «НЛМК-Калуга».

В 2015 г. в городе было идентифицировано 14 объектов с организованными стационарными источниками, которые определяли основные выбросы ВХВ в атмосферу (с общим объемом около 650 т/год). На рисунке 2.5 представлен вклад основных загрязняющих веществ. По данным [73] наибольший объем выбросов ВХВ за рассматриваемый период производили следующие три предприятия: МП «Теплоснабжение», АО «ГНЦ РФ – ФЭИ», ФГУП «ОНПП «Технология». Всего на территории г. Обнинск в 2015 г. было размещено 14 стационарных источников загрязнения атмосферного воздуха. Общее количество загрязняющих веществ, отходящих от всех стационарных источников города не превышало 700 тонн в год. Для сравнения валовый выброс ООО «НЛМК-Калуга» ежегодно составлял порядка 3000 тонн, среди которых на долю взвешенных веществ приходилось около 280 тонн, а оксида углерода – 2100 тонн.

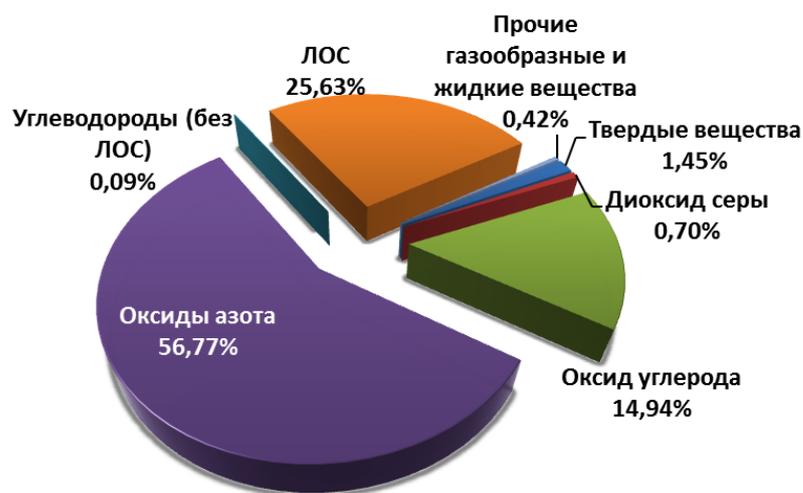


Рисунок 2.5. Основные загрязняющие вещества, поступавшие в атмосферный воздух Обнинска от стационарных источников, за период 2013-2015 гг.

В силу специфики деятельности АО «НИФХИ им. Л. Я. Карпова» основной вклад в активность выбросов вносят инертные радиоактивные газы (^{41}Ar , $^{85\text{m}}\text{Kr}$, ^{133}Xe , ^{135}Xe) и изотопы йода (^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{135}I), которые имеют относительно короткий период полураспада от 2 часов до 8 суток, в то время как АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» выбрасывает преимущественно ^{90}Sr и ^{137}Cs , с периодом полураспада 28,8 лет и 30,17 лет, соответственно.

Суммарные объемы выбросов всех предприятий города не приводят к превышению выделенных квот от предела годовой дозы облучения населения техногенными источниками – 1 мЗв (рисунок 2.6)

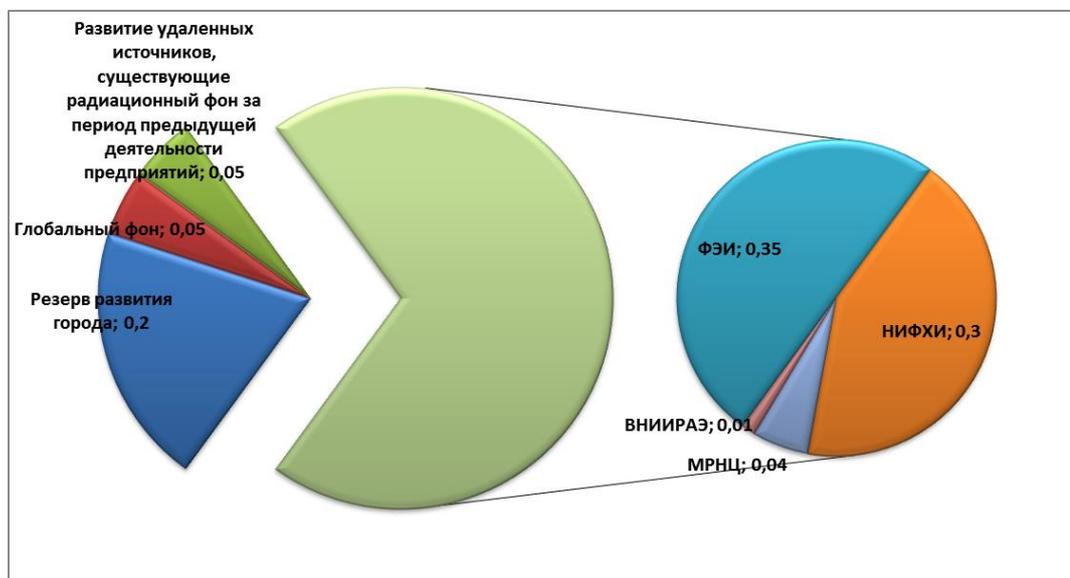


Рисунок 2.6. Распределение действующих квот от предела дозы облучения населения по всем путям облучения населения г. Обнинска, мЗв [74]

АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» не производит в настоящее время сброс радионуклидов, нормативы допустимого сброса для предприятия в последние годы не устанавливались [75]. На АО «НИФХИ им. Л. Я. Карпова» для отстаивания вод, содержащих радионуклиды (^{137}Cs), используются пруды-отстойники, сброс вод из них в поверхностные водные объекты также не осуществляется [76].

В рамках соответствующих мероприятий федеральной целевой программы «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года» ликвидированы пункты хранения РАО на АО «ГНЦ РФ – ФЭИ», что сказалось на снижении уровней загрязнения подземных вод тритием. Так еще в 1995 г. при обследовании подземных источников левого берега р. Протвы сотрудники НПО «Тайфун» Росгидромета выявили повышенное содержание трития во всех выходах грунтовых вод на территории санитарной зоны водозаборов (максимальные значения объемной активности – 46,9 кБк/л). Измерения концентрации трития в воде девяти родников и в водоисточниках Обнинска, проведенные в 2005 г., выявили максимальное значение объемной активности трития – 37 кБк/л (родник близ АО «ГНЦ РФ – ФЭИ»), которое в пять раз выше УВ. В других родниках активность трития составила 1–24 Бк/л, для водопроводной воды в среднем – 67 Бк/л (в 35 раз выше среднего уровня для пресных

водоёмов ЕТР, который составляет 1,9 Бк/л) [77, 78]. В начале 2000-х гг. в некоторых водозаборах стали наблюдаться тенденции роста объёмной активности трития в воде [79]. В 2009 г. была выявлена стабилизация его активности в подземных водах водозабора Центральный на уровне около 425 Бк/л. Непосредственно в питьевой воде распределительной сети г. Обнинска объёмная активность трития была на порядок ниже и ежегодно отмечается тенденция к её снижению.

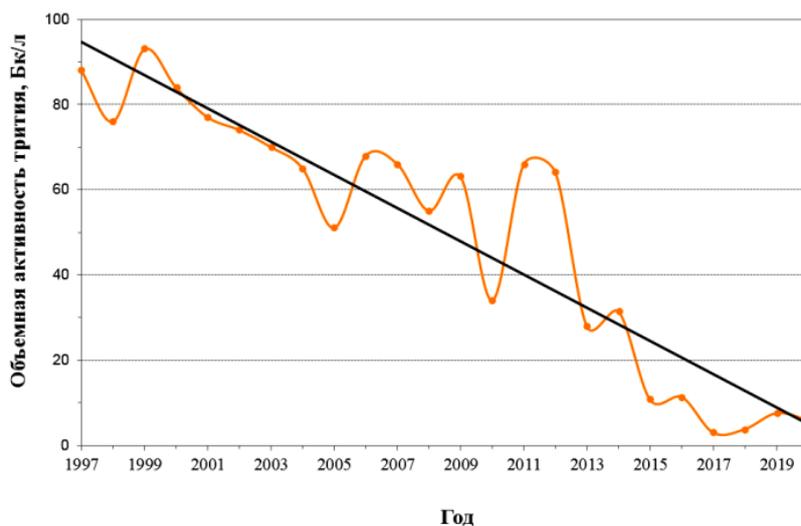


Рисунок 2.7 – Динамика содержания трития в питьевой воде г. Обнинска [80]

2.2.4 Площадка ПАО «МСЗ»

ПАО «МСЗ», основанный ещё в 1916 г., для производства боеприпасов, входит в структуру Топливной компании «ТВЭЛ» Госкорпорации «Росатом» и сегодня является крупнейшим предприятием по производству ядерного топлива для энергетических реакторов (ВВЭР-440, ВВЭР-1000, ВВЭР-1200 РБМК-1000, БН-600, PWR, BWR), исследовательских реакторов и реакторных установок судов морского флота. Деятельность ПАО «МСЗ» связана исключительно с фабрикацией ядерного топлива. Отсюда в выбросах и сбросах, жидких и твердых отходах и, следовательно, в окружающей природной среде по причине производств предприятия могут находиться только изотопы урана и дочерних продуктов его распада (ДПР). В ГО Электросталь на сегодняшний день нет источников теплоснабжения, работающих на угле, т. е. загрязнение природной среды изотопами урана потенциально возможно только от деятельности ПАО «МСЗ».

По данным радиационно-гигиенических паспортов РФ за 2013–2016 гг. в СЗЗ ПАО «МСЗ» (радиационный контроль выполняет ФМБА) в последние годы измерялся только уровень содержания $\sum\alpha$ в воздухе [81], который составлял 0,01 Бк/м³., т. е. был на уровне

чувствительности метода измерения или ниже. Непосредственно на границе промлощадки предприятия уровень $\Sigma\alpha$ в воздухе не превышал $0,1 \text{ Бк/м}^3$. Суммарная α -активность выбросов ПАО «МСЗ» в 2013–2016 гг. оставалась практически неизменной и составляла в среднем 80 МБк/год [80], наибольший вклад в активность среди изотопов урана вносит ^{234}U .

Подавляющая часть выбросов вредных веществ поступает в атмосферу города от стационарных источников в газообразном состоянии, которые в 2017 г. на 87 % были сформированы за счёт валовых выбросов оксида углерода. Объём твёрдых веществ в составе выбросов стационарных источников в среднем за 2014–2017 гг. находился на уровне 320 тонн ежегодно. На долю ПАО «МСЗ» приходилось не более 0,2 % от всех валовых выбросов г. Электростали. В среднем за 2008–2016 гг. ежегодный объём газоаэрозольных выбросов ПАО «МСЗ» составлял 116 т/год. За данный период наблюдалась выраженная тенденция к сокращению объёма выбросов (с 2012 г.), и в 2016 г. этот показатель был на уровне 16 т/год. Среди контролируемых веществ в выбросах ПАО «МСЗ» присутствуют т.н. «классические» загрязнители азот диоксид, углерод оксид, углеводороды, сера диоксид, формирующие более 80% объёма всех выбросов предприятия, а также 47 специфических ЗВ, в том числе ряд канцерогенных: бенз(а)пирен, тетрахлорметан, кадмий, свинец, шестивалентный хром, формальдегид. Случаев превышения объёма выбросов загрязняющих веществ над разрешённым уровнем в период 2013–2016 гг. не отмечалось (рисунок 2.8). До 2012 г. в нормативах и контроле фактических выбросов ПАО «МСЗ» учитывались также выбросы дочерних обществ, в том числе ООО «ЭЛЕМАШ-ТЭК», обеспечивающее предприятие тепловой и электроэнергией.

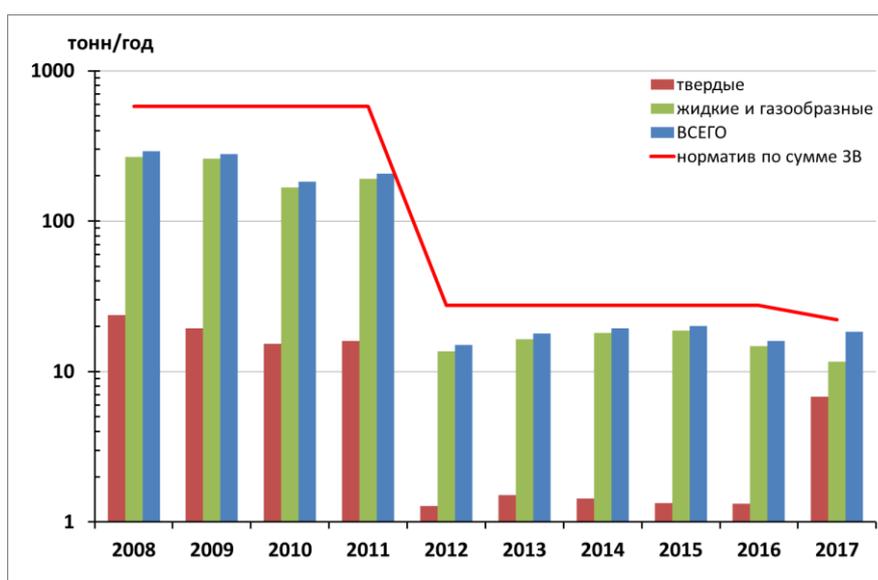


Рисунок 2.8 — Динамика выбросов твердых, жидких и газообразных ЗВ ПАО «МСЗ» в сравнении с установленным нормативом

2.2.5 Площадка Ленинградской АЭС, Северо-Западного ТО ФГУП «РАДОН», ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова»

Одна из крупнейших в стране площадок АЭПК расположена в 80 км западнее г. Санкт-Петербурга на территории муниципального образования «Сосновоборский городской округ» на берегу Копорской губы Финского залива. На данной площадке среди предприятий атомной промышленности представлены объекты различных пределов ЯТЦ и типов назначения ЯУ:

- Ленинградская атомная станция ЛАЭС-1 (атомная генерация, обращения с РАО и ОЯТ);
- Ленинградская атомная станция ЛАЭС-2 (атомная генерация);
- ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» (исследовательские ЯУ);
- филиал «Северо-Западный территориальный округ» ФГУП «РАДОН» (обращение с РАО).

В составе Ленинградской АЭС (ЛАЭС) в настоящее время одновременно функционируют энергоблоки с реактором типа РБМК и ВВЭР (четыре блока с РБМК-1000 канального типа на тепловых нейтронах, из которых два в режиме окончательного останова, два блока с ВВЭР-1200). Новые энергоблоки ВВЭР-1200 ЛАЭС-2 сооружены с целью замещения в связи с предстоящим выводом из эксплуатации действующих энергоблоков РБМК-1000 Ленинградской АЭС. Также на территории промплощадки ЛАЭС расположено хранилище ОЯТ и комплекс переработки РАО.

ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» (далее – НИТИ) осуществляет эксплуатацию комплекса зданий, помещений и оборудования, используемых для проведения научно-исследовательских и вспомогательных работ по обеспечению эксплуатации натуральных наземных стендов-прототипов с транспортными ЯЭУ.

Ленинградское отделение ФГУП «РАДОН» функционирует с 1962 г. как центр по сбору, переработке и временному хранению РАО, поступающих с более чем 200 организаций Санкт-Петербурга и Ленинградской области, а также Калининградской, Псковской, Мурманской и Новгородской областей. В отделении осуществляется переработка РАО: сжигание твердых и жидких горючих РАО, прессование низкоактивных ТРО, кондиционирование ТРО методом омоноличивания, спецхимводоочистка и битумирование ЖРО, а также хранение РАО.

Результаты статистической обработки данных радиационного мониторинга объёмной активности радионуклидов в приземном воздухе в регионе расположения ЛАЭС в 2011–2019 гг. представлены в таблице 2.4 [80, 82-83]. Среднее содержание техногенных радионуклидов в воздухе жилой зоны на 6 порядков величины ниже допустимой среднегодовой объёмной активности для населения ($ДОА_{нас}$), установленной НРБ-99/2009.

Таблица 2.4 – Результаты статистической обработки данных многолетнего радиационного мониторинга приземного воздуха в ЗН ЛАЭС

Нуклид	Среднее значение, мкБк/м ³	Доверительный интервал, мкБк/м ³	Д _{ОА} нас, Бк/м ³
¹³⁷ Cs	8,0	3,3-28	27
¹³⁴ Cs	5,3	0,5-26	19
⁶⁰ Co	7,8	2,4-17	11
⁵⁴ Mn	10,6	2,2-60	72
⁵¹ Cr	24,5	4,1-40	2500
¹³¹ I	14,5	0,5-100*	7,3
Примечание			
* – максимальные значения наблюдались в 2011 г. и связаны с аварией на японской АЭС «Фукусима-1».			

Для всех предприятий площадки характерны незначительные объёмы выбросов ¹³⁷Cs, основная суммарная активность выбросов предприятиями АЭПК определяется инертными радиоактивными газами с работающих блоков ЛАЭС, которые и дают, основной вклад в дозовые нагрузки на население. В среднем за 2015–2019 гг. выброс ИРГ с Ленинградской АЭС составил $2,7 \cdot 10^{14}$ Бк/год, при этом выбросы с энергоблоков с РБМК-1000 в среднем на порядок величины активности выше, чем с современных ВВЭР-1200 ЛАЭС-2, на которых началась выработка электроэнергии в 2018 г. В том же году был остановлен первый реактор РБМК-1000, что обусловило снижение суммарной активности в выбросах станции. Выброс ИРГ, обусловленный деятельностью экспериментальных стендов НИТИ, в среднем за 2015–2020 гг. составлял $1,7 \cdot 10^{12}$ Бк/год, при этом с 2018 г. отмечено снижение активности выбросов, связанное с окончанием заключительной кампании одной из стендовых ЯЭУ. В силу специфики деятельности ФГУП «РАДОН» в выбросах его Ленинградского отделения присутствуют радионуклиды, не характерные для двух других ОИАЭ на той же площадке (²³⁹Pu, ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po), наибольшая активность при этом характерна для трития: в 2020 г. выброс ³H составил $3,5 \cdot 10^{12}$ Бк.

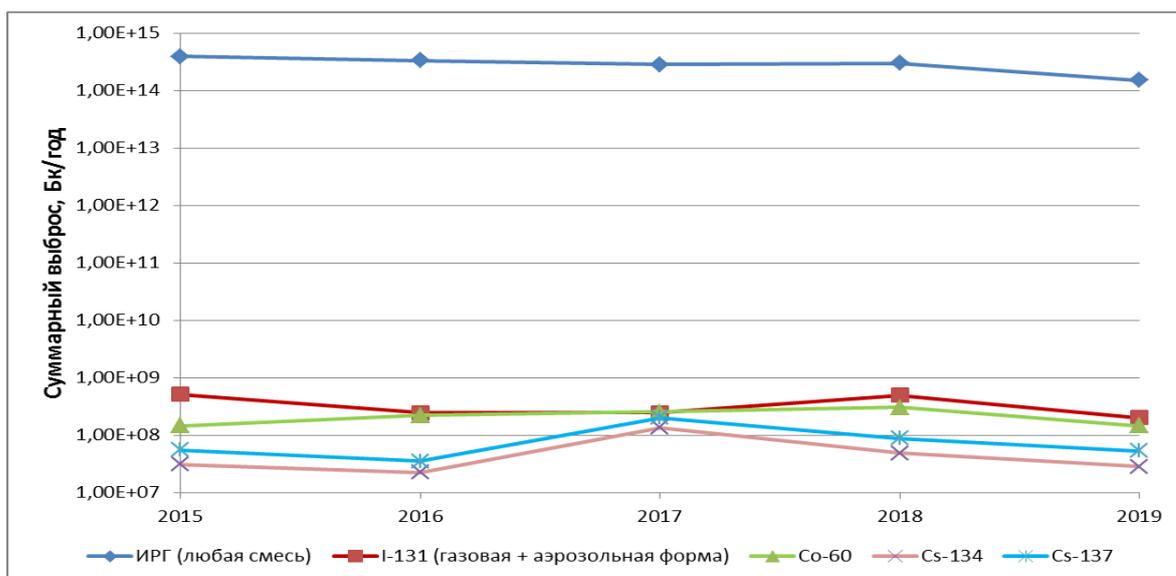


Рисунок 2.9 – Динамика выбросов радионуклидов в атмосферу от энергоблоков РБМК-1000 ЛАЭС в период 2015–2019 гг. [82–83]

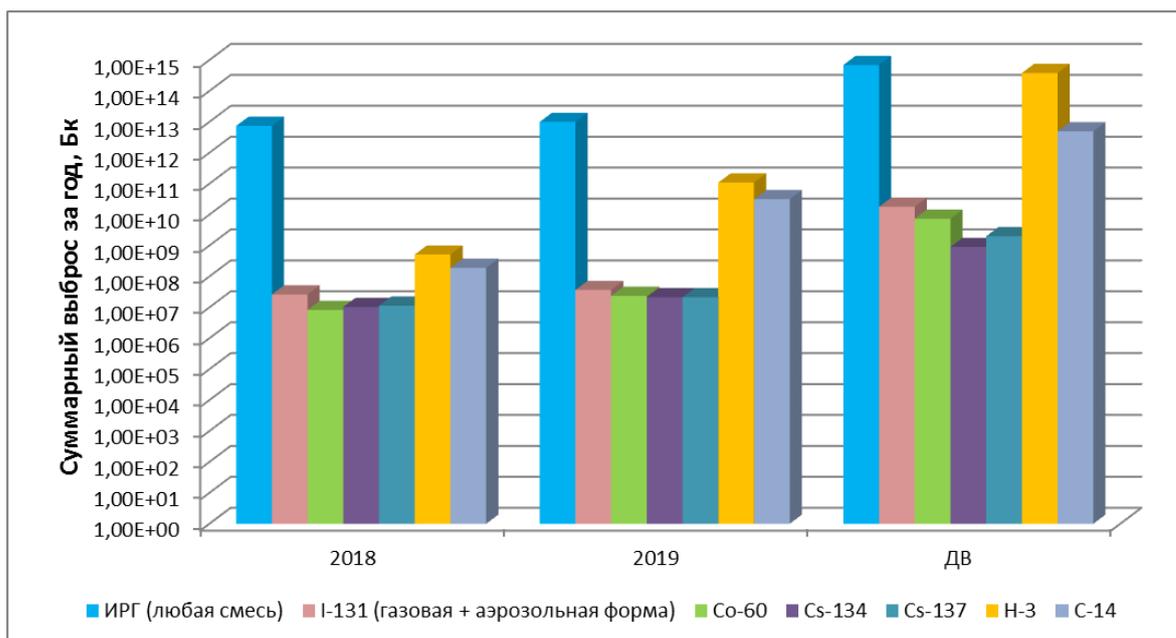


Рисунок 2.10 – Динамика выбросов радионуклидов в атмосферу от энергоблоков ВВЭР-1200 ЛАЭС-2 в период 2018–2019 гг. [80, 82–83]

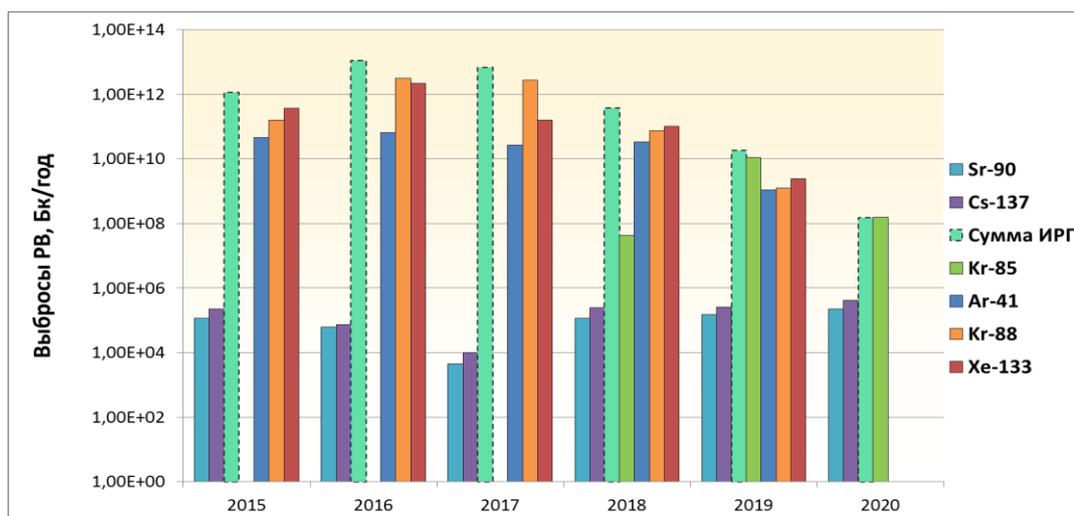


Рисунок 2.11 – Динамика выбросов радионуклидов в атмосферу за счёт деятельности НИТИ в период 2015–2020 гг. [80, 84]

По результатам систематизации и первичного анализа данных по выбросам ВХВ объектов ядерной техники, подавляющий вклад в валовый выброс всего АЭПК вносит Ленинградская АЭС – 98,9%. Так в 2020 г. валовый выброс всех загрязняющих веществ НИТИ составил 1,6 т, Ленинградского отделения РАДОН – 1,4 т, ЛАЭС – 268 т, что составляет около 37,7 % от разрешенного выброса ЗВ в атмосферу, из них: твердые загрязняющие вещества составляют 229,6 тонн, газообразные и жидкие — 37,8 тонн. Превышений установленных норм ПДВ ни по одному из ЗВ за рассматриваемый период не отмечено [85]. Состав выбросов ВХВ Ленинградской АЭС в 2020 г. показан на рисунке 2.12.

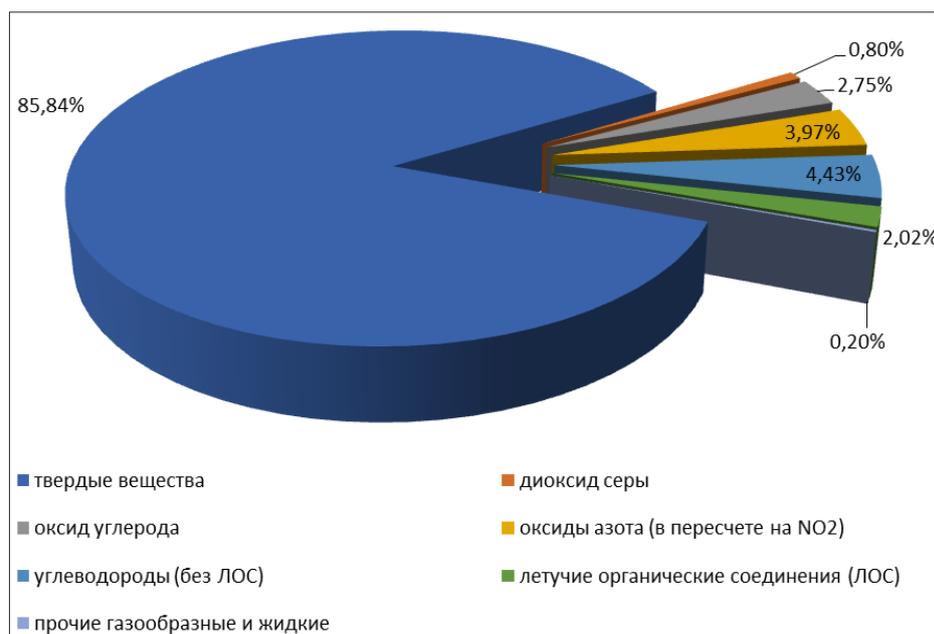


Рисунок 2.12 – Состав выбросов ВХВ выбросов основной промышленной площадки ЛАЭС в 2020 году [85]

Также в работе определён вклад выбросов ЛАЭС в общей структуре загрязнения воздуха в Ленинградской области в целом, который в период 2015–2019 гг. находился ежегодно примерно на одном уровне и не превышал 0,1% [83].

2.2.6 Площадка АО «ГНЦ НИИАР»

АО «ГНЦ НИИАР» был создан в 1956 г. с целью научно-технического обеспечения работ по созданию реакторов для атомной энергетики. В настоящее время АО «ГНЦ НИИАР» – крупнейший в России исследовательский центр в области топливного и материаловедческого обеспечения ядерных технологий, в составе которого эксплуатируются 8 ЯУ: 6 исследовательских реакторов и 2 критических стенда.

АО «ГНЦ НИИАР» является единственным предприятием в г. Димитровград, осуществляющим контролируемые радиоактивные выбросы в атмосферу. Состав выбросов представлен ИРГ, альфа-, бета-излучающими аэрозолями, включающими изотопы плутония, цезий-137, стронций-90. Активность выбросов практически на 100 % определяется активностью ИРГ.

Явной тенденции в динамике выбросов РВ за рассмотренный период отмечено не было: для некоторых радионуклидов характерны флуктуации значений активности относительно среднего за 2013–2017 гг. уровня за счёт различных производственных мощностей для каждого года (например, при увеличении производства молибдена-99 в 2019 г. были превышены уровни

ДВ для альфа-активных радионуклидов), рост выбросов ИРГ связан с реализацией в АО «ГНЦ НИИАР» новых исследовательских проектов.

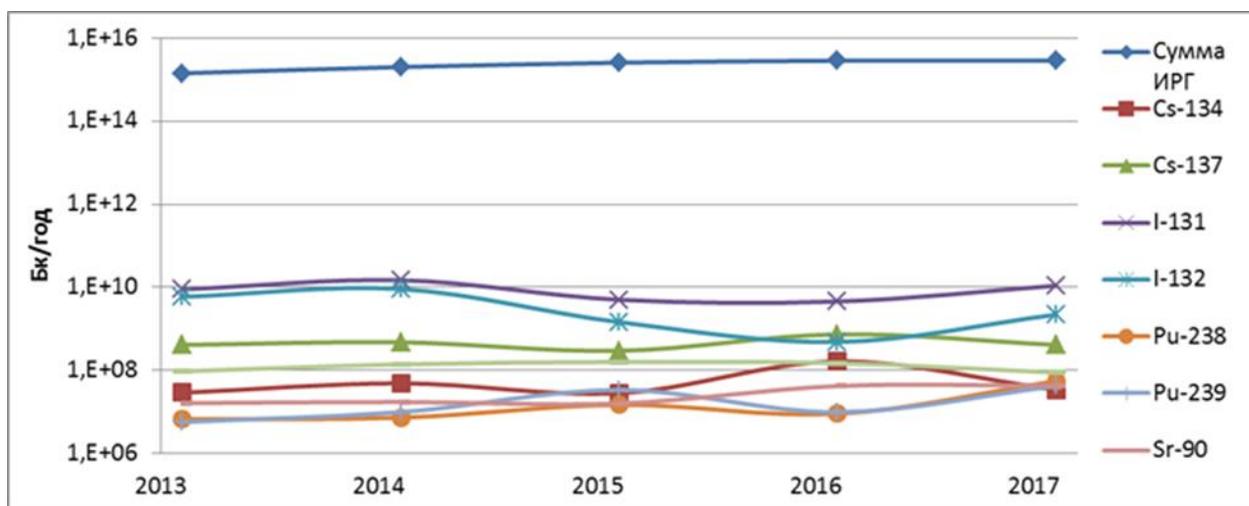


Рисунок 2.13 — Динамика изменения активности отдельных потенциально дозообразующих радионуклидов, выбрасываемых АО «ГНЦ НИИАР»

Ведущими источниками загрязнения атмосферного воздуха на территории г. Димитровград являются: предприятия энергетического сектора, машиностроения, предприятий по производству стройматериалов, автомобильный транспорт [86].

В 2017 г. ФГБУЗ ЦГиЭ № 172 ФМБА России в городе Димитровграде выявлено превышение предельно допустимых концентраций в 3 случаях [86]. По данным территориального органа Федеральной службы по государственной статистике по Ульяновской области (Ульяновскстат) в 2017 году в г. Димитровград стационарные источники выбросили почти 2,5 тыс. тонн ЗВ в атмосферу, что более чем в 2 раза меньше объема, выброшенного в 2015 году. Уменьшение количества выбросов загрязняющих веществ АО «ГНЦ НИИАР» с 2015 года связано с реструктуризацией предприятия, а также консервацией ряда хозяйственных объектов. На долю АО «ГНЦ НИИАР» в 2017 году приходилось около 0,2% от общего объема выбросов ВХВ всех стационарных источников г. Димитровград (рисунок 2.14). На долю ТЭЦ ООО «НИИАР-Генерация», ранее принадлежавшей непосредственно АО «ГНЦ НИИАР», приходится более 5% от суммарных годовых выбросов ВХВ стационарных источников города и, в частности, более половины от выбрасываемого всеми стационарными источниками диоксида азота и около 20% оксида углерода.

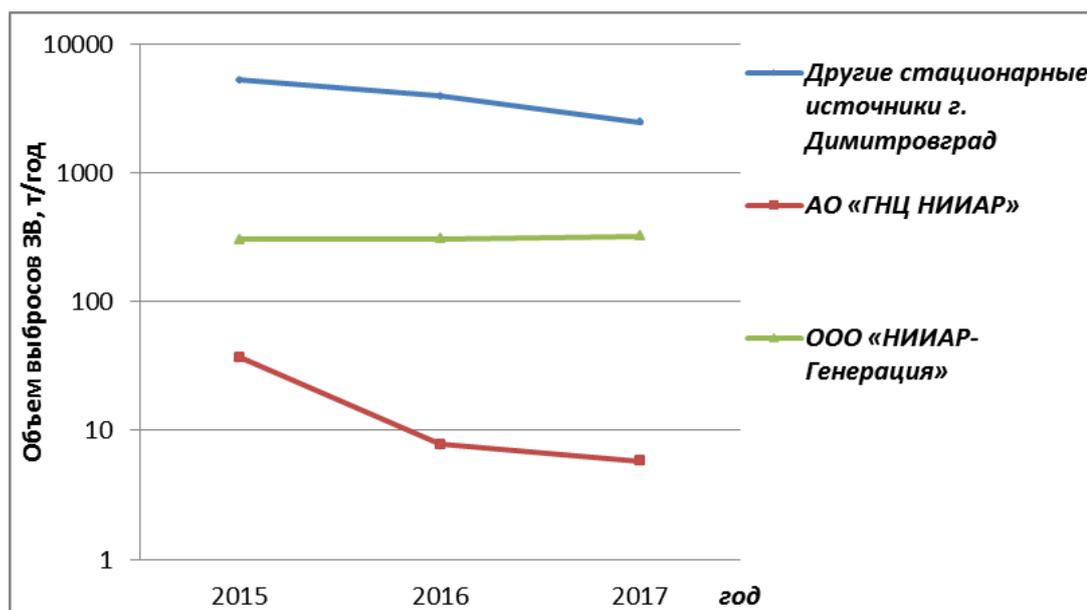


Рисунок 2.14 — Вклад АО «ГНЦ НИИАР» и ТЭЦ ООО «НИИАР-Генерация» в объем выбросов ЗВ всех стационарных источников, выбрасывающих ВХВ, в г. Димитровград

По результатам систематизации собранных данных отмечено, что наблюдения Приволжским УГМС проводятся в городе Димитровграде на 1 стационарном посту по адресу ул. Московская, д. 73. В настоящее время установлен и 2-й пост. При этом превышение ПДК_{м.р.} отмечалось для взвешенных частиц, NO₂, фенола и формальдегида [86–88]. Локальные превышения ПДК_{с.с.} токсических веществ в приземном слое воздуха в ряде точек отмечены также и в данных регулярного мониторинга ФГБУЗ ЦГиЭ № 172 ФМБА [89].

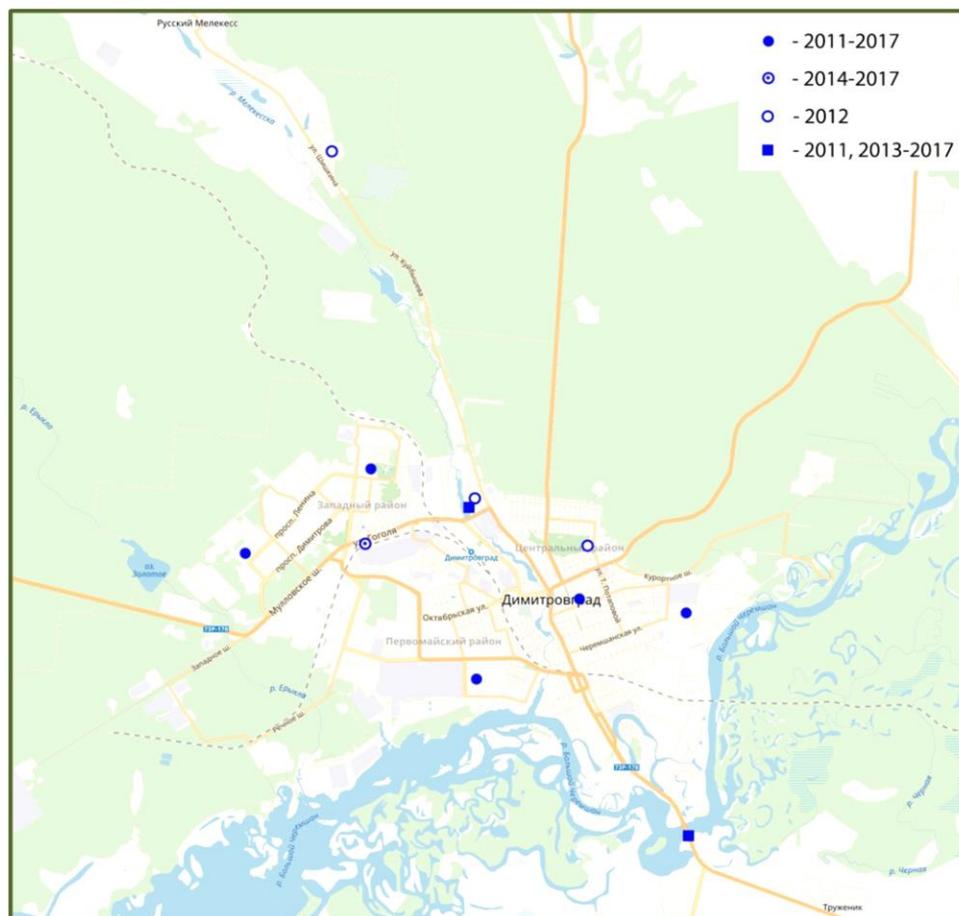


Рисунок 2.15 – Схема размещения постов контроля за загрязнением приземного воздуха химическими веществами в Димитровграде в различные периоды времени

2.3 Оценка уровней облучения за счёт радиоактивного загрязнения в результате крупных радиационных аварий

Рассматривая условия функционирования площадок АЭПК, необходимо учитывать существующее облучение, сформированное в результате изменения глобального радиационного фона, свой вклад в который внесли крупные радиационные аварии, произошедшие на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-дайти». На сегодняшний день существующее облучение населения вследствие аварий ограничивается загрязнением почвенного покрова ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Среди рассматриваемых районов расположения типовых ОИАЭ отсутствуют территории, относящиеся к зонам радиоактивного загрязнения вследствие произошедшей в 1986 г. аварии на Чернобыльской АЭС (зонам проживания с льготным социально-экономическим статусом, в соответствии с Распоряжением Правительства РФ от 28.03.2023 № 745-р «Об утверждении

перечня населенных пунктов, находящихся в границах зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС»). Стоит отметить, что к таким территориям относятся ряд населённых пунктов в Ленинградской и Калужской областях. Доля чернобыльских выпадений в значении МЭД на открытой местности в этих регионах составляет в среднем 27 % [90].

Рассматривая конкретные территории, анализ результатов мониторинга поверхностного загрязнения ^{137}Cs позволит определить вклад составляющей, обусловленной крупными радиационными авариями, в суммарную дозу облучения и уровень риска.

Так, например, плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в г. Обнинске за рассматриваемый период колебалась от 1,8 до 5,6 кБк/м² [80]. Максимальная возможная доза внешнего облучения от этого фактора не превысит 100 нЗв/год. Уровень риска при таком значении, по предварительной оценке, не превысит $5 \cdot 10^{-9}$, что в 200 раз меньше нижней границы приемлемого риска. Такой уровень риска можно отнести к пренебрежимо малым.

Для района расположения Ленинградской АЭС, говоря о загрязнении вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, необходимо учитывать территориальную особенность – расположение на берегу Копорской губы Финского залива Балтийского моря, а значит и дополнительный к внешнему облучению от поверхности земли и потреблению продуктов питания, произведенных на земле, путь облучения – потребление морской рыбы. Загрязнение морской среды обусловлено рядом источников, при этом наименее существенный вклад в загрязнение Балтийского моря техногенными радионуклидами вносят сбросы ядерных установок. Наличие такого загрязнения фиксируется только в непосредственной близости от его источника. Некоторые результаты, обобщающие эти исследования, приведены в таблице 2.5.

Таблица 2.5 – Данные по суммарной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в Балтийском море по состоянию на конец 2010 года [90]

Источник	^{137}Cs , ТБк	% от общего сброса	^{90}Sr , ТБк	% от общего сброса
Авария на Чернобыльской АЭС (в том числе поступление с речным стоком)	4700 (300)	83	80	13
Испытания ядерного оружия	800	13	500	81
Выбросы из источников, расположенных вне границ Балтийского моря (Селлафилд и Ла Аг)	250	4	40	6
Суммарный сброс ОИАЭ (по состоянию на 2010 г.)	2,4	0,04	1,04	0,2

После аварии на ЧАЭС в 1986 году общее содержание ^{137}Cs в Балтийском море увеличилось более чем в 10 раз, к 1991 году оно снизилось почти наполовину вследствие процессов седиментации и выноса за пределы региона. Тем не менее в 1991 году содержание ^{137}Cs в Балтийском море продолжало оставаться существенно выше, чем в любых других шельфовых морях мира [90]. Консервативные оценки с целью определения вклада отдельных радионуклидов в дозовую нагрузку могут быть сделаны на основании данных по содержанию нуклидов в рыбе, выловленной в Копорской губе, и предположению потребления её критической группой в объёме 6 кг/год (таблица 2.6).

Таблица 2.6 – Оценка доз облучения за счёт потребления рыбы из Копорской губы в период 2010–2020 гг.

Радионуклид	Удельная активность, Бк/кг сырого веса	Средняя доза облучения, мкЗв/год
^{137}Cs	0,3-10,6	4,7
^{90}Sr	0,2-3,2	0,67

Полученное значение дозы облучения за счёт данного пути воздействия существенно ниже естественного радиационного фона: в зоне наблюдения Ленинградской АЭС он составляет 0,9-1,25 мЗв/год. Медицинское облучение населения г. Сосновый Бор, для сравнения, в период 2016–2020 гг. составляло от 0,07 до 0,4 мЗв/год. Также стоит отметить, что даже при грубой и консервативной оценке риска, в соответствии с НРБ-99/2009, риск за счёт чернобыльских выпадений для населения г. Сосновый Бор не превысит $2,7 \cdot 10^{-7}$.

Выполненные по данным мониторинга загрязнения почвенного покрова и пищевых продуктов вследствие аварии на Чернобыльской АЭС консервативные оценки доз облучения и радиационного риска демонстрируют уровень воздействия существенно ниже уровней химического риска от предприятий ТЭК, представленный в главе 1. Далее в работе радиоактивные выпадения вследствие аварии на Чернобыльской АЭС будут учтены при анализе фактической радиационной обстановки в районах расположения типовых ОИАЭ и оценке доз в ситуации существующего облучения.

Произошедшая в марте 2011 г. авария на АЭС «Фукусима-дайти» также привела к выбросу в атмосферу техногенных радионуклидов и привела к глобальному загрязнению, в том числе и территорий Российской Федерации. Однако масштаб этих загрязнений можно назвать незначительным. В качестве примера на рисунке 2.16 представлена динамика радиоактивных выпадений на территории РФ: в 2011 г. за счёт вклада аварийных выбросов увеличилось выпадение ^{137}Cs (примерно в 3 раза относительно годового уровня 2010 г.), но к 2012 г. значения вернулись к уровню 2010 года, а тенденция к снижению этого показателя и вовсе сохранилась в

последующие годы. На величинах $\Sigma\beta$ -выпадения и выпадениях трития аварийные выбросы практически не отразились [69]. Таким образом, можно утверждать о практическом отсутствии вклада аварийных выбросов АЭС «Фукусима-дайти» в фактическую радиационную обстановку для рассматриваемых районов расположения ОИАЭ и, как следствие, в формирование уровней риска в качестве фактора негативного воздействия.

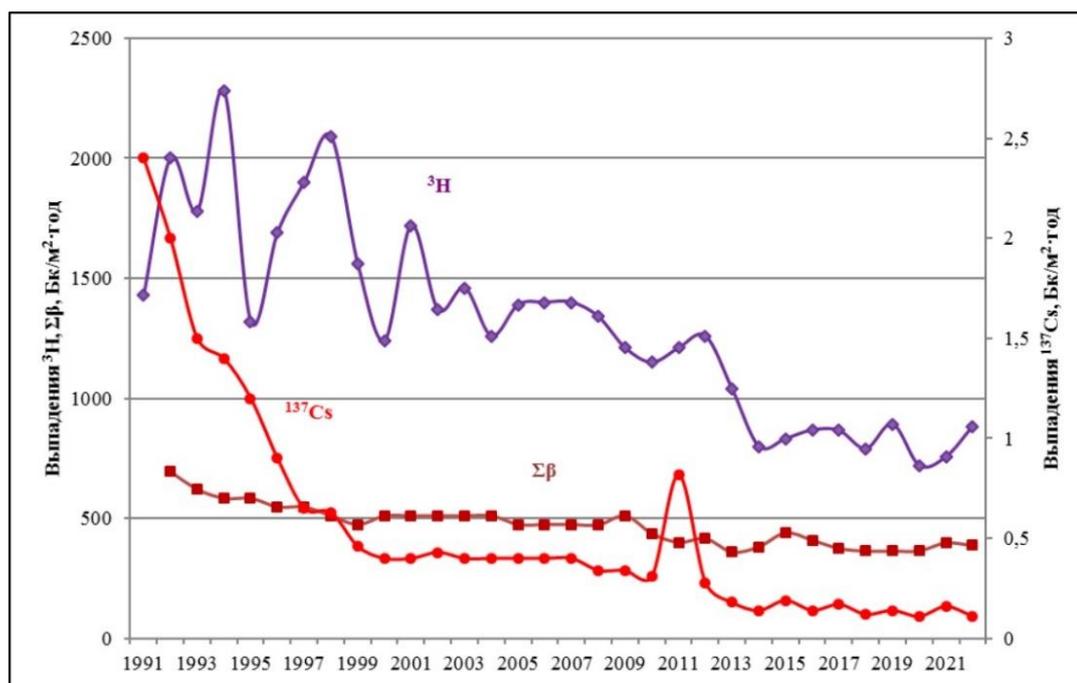


Рисунок 2.16 – Динамика выпадений радионуклидов на подстилающую поверхность и трития (с осадками) вне загрязнённых зон РФ в 1991–2022 гг. [69]

Выводы к главе 2

Определены и систематизированы основные характеристики и условия функционирования площадок АЭПК, выступающие в качестве критериев выбора типовых объектов ядерной техники для проведения оценок, и представлено обоснование непосредственно выбора объектов в качестве примеров для апробации предлагаемого подхода к обоснованию их экологической приемлемости. Для исследования были определены как типовые площадки АЭПК:

- АО «АЭХК» (г. Ангарск);
- АО «ГНЦ РФ – ФЭИ», АО «НИФХИ им. Л. Я. Карпова» (г. Обнинск);
- Ленинградская АЭС, Ленинградское отделение филиала «Северо-Западный ТО» ФГУП «РАДОН» (бывш. ФЭО/РосРАО), ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» (г. Сосновый Бор);
- АО «УЭХК» (г. Новоуральск);

- ПАО «МСЗ» (г. Электросталь);
- АО «ГНЦ НИИАР» (г. Дмитровград).

Выбранные объекты охватывают различные стадии ЯТЦ и типы назначения эксплуатируемых ОИАЭ и расположены в крупных промышленных и научных центрах.

Для 6 промышленных площадок, определенных как типовые, систематизированы данные по выбросам РВ и ВХВ, а также их содержанию в компонентах окружающей среды. Результатом работы стали систематизация основных характеристик и условий функционирования площадок АЭПК, выбор среди них наиболее репрезентативных для апробации предлагаемого в исследовании метода сравнительной оценки рисков для обоснования экологической приемлемости. Для изучаемых районов расположения ОИАЭ выполнены сбор и анализ данных по радиационной и экологической обстановке, а также проведена идентификация основных источников загрязнения атмосферного воздуха.

3 Выбор базовых моделей для проведения оценки рисков, их развитие и программная реализация

Разработанный комплексный метод проведения оценки рисков для обоснования РБ и экологической приемлемости используемых ядерных технологий (рисунок 3.1) включает четыре этапа, на которых осуществляется сбор необходимого массива исходных данных мониторинга состояния компонентов окружающей среды, об источниках негативного воздействия, метеопараметров, характеристик селитебных зон, медико-демографических данных (этап 1), выбор приоритетных параметров для оценки риска (этап 2), применение специально созданных программных модулей для дополнения данных мониторинга расчетными оценками по уровням воздействия на население (этап 3) и непосредственно сравнительную оценку рисков радиационного и химического происхождения (этап 4).

Основные компоненты метода базируются на подходах, отражённых в рекомендациях Роспотребнадзора, методиках, разработанных за рубежом и международными организациями (в частности, US EPA и НКДАР ООН). Кратко охарактеризуем неопределенности, сопровождающие эти этапы.

Идентификация основных источников радиационного и химического риска проводится в равной мере и на основе данных мониторинга загрязнения окружающей среды, сведений о токсичности веществ, потенциально оказывающих негативное воздействие и информации об основных производствах, осуществляющих сбросы и выбросы. Ряд неопределенностей при идентификации имеет сквозной характер и может давать существенный вклад в конечный результат. Среди них отметим несколько. Во-первых, это многофакторность. Из-за недостаточной изученности механизмов многофакторных воздействий, включая многосредовое комплексное воздействие (поступление из разных сред и разными путями) при оценке экспозиции применяются разного рода допущения. В зависимости от того, с какой степенью неопределенности делается заключение об аддитивном, синергическом или антагонистическом взаимодействии, риск может быть, как значительно недооценен, так и серьезно преувеличен [92]. Во-вторых, это неопределенности, связанные с зависимостью доза-эффект даже для одного вредного вещества.

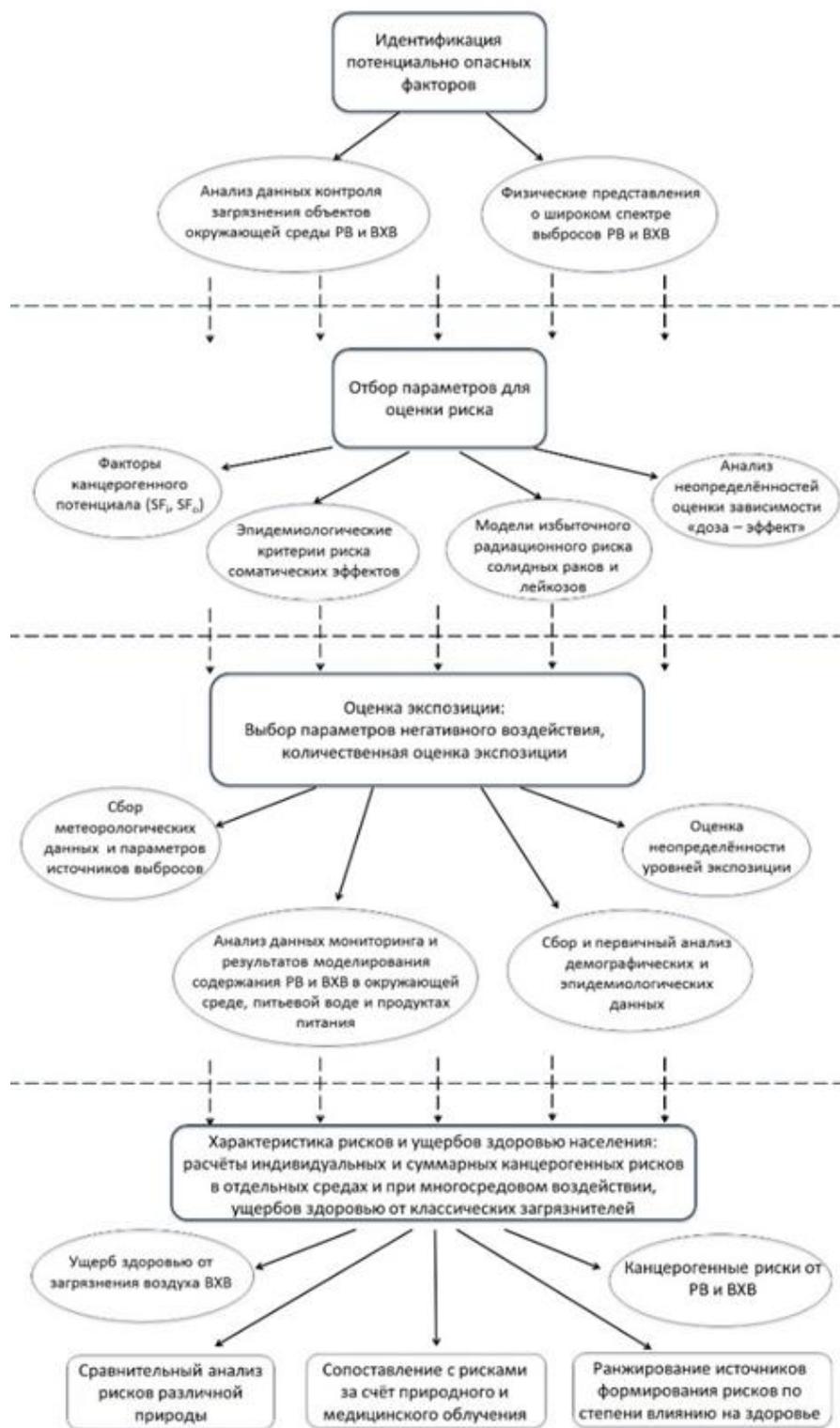


Рисунок 3.1 — Общая схема выполнения оценки радиационных и химических рисков в рамках комплексного метода

Зачастую токсические эффекты проявляются при высоких уровнях воздействия ВХВ, но в окружающей среде, как правило, эти уровни во много раз ниже. Поскольку достоверных данных о вредном воздействии на здоровье человека в этом диапазоне доз нет, проводится экстраполяция зависимостей из области высоких доз в область малых доз. При этом в основу оценки закладывается принцип предосторожности в форме гипотезы о беспороговости мутагенных и канцерогенных эффектов, вызванных тем или иным агентом (например, радиации). Часто используются данные, полученные в экспериментах на животных, которые затем экстраполируются на человеческую популяцию. Возникающие при этом погрешности также могут быть весьма значительными. Указанные обстоятельства предъявляют расширенный набор требований к реализации первых двух этапов оценки, который в определенной мере мотивирует к расширению круга рассматриваемых загрязнителей. В оценке уровней экспозиции радиационного и химического факторов для отдельных групп населения имеются два вида неопределенностей, природа которых различна. Во-первых, это погрешности представленных в государственных докладах и отчётах федеральных служб и региональных управлений результатов регулярного контроля качества атмосферного воздуха, а также содержания ВХВ и радионуклидов в питьевой воде и продуктах питания. Неполнота контроля, особенности используемого оборудования и его расположения могут давать серьезное смещение оценок. Во-вторых, это расчетные данные, которые при использовании усредненных метеопараметров, предположений об источниках и характеристиках выбросов, а также проведении моделирования рассеивания выбросов в условиях городской среды могут приводить к значимым погрешностям.

Стоит отметить проблему полноты регистрации медико-демографических событий, ошибки в определении причины смерти (или диагноза заболевания) или правильности его кодировки. Статистика смертности от новообразований в России, по-видимому, является более качественной, поскольку на некоторых территориях существуют канцер-регистры. Но и здесь погрешности достаточно велики, исследования относительно их оценки практически отсутствуют.

Финальный этап алгоритма предполагает непосредственно оценку и сравнительный анализ радиационных и химических рисков. В рамках анализа при данном подходе проводится ранжирование факторов опасности и источников воздействия, а также определение вклада изучаемых ОИАЭ в общую структуру риска.

По указанным причинам абсолютизация получаемых оценок риска, например, расчетных канцерогенных рисков или уровней смертности и заболеваемости не вполне уместна. Они

предназначены прежде всего для определения приоритетов в природоохранной деятельности, частью которой является определение экологической приемлемости объектов атомной энергии на объектовом или системном уровне и регулирование экологической безопасности. Подобная практика широко применяется в целом ряде стран и рекомендована к применению международными организациями (ВОЗ, МКРЗ и др.).

3.1 Анализ методологических подходов к оценке канцерогенных рисков за счёт воздействия радиационного и химического факторов

Традиционно в основе концепций радиационной и экологической безопасности ОИАЭ и химической технологии закладывается принцип минимизации угроз здоровью и жизни человека [91], однако в индустриальных странах быстро пришли к пониманию, что добиться абсолютной безопасности не представляется возможным. В частности, полная минимизация экологических угроз достигается либо при колоссальных материальных расходах, либо при полном отказе от деятельности промышленных комплексов, что в обоих случаях значительно увеличивает социально-экономические риски, опасные для общества в целом. В связи с этим при управлении безопасностью в регионах, а затем и на предприятиях придерживаются концепции социально приемлемого риска, согласно которой угрозы здоровью населения от различных источников следует снижать до такого низкого значения, которое обосновано исходя из текущих социально-экономических условий (принцип ALARA). При этом приемлемые риски представляют в виде допустимых показателей смертности, связанных с ведением хозяйственной деятельности на рассматриваемой территории или на отдельном предприятии [92]. В атомной и химической промышленности данная концепция применяется, в том числе, по отношению к канцерогенным рискам.

В качестве основных показателей выраженности неблагоприятных эффектов используют абсолютный и относительный прирост дополнительной заболеваемости (смертности) в конкретный год или в диапазоне лет в исследуемой группе в соотношении с группой сравнения (избыточный абсолютный и относительный риск; *excess absolute risk, EAR, excess relative risk, ERR*). Располагая детализированной статистикой о заболеваемости и смертности населения, эти показатели могут рассчитываться для различных регионов и половозрастных групп. Исследуя на протяжении длительного времени значения *EAR* и *ERR* в когорте с момента воздействия негативного фактора на конкретную половозрастную группу, рассчитывают показатель пожизненного риска (*lifetime exposure-induced risk, LEIR*), характеризующего совокупную

заболеваемость (смертность) в этой группе на протяжении всей жизни, обусловленную влиянием токсических веществ.

Для канцерогенных рисков в соответствии с рекомендациями международных организаций (ВОЗ, МКРЗ и др.) величина приемлемого риска устанавливается за весь период жизни (70 лет) на уровне от 10^{-4} до 10^{-6} (принята и в России). Диапазон от 10^{-4} до 10^{-3} (настораживающий уровень риска) обычно рассматривается как приемлемый (но требующая обоснования) для профессионалов и неприемлемый для населения. Уровень риска выше 10^{-3} считается высоким и в этом случае необходимо вмешательство [93, 94].

В части регулирования радиационной безопасности в России в условиях нормальной эксплуатации ИИИ пределы доз техногенного облучения (с целью ограничения источника облучения) в течение года устанавливаются исходя из следующих значений индивидуального пожизненного риска: для профессионалов – 10^{-3} , для населения – $5 \cdot 10^{-5}$, уровень пренебрежимо малого риска – 10^{-6} [8]. Таким образом, критерии как радиационного, так и химического воздействия на здоровье человека, основанные на концепции риска, фактически идентичны.

3.1.1 Методы оценки химических канцерогенных рисков

При расчете экспозиции для индивида принимаются во внимание следующие факторы: его индивидуальные характеристики (пол, возраст, масса тела и др.), суточную активность (время, проводимое в различных микросредах, физическая активность, скорость дыхания и др.), характеристики территории проживания (регион, городская/сельская местность и др.), временные факторы (время года, отпуск, выходные дни и др.). Количественной мерой экспозиции является потенциальная доза (*potential dose, PD, мг*), которая в общем виде оценивается следующим образом (1.1) [34, 95]:

$$PD = C \cdot IR \cdot ED \cdot EF, \quad (1.1)$$

где C – концентрация загрязняющего вещества в объекте окружающей среды (воздухе, воде, почве и т. д.), контактирующей с телом человека (масса/объем, масса/масса);

IR – скорость поступления канцерогенных веществ в организм человека, зависящая от объема вдыхаемого человеком воздуха ($\text{м}^3/\text{сутки}$), потребляемой воды ($\text{л}/\text{сутки}$) и др.;

ED – продолжительность воздействия (лет),

EF – частота воздействия (сутки/год).

Ее пересчитывают в удельную среднесуточную дозу путем деления на массу индивида и совокупное время воздействия фактора опасности (1.2):

$$ADD_{pot} = \frac{TPD}{BW \cdot AT}, \quad (1.2)$$

где ADD_{pot} – среднесуточная потенциальная доза (*average daily potential dose*), мг/(кг·сутки);

BW – масса тела индивида, кг;

AT – время, за которое производится усреднение дозы, сутки.

При расчете канцерогенных рисков в больших популяциях все данные для каждого индивида усредняются (концепция референтного представителя).

Методология оценки выраженности негативных эффектов в основном предполагает расчет пожизненных рисков. В этих целях вместо ADD_{pot} используют пожизненную среднесуточную потенциальную дозу (*lifetime average daily potential dose, LADD*), процедура нахождения которой основывается на оценке (прогнозировании) показателя TPD (*total potential dose*) в выражении (1.2), который рассчитывается как сумма доз PD на протяжении всей жизни индивида (70 лет). Соответственно период усреднения AT принимается равным 70 годам. Расчет экспозиции за 70 лет представляется не корректным в нашем случае, особенно при оценке воздействия от конкретного предприятия, деятельность которого может быть и менее 70 лет, кроме того, характер и количество выбросов за такой длительный срок могут существенно изменяться. В практике оценок радиационных рисков нередко рассчитывают пожизненный риск от воздействия фактора в течение одного года. Такие оценки имеют меньшую неопределенность и точнее отражают возможности управления рисками в целом.

В настоящее время до практического применения на сегодняшний день доведены только модели, основанные на аппроксимации зависимостей «доза-ответ», позволяющие экстраполировать уровни канцерогенных рисков для любых значений экспозиции. Они базируются на модели одного удара (*one hit model*), в основе которой лежит предположение, что даже одна поврежденная вследствие канцерогенного воздействия клетка живого организма, может привести к развитию рака. При этом вероятность его возникновения зависит от количества поврежденных клеток и описывается кривой вида (1.3) [96]:

$$p(d) = 1 - \exp(-\lambda d), \quad (1.3)$$

где $p(d)$ – вероятность развития рака;

λ – неизвестная константа;

d – количество поврежденных клеток при некотором уровне экспозиции.

Данную функцию можно представить в виде ряда (1.4):

$$p(d) = \lambda d - \frac{(\lambda d)^2}{2} + \frac{(\lambda d)^3}{6} + \dots + (-1)^{b+1} \frac{(\lambda d)^b}{b!} \quad (1.4)$$

Этот ряд при низких значениях $p(d) < 0,1$ аппроксимируется в простую линейную форму:

$$p(d) = \lambda d \quad (1.5)$$

В общем виде модель оценки канцерогенного риска с учетом возрастных факторов записывается следующим образом (1.6) [97]:

$$LEIR_{canc} = \sum_{k=1}^n SF \cdot LADD \cdot ADAF_k \cdot \frac{DR_k}{LT}, \quad (1.6)$$

где SF – фактор наклона, характеризующий увеличение вероятности возникновения стохастических эффектов с ростом потенциальной дозы, $(\text{мг}/(\text{кг} \cdot \text{сут}))^{-1}$;

$ADAF_k$ – возрастной корректирующий множитель, описывающий различие уровней опасности канцерогенного воздействия в k -й возрастной группе;

DR_k – длительность экспозиции при нахождении в k -й возрастной группе;

LT – средняя продолжительности жизни (как правило, 70 лет);

n – количество возрастных групп.

Показатель $LEIR$ в выражении (1.3) рассчитывается для различных химических соединений и способов их воздействия. Значение SF определяется как верхняя граница 95% доверительного интервала наклона зависимости «доза-ответ» в нижней линейной части кривой. [98].

Международный опыт и результаты работ по оценке рисков здоровья населения от воздействия химических веществ представлены в докладах ЕРА, документах ВОЗ. На основе тех же подходов к оценке риска в России разработано «Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду», в котором подробно описаны все этапы исследования канцерогенных рисков [93–94, 96–97].

Значения SF для перорального и ингаляционного поступления в этом Руководстве [93], а также референтные концентрации и дозы определены приблизительно для 300 химических соединений.

Производной величиной фактора наклона является единичный риск. Единичный риск (UR) представляет консервативную оценку канцерогенного риска у человека, подвергающегося на протяжении жизни постоянному воздействию рассматриваемого канцерогенного химического вещества в концентрации $1 \text{ мкг}/\text{м}^3$ (атмосферный воздух). Единичный риск рассчитывается с использованием фактора канцерогенного потенциала SF_i (при ингаляционном поступлении) (1.7), стандартных значений массы тела человека (70 кг), суточного потребления воздуха ($20 \text{ м}^3/\text{сут}$) [93]:

$$UR_i = SF_i \times 20 \times 1 / 70, \quad (1.7)$$

Индивидуальный пожизненный канцерогенный риск (ICR) отражает дополнительный (к существующему фоновому уровню) индивидуальный риск развития злокачественных новообразований на протяжении всей жизни человека (70 лет) и рассчитывается по формуле (1.8):

$$ICR = UR \times C, \quad (1.8)$$

где UR – единичный риск;

C – средняя концентрация химического вещества, $\text{мг}/\text{м}^3$.

Индивидуальный годовой канцерогенный риск (ICR_a) определяют по соотношению (1.9):

$$ICR_a = ICR / 70, \quad (1.9)$$

Суммарный канцерогенный риск для химических канцерогенов оценивается путем сложения индивидуальных канцерогенных рисков, обусловленных воздействием каждого из химических веществ, по каждому из путей поступления.

Несмотря на достаточно высокую разработанность подходов к оценке канцерогенных рисков, результаты, получаемые на их основе, зачастую обладают высокой степенью неопределённости. Причины тому следующие: существенные неточности в измерениях фактических концентраций, несовершенство медицинской статистики (погрешности в показателях заболеваемости и установлении причин смерти), неполнота эпидемиологических данных по стохастическим эффектам), широкие доверительные интервалы параметров модели риска и методов аппроксимации при в области малых доз.

3.1.2 Модели оценки радиационного риска

Усредненная оценка риска от радиационного воздействия также основывается на линейной беспороговой модели, которая в упрощенной форме записывается следующим образом (1.10):

$$LEIR_{rad} = EAR_{138} \cdot D, \quad (1.10)$$

где EAR_{138} – пожизненный избыточный абсолютный радиационный риск на единицу дозы, Зв^{-1} ;

D – эффективная доза облучения индивида, Зв .

Для получения более детализированных оценок в моделях также могут использоваться корректирующие множители, позволяющие оценить индивидуализированные риски с учетом половозрастных особенностей. В этом случае используют следующее выражение (1.11) [99]:

$$EAR / ERR(e, s, D, a) = p(D) \cdot \varepsilon(e, s, a), \quad (1.11)$$

где $EAR(e,s,D,a)$ и $ERR(e,s,D,a)$ – избыточный абсолютный и относительный радиационный риск соответственно для лиц пола s , возрастной группы e при дозе облучения D (поглощенной, эквивалентной или эффективной) с учетом предполагаемого возраста дожития a (или в диапазоне лет от e до a);

$p(D)$ – множитель, характеризующий форму зависимости «доза-ответ»;

$\varepsilon(e,s,a)$ – корректирующий множитель, учитывающий влияние на оценку риска особенностей индивида: его пола s , возраста на момент облучения e и предполагаемого возраста дожития a .

Стоит отметить, что между показателями избыточного абсолютного и относительного радиационного риска имеется следующая связь (1.12):

$$EAR(e,s,D,a) = ERR(e,s,D,a) \cdot h_0(e,s,a), \quad (1.12)$$

где $h_0(e,s,a)$ – фоновая онкологическая заболеваемость (смертность) группы лиц пола s , в диапазоне лет от e до a в регионе, где проводится оценка риска.

Согласно результатам последних исследований, множитель $p(D)$ для различных видов злокачественных новообразований, помимо классической линейной беспороговой аппроксимации, может описываться и другими формами, например, квадратической, линейно-квадратической и линейной пороговой [100].

С использованием показателей $EAR(e,s,D,a)$ и $ERR(e,s,D,a)$ значение пожизненного радиационного риска для соответствующей половозрастной группы $e-s$ в регионе рассчитывается следующим образом (1.13):

$$LEIR(e,s,D) = EAR(e,s,D,a = LT), \quad (1.13)$$

При оценке радиационного риска также учитывается интенсивность воздействия ионизирующего излучения. В результате большого числа эпидемиологических и лабораторных исследований установлено, что хроническое облучение (интенсивностью до 0,1 мЗв/мин или менее 200 мЗв/год) приводит к значительному снижению уровней радиационного риска при аналогичных с острым значением накопленной дозы [100,101]. В связи с этим при таком облучении оценки риска, полученные на основе выражений (1.4)–(1.13), рекомендуется делить на коэффициент $DDREF$ (*dose and dose-rate effectiveness factor*), который, исходя из имеющейся информации, может принимать значения от 2 и выше [100,101].

Рекомендованная МКРЗ линейная беспороговая концепция для оценки рисков в области «малых» доз облучения предполагает оценку пожизненной радиационно обусловленной смертности, усредненная для всего населения, где показатели EAR_{13e} установлены отдельно для

онкологических заболеваний и наследственных эффектов среди населения и профессионалов (таблица 3.1) [18–19].

Таблица 3.1 – Пожизненный избыточный абсолютный радиационный риск на единицу дозы EAR_{136} (коэффициенты номинального риска для стохастических эффектов), 10^{-2}Зв^{-1}

Популяция	ЗНО		Наследственные эффекты		Всего	
	Публ. 103	Публ. 60	Публ. 103	Публ. 60	Публ. 103	Публ. 60
Население в целом (от 0 до 85 лет)	5,5	6	0,2	1,3	5,7	7,3
Профессионалы (от 18 до 64 лет)	4,1	4,8	0,1	0,8	4,2	5,6

Согласно последним результатам исследований Объединенной японско-американской организацией «Radiation effects research foundation» (RERF) [99] значения избыточного относительного риска на единицу дозы (ERR_{136}) для смертности от солидных раков и лейкозов в диапазоне доз превышающих 5 мЗв равны $0,47 \text{Зв}^{-1}$ и $4,4 \text{Зв}^{-1}$ соответственно (для заболеваемости значения схожи: $0,47 \text{Зв}^{-1}$ и $4,8 \text{Зв}^{-1}$). Аналогичные показатели, рассчитанные только в диапазоне до 200 мЗв, составляют $0,43 \text{Зв}^{-1}$ и $0,66 \text{Зв}^{-1}$ соответственно. Полученные оценки свидетельствуют о допустимости использования линейной формы зависимости «доза-ответ» для группы солидных раков и выпуклой функции аппроксимации для лейкозов. Основываясь на этих выводах, наиболее признанными из всех современных моделей оценки радиационного риска являются модели (1.14) и (1.15), предложенные в докладе НКДАР ООН 2006 года [100]:

$$ERR_{solid}(e, s, D, a) = 601 \cdot D \cdot \exp(0,6 \cdot s + \ln(a - e) - 2,6 \ln(a)) \quad (1.14)$$

$$ERR_{leukemia}(D, a) = (865 \cdot D + 1021 \cdot D^2) \cdot \exp(-1,65 \ln(a)) \quad (1.15)$$

где D – эквивалентная доза облучения всего организма в модели для солидных раков и кровеносной системы в модели для лейкозов (Зв);

s – фиктивная переменная, характеризующая пол индивида ($s=1$ для женщин и $s=0$ для мужчин).

Между облучением индивида и проявлением стохастического эффекта имеется некоторый период (латентный), на протяжении которого вероятность радиационно обусловленной его смерти равна нулю. Для различных видов онкологических заболеваний латентный период может различаться. В МКРЗ и НКДАР ООН для всех видов ЗНО этот период рекомендуется принимать равным 5 годам. В результате, значения $EAR/ERR(e, s, D, a)$ при $a \leq e+5$ во всех вышеописанных моделях равны 0.

Оценки радиационных рисков, полученных на основе моделей МКРЗ и НКДАР ООН для жителей России, используются в системе контроля безопасности АРМИР, основной целью которой является оптимизация радиационной защиты персонала предприятий атомной промышленности [102].

Методика НКДАР ООН позволяет несколько уточнить оценки радиационного риска, особенно при хроническом облучении. Несмотря на то, что эти модели, так же, как и линейная беспороговая модель, базируются на некоторых гипотезах и предположениях (ввиду неполноты и неточности исходных данных, используемых для их построения), они достаточно хорошо отражают закономерности проявления радиационно обусловленной онкологической заболеваемости и смертности, установленные для различных половозрастных групп японской когорты.

В отечественной литературе к вопросам разработки моделей оценки угроз населению от радиационного облучения также уделяется достаточно внимания. В настоящее время сформирована массивная база данных, объединяющая в себе информацию об индивидах, подвергшихся техногенному радиационному облучению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. В регистре состоят на учете около 710 тыс. человек, в том числе население, проживающее на наиболее загрязненных территориях (проживающее ныне, проживавшее и эвакуированное), ликвидаторы последствий аварии и их дети.

На основе накопленной информации о последствиях облучения рассчитаны промежуточные оценки радиационных рисков. В исследуемой группе ликвидаторов с известной дозой облучения (около 93 тыс. чел. со средней дозой облучения приблизительно 108 мЗв) были получены следующие оценки: ERR_{136} для заболеваемости солидными раками среди ликвидаторов на момент пребывания в загрязненной зоне, находившихся в возрастном диапазоне 18–35 лет, составила $0,11 \text{ Зв}^{-1}$, в диапазоне 36–65 лет – $1,07 \text{ Зв}^{-1}$; для заболеваемости лейкозами общая оценка для всей когорты – $0,44 \text{ Зв}^{-1}$ (в том числе в диапазоне 18–35 лет – $1,56 \text{ Зв}^{-1}$, 36–65 – $4,76 \text{ Зв}^{-1}$) [103].

Вместе с тем, в виду достаточно короткого времени анализа данной когорты (по сравнению с японской когортой, которую исследовали с 1950 г.), полученные оценки радиационного риска являются предварительными и в дальнейшем будут уточняться [103].

Стоит добавить, что подобные оценки пожизненного радиационного риска можно и целесообразно проводить для отдельных регионов, которые характеризуются в частности своим онкологическим фоном, демографическими параметрами, а также параметрами, которые в

значительной степени зависят от геохимических характеристик местности и сложившегося уклада жизни местного населения [98].

3.2 Анализ общих принципов оценки уровней воздействия токсичных веществ. Выбор модели оценки химических рисков

В настоящее время условия развития детерминированных (неканцерогенных) эффектов, обусловленных воздействием токсических веществ, вероятности их возникновения и степень тяжести последствий для целого ряда веществ изучены более детально по сравнению с канцерогенными рисками. Процедура идентификации токсических рисков основывается на сопоставлении поступления химического вещества в организм человека или его содержания в различных средах с референтными уровнями воздействия, предельно допустимой дозой (RfD) и/или концентрацией (RfC), установленных по прямым эффектам на здоровье индивидов [34, 93]. Референтные уровни воздействия в свою очередь устанавливаются на основе масштабных эпидемиологических исследований. Большинство значений референтных уровней получено в исследованиях на лабораторных животных, в связи с чем возникают трудности переноса данных с одного биологического вида на другой [102, 104]. В то же время такой подход имеет и ряд преимуществ, например, возможность проверки результатов в других лабораториях мира.

При превышении соответствующих пороговых значений наличие токсического риска признается действительным.

Гораздо чаще встречаются отравления токсичными веществами при превышении установленных ПДК. Подходы к оценке токсических рисков несколько отличаются по сравнению с подходами к канцерогенным рискам. При превышении пороговых значений воздействия для каждого химического соединения выявлены критические органы и системы, которые наиболее чувствительны к влиянию вещества, а также ряд заболеваний, частота возникновения которых увеличивается. В таблице 3.2 представлены примеры проявления детерминированных эффектов у населения вследствие воздействия химических соединений.

Таблица 3.2 – Примеры развития обнаруженных в эпидемиологических исследованиях детерминированных эффектов у населения вследствие воздействия токсичных веществ

Вещество	Эффект
Взвешенные вещества	Смертность от сердечно-сосудистых заболеваний, смертность от заболеваний органов дыхания, число детей и подростков, страдающих бронхитом (возраст менее 18 лет), частота симптомов со стороны верхних и нижних отделов дыхательных путей, частота кашля (человеко-дни), обращаемость по поводу респираторных заболеваний, частота обострения бронхиальной астмы

Диоксид азота	Увеличение частоты случаев появления симптомов со стороны верхних и нижних дыхательных путей у детей, увеличение продолжительности периодов обострения заболеваний верхних дыхательных путей у детей.
Диоксид серы	Дополнительная смертность, смертность от сердечно-сосудистых заболеваний, смертность от заболеваний органов дыхания, увеличение госпитализации и/или обращаемости за скорой медицинской помощью по поводу респираторных заболеваний лиц в возрасте 65 лет и более, увеличение числа приступов астмы у астматиков
Оксид углерода	Процентное изменение содержания карбоксигемоглобина в крови, частота госпитализации и/или обращаемости по поводу заболеваний сердца (в возрасте 65 лет и более), изменение частоты приступов у некурящих больных стенокардией в возрасте 35–37 лет, процентное уменьшение продолжительности межприступного периода

Методика оценки токсических рисков заключается в моделировании вероятности возникновения каждого заболевания из установленного перечня в зависимости от дозы экспозиции (модели «доза-ответ»).

При оценке токсических рисков хронической экспозиции концентрацию загрязнителей усредняют за длительный промежуток времени. В этом случае используют либо усредненные за рассматриваемый промежуток времени (например, агрегированные за год) измеренные среднесуточные концентрации токсичного вещества, либо моделируют их с учетом выбросов веществ из различных источников для каждого возможного погодного состояния с последующим сложением полей распределения расчетных концентраций по территории населенного пункта.

Несмотря на то, что существование порогового уровня концентрации взвешенных веществ (ВВ), ниже которого вредные эффекты для человека не наблюдаются, не доказано, методологически при оценке риска развития неканцерогенных эффектов исходят из предположения о наличии порогового уровня. За пороговый уровень концентрации взвешенных веществ PM_{10} при длительной экспозиции принимается 10 мкг/м^3 , для $PM_{2,5}$ – 3 мкг/м^3 [105].

При оценке ущерба от воздействия «классических» загрязняющих веществ рассчитывается число дополнительных случаев смерти (заболеваний) в год. Для количественной оценки неканцерогенного риска, как уже упоминалось, используются зависимости «концентрация-ответ», полученные в эпидемиологических исследованиях, данные по численности населения, воздействующей концентрации и фоновых величин изучаемого негативного эффекта концентрации вредного вещества.

В основе моделей оценки риска для токсических веществ лежит подход, изложенный в фундаментальной монографии С. М. Новикова [34], определяющий наступление неблагоприятных эффектов как функцию от кратности превышения фактической концентрации над референтным уровнем:

$$\Delta \text{случаев} = -(y_0 \times (e^{\beta \times \Delta \text{вещества}} - 1)) \times \text{pop}, \quad (1.16)$$

где $\Delta \text{случаев}$ – количество дополнительных случаев развития определённого заболевания (увеличения смертности) при воздействии ВХВ; y_0 – фоновый уровень регистрации заболевания (смертности по его причине) для изучаемой популяции; β – параметр модели, определяемый для каждого эффекта и каждого химического вещества (например, при расчёте дополнительной смертности от воздействия ВВ $\beta=0,006408$); $\Delta \text{вещества}$ – превышение среднесуточной концентрации ВХВ референтного уровня; pop – численность изучаемой популяции

В последнее время на практике зависимости «концентрация – эффект» выражаются, как правило, в виде величин относительного риска (1.17), представляющих собой отношение вероятностей неблагоприятных эффектов, связанных с воздействующей концентрацией C и фоновой концентрацией C_0 . Зависимость величины относительного риска RR от концентрации для общей смертности, согласно рекомендациям ВОЗ, определяется как:

$$RR = \exp[\beta(C - C_0)], \quad (1.17)$$

где C – воздействующая концентрация, мкг/м³;

β – параметр модели, определяемый для каждого заболевания и химического вещества;

C_0 – фоновая концентрация, с которой производится сравнение (или порог в соответствии с [93]).

Негативные эффекты и соответствующие функции относительного риска приведены в таблице 3.3. [105].

Таблица 3.3 — Показатели и функции относительного риска на примере ВВ [105]

Показатель	Экспозиция	Функция относительного риска	Коэффициент β	Группа населения
Общая смертность	Краткосрочная экспозиция PM10	$RR = \exp[\beta(C - C_0)]$	0,0008 (0,0006 – 0,0010)	Все население
Смертность от заболеваний органов дыхания	Краткосрочная экспозиция PM10	$RR = \exp[\beta(C - C_0)]$	0,00166 (0,00034 – 0,0030)	Младше 5 лет
Смертность от сердечно-легочных заболеваний	Долгосрочная экспозиция PM2.5	$RR = [(C+1)/(C_0+1)]^\beta$	0,15515 (0,0562 – 0,2541)	Старше 30 лет
Рак легких	Долгосрочная экспозиция PM2.5	$RR = [(C+1)/(C_0+1)]^\beta$	0,23218 (0,08563 – 0,37873)	Старше 30 лет

Модели типа (1.16) используются при оценке эффектов загрязнителей атмосферного воздуха оксида углерода, диоксида азота, озона, диоксида серы, и взвешенных веществ и ряда других веществ.

На основе величин относительного риска определяется атрибутивная (добавочная) доля риска возникновения негативных эффектов по соотношению (1.18):

$$AF = (RR - 1) / RR, \quad (1.18)$$

Количественная прогнозная оценка негативных эффектов для здоровья населения (E_n) от воздействия «классических» загрязняющих веществ осуществляется с использованием следующей формулы (1.19) [105]:

$$E_n = AF \times B \times P, \quad (1.19)$$

где P – численность популяции, подвергающейся воздействию;

B – уровень негативного эффекта при фоновой концентрации.

В литературе значения RR для взвешенных веществ зачастую приводятся на каждые 10 мкг/м^3 . В этом случае расчет числа дополнительных случаев можно осуществлять, преобразовав соотношение (1.19) в следующую формулу (1.20):

$$E_n = AF \times B \times P \times C / 10 = (RR - 1) / RR \times B \times P \times C / 10, \quad (1.20)$$

где RR – относительный риск, связанный с увеличением концентрации на 10 мкг/м^3 ;

Уровень негативного эффекта при фоновой концентрации B оценивается формулой (1.21):

$$B = B_0 / [1 + (RR - 1) \times (C / 10)], \quad (1.21)$$

где B_0 – частота оцениваемого негативного эффекта (заболеваемость, смертность) при наблюдаемой концентрации;

C – разность между воздействующей концентрацией и фоновой концентрацией, с которой производится сравнение (в мкг/м^3);

Выполненные расчеты по приведенным выше соотношениям (1.20) и (1.21) и оценкам относительного риска (таблица 3.3) представлены в таблице 3.4.

Вместе с тем, несмотря на достаточно проработанную базу по исследованиям детерминированных эффектов от воздействия токсических веществ, оценки вероятности развития таких эффектов у населения при незначительных превышениях ПДК все еще обладают высокой степенью неопределённости. Этот вывод наглядно демонстрируется из соотношения параметра β для модели (1.17) и его стандартного отклонения σ_β ($\beta = 0,000467$, $\sigma_\beta = 0,000435$).

Таблица 3.4 — Оценки значений относительного риска при увеличении концентрации взвешенных частиц на 10 мкг/м³ при долгосрочном воздействии (95% доверительный интервал) [106, 107]

Показатель	PM ₁₀	PM _{2,5}	Источник
Общая смертность [106]	1,10 (1,03 – 1,18)	1,14 (1,04-1,24)	Air Quality Guidelines for Europe. Second edition
Общая смертность [107]		1,07 (1,04-1,11)	
Бронхиты	1,29 (0,96 – 1,83)	1,34 (0,94 – 1,99)	
Изменение объема форсированного выдоха, дети	-1,2% - (2,3 - 0,1)%	-1,9% -(3,1 - 0,6)%	
Изменение объема форсированного выдоха, взрослые	-1,0% (нет данных)		

Использование соотношения (1.17) и вытекающих из него оценок допустимо в большей степени для сравнительного анализа рисков, поскольку неопределенности, заложенные в алгоритм, позволяют оценивать индивидуальные риски с недостаточной точностью с точки зрения прогнозов эпидемиологических последствий. При оценке рисков в настоящей работе воздействие ВВ рассматривалось в пересчёте их содержания в воздухе на мелкодисперсную и более опасную с точки зрения поступления и возможных эффектов фракцию – PM_{2,5}, исходя из эмпирических соотношений состава твердых частиц [34].

3.3 Разработка программных средств для проведения расчётов рисков

Для проведения оценок риска разработаны программные средства, позволяющие реализовать расчётные этапы разработанного алгоритма. В ходе исследования созданы следующие программные средства:

- Программа оценки пространственного распределения среднегодовых значений концентраций и плотности поверхностных выпадений от нескольких источников непрерывного действия;
- Программа оценки радиационных рисков;
- Программа расчета канцерогенных рисков химического воздействия на здоровье человека.

Все созданные ПС зарегистрированы в Роспатенте в качестве результатов интеллектуальной деятельности и имеют свидетельства о государственной регистрации².

Для расчета параметров распространения и рассеивания примесей от промышленных предприятий, которые являются стационарными источниками выбросов, необходима четкая географическая привязка источников, геометрические и физические параметры источников, а также массив метеорологических параметров. В отличие от выбросов промышленных предприятий автомобильные выхлопы происходят непосредственно на уровне земной поверхности, и как следствие в меньшей степени подвержены рассеиванию в приземном слое атмосферного воздуха. В ходе исследования собраны результаты мониторинга загрязнения воздуха отдельными ингредиентами: небольшое число измерений приземных концентраций, в которых отражены мгновенные и среднесуточные значения содержания ВХВ.

На основе данных по характеристикам стационарных источников и осуществляемых ими выбросов рассчитаны поля приземной концентрации загрязняющих веществ. Для расчета распространения примесей в атмосферном воздухе от предприятий 6 районов расположения ОИАЭ: Ангарска, Обнинска, Новоуральска и Верх-Нейвинского, Электростали, Соснового Бора, Дмитровграда, – проведены расчёты удельных значений концентраций ВХВ в воздухе, объёмной активности в воздухе и поверхностных выпадений РВ с помощью разработанного в ИБРАЭ РАН программного комплекса «ПРОЛОГ» (Программа Расчетных Оценок по Локальной Гауссовой модели) [108, 109].

Для расстояний 10 и более километров от источника выброса предпочтительной является стохастическая лагранжева модель для оценки дисперсии примеси в атмосфере, учитывающая влияние на процесс неоднородного трехмерного поля ветра и неоднородных коэффициентов турбулентного обмена. Такие модели требуют существенно больше вычислительных ресурсов и

² «Программа для оценки пространственного распределения радиационных и химических рисков, среднегодовых значений концентраций и плотности поверхностных выпадений от нескольких источников непрерывного действия». Свидетельство о государственной регистрации в Роспатенте 2018618280 от 11.07.2018

«Программа оценки рисков отдалённых последствий воздействия радиационного фактора». Свидетельство о государственной регистрации в Роспатенте 2015662994 от 09.12.2015

«Программа расчета экологических рисков радиационного и химического воздействия на здоровье человека» Свидетельство о государственной регистрации в Роспатенте 2019666084 от 04.12.2019

времени для расчета, чем гауссовы модели, но дают более адекватные оценки приземных концентраций [110]. Для оценки рассеяния от источников, находящихся на удалении от Обнинска (ООО «НЛМК-Калуга») и Новоуральска (АО «Уралэлектромедь»), использовался разработанный в ИБРАЭ РАН и аттестованный программный комплекс «Нострадамус» [110, 111].

Обе модели позволяют проводить расчёты для распространения примесей различной физическо-химической формы. Расчётные поля удельных (для РВ на 1 Бк/год, а для ВХВ на 1 т/год) концентраций за счёт выбросов отдельных стационарных источников, полученные с помощью «ПРОЛОГ» и «Нострадамус» послужили основой для дальнейших расчётов фактических уровней загрязнения и воздействия на население. Предварительные наборы расчётов выполнены для всего спектра высот труб (вентиляционных систем и технологических сдувок) ОИАЭ и других основных источников выбросов в районах их расположения: от 15 м (например, в Ленинградском отделении РАДОН) до 250 м (например, ТЭЦ-9 в г. Ангарске). Для этих целей в ходе исследования разработана «Программа для оценки пространственного распределения радиационных и химических рисков, среднегодовых значений концентраций и плотности поверхностных выпадений от нескольких источников непрерывного действия», которая позволяет совершить переход от удельных значений к фактическим за счёт учёта фактических годовых выбросов РВ и ВХВ источников и характерных метеорологических условий распространения для каждого рассмотренного года. Для формирования полей концентрации выбрана сетка с числом ячеек 200 x 200, таким образом, чтобы вся территория городов – районов расположения ОИАЭ располагалась внутри неё. Вычисления приземной концентрации загрязняющего вещества в каждом узле сетки производились за 12 часов каждого дня (день, ночь), а затем суммировались за календарный год. Набор входных данных для проведения расчётов с помощью разработанного программного средства выглядит следующим образом:

основные параметры, необходимые для оценки полей приземных концентраций каждой примеси от одного или нескольких источников:

– параметры источника выбросов (входные параметры для «ПРОЛОГ» и «Нострадамус»):

- 1) высота трубы;
- 2) диаметр устья трубы;
- 3) температура выбросов (газоаэрозольной смеси в устье трубы);
- 4) температура атмосферы;

- 5) начальная скорость выбросов (истечения газоаэрозольной смеси в устье трубы);
- 6) географические координаты;
 - параметры выбрасываемых веществ (входные параметры для разработанного ПС):
- 7) объём и номенклатура выбрасываемых веществ (для РВ в единицах Бк/год, для ВХВ – т/год);
- 8) параметры поведения газовой и аэрозольной фракций выбрасываемых веществ;
 - параметры области расчёта (входные параметры для разработанного ПС):
- 9) длина, ширина области;
- 10) расстояние между узлами сетки;
 - ежесуточные метеорологические параметры (входные параметры для разработанного ПС):
- 11) скорость ветра;
- 12) направление ветра;
- 13) тип осадков (нет осадков, дождь, снег);
- 14) интенсивность осадков;
- 15) параметры стратификации атмосферы (категории устойчивости по Пасквиллу);
- 16) шероховатость подстилающей поверхности.

Метеорологические данные для моделирования переноса радиоактивных и вредных химических веществ в атмосфере брались из открытых источников сети синоптических станций Росгидромета [112–114]. Фрагмент базы систематизированных метеорологических данных, адаптированных для расчёта пространственного распределения концентраций с помощью разработанного ПС, представлен в таблице 3.5.

Таблица 3.5 – Основные метеопараметры, необходимые для расчетов рассеяния примесей, для г. Сосновый бор на примере января 2019 года [112]

Дата	День					Вечер				
	Температура	Облачность	Явления*	Ветер		Температура	Облачность	Явления*	Ветер	
				направление	скорость				направление	скорость
1.1.19	-1	10	2	180	4	1	10	1	180	4
1.2.19	1	10	2	0	2	-3	10	2	0	2
1.3.19	-5	5	0	0	4	-6	3	0	0	4
1.4.19	-6	10	2	225	2	-6	10	2	225	2
1.5.19	-5	10	2	45	3	-4	10	2	45	3
1.6.19	-8	10	0	180	1	-5	10	0	180	1
1.7.19	-1	5	0	225	4	-1	10	2	225	4
1.8.19	-3	10	2	180	1	-2	10	2	180	1
1.9.19	-3	10	2	225	1	-4	10	2	225	1
1.10.19	-6	10	2	45	1	-5	10	2	45	1

1.11.19	-2	10	2	225	4	0	3	0	225	4
1.12.19	-1	1	0	270	4	-4	10	0	270	4
1.13.19	-5	3	0	225	2	-4	3	0	225	2
1.14.19	1	10	2	135	3	1	10	2	135	3
1.15.19	-2	5	0	270	2	-3	10	0	270	2
1.16.19	-4	5	0	270	4	-3	10	2	270	4
1.17.19	0	10	2	180	1	-3	10	0	180	1
1.18.19	-8	10	2	45	1	-11	3	2	45	1
1.19.19	-7	10	2	270	1	-6	3	0	270	1
1.20.19	-9	10	2	315	5	-13	1	0	315	5
1.21.19	-18	1	0	315	2	-16	5	0	315	2
1.22.19	-9	3	0	270	2	-12	3	0	270	2
1.23.19	-10	5	0	135	1	-8	10	2	135	1
1.24.19	-15	1	0	270	3	-18	1	0	270	3
1.25.19	-12	3	0	180	1	-15	10	0	180	1
1.26.19	-10	10	2	90	4	-15	1	0	90	4
1.27.19	-12	3	0	315	2	-15	10	2	315	2
1.28.19	-14	1	0	90	3	-12	10	0	90	3
1.29.19	-8	10	0	90	3	-5	10	2	90	3
1.30.19	1	10	0	225	2	1	10	0	225	2
1.31.19	-10	10	0	45	1	-14	1	0	45	1

*) Примечание: «0» – осадки отсутствуют; «1» – дождь; «2» – снег

Апробация расчетных данных проводилась путем сравнения полученных с помощью программного средства значений в точках мониторинга с измеренными различными службами приземными концентрациями рассматриваемого вещества. Из-за множества факторов, влияющих на оценки мгновенных и усредненных за различные периоды значений в результате мониторинга, данная задача нетривиальна и предполагает достаточно широкую область неопределённости. В качестве иллюстрации такого сравнения в таблице 3.6 представлены результаты моделирования среднегодовой (в рассматриваемой период) концентрации SO_2 в приземном воздухе в центре г. Ангарска. Основным источником поступления диоксида серы в воздух города является сжигание топлива, в связи с чем предполагается, что выполненная модельная оценка распространения выбросов трёх крупных ТЭЦ и основных источников АО «АНХК», обеспечивает учёт наиболее значимых факторов загрязнения воздуха SO_2 .

Стоит отметить, что лабораторией АНХК выполняется мониторинг в 4 точках, расположенных непосредственно на территории г. Ангарска. Силами УГМС в г. Ангарске ежегодно проводится примерно 15,5 тысяч измерений примесей в атмосферном воздухе (около 10% от всех измерений, выполненных в области). В настоящее время в городе функционирует два базовых поста (станция 26 на ул. Ворошилова и станция 27 «центр» на ул. Московская) и две станции 25, 41 работают в опытном режиме.

Таблица 3.6 — Сопоставление данных мониторинга и результатов моделирования по концентрациям SO_2 в приземном воздухе в селитебной зоне г. Ангарска (центр), $\text{мкг}/\text{м}^3$

Вещество	Параметр	Иркутское УГМС			Лаборатория АНХК			Расчет по модели
		2013	2014	2015	2013	2014	2015	
Диоксид серы	Среднее за год	116	17	30	2–4	2–3	0–12	45
	Максимум				14–322	37–59	20–500	

Как видно из данных таблицы 3.6, разброс даже измеренных разными службами значений концентрации достаточно велик. Рассматривая территорию города в целом, можно отметить, что по результатам расчёта максимальное и минимальное значения диоксида серы составляют $165 \text{ мкг}/\text{м}^3$ и $1,6 \text{ мкг}/\text{м}^3$, соответственно. Среднее значение для всей территории составило $2,1 \text{ мкг}/\text{м}^3$, а для центральной части города в непосредственной близости к промышленной зоне расположения ТЭЦ и АНХК – $45 \text{ мкг}/\text{м}^3$. Модельные значения вблизи точек контроля в данной части города находились в диапазоне от 40 до $50 \text{ мкг}/\text{м}^3$ (рисунок 3.2).

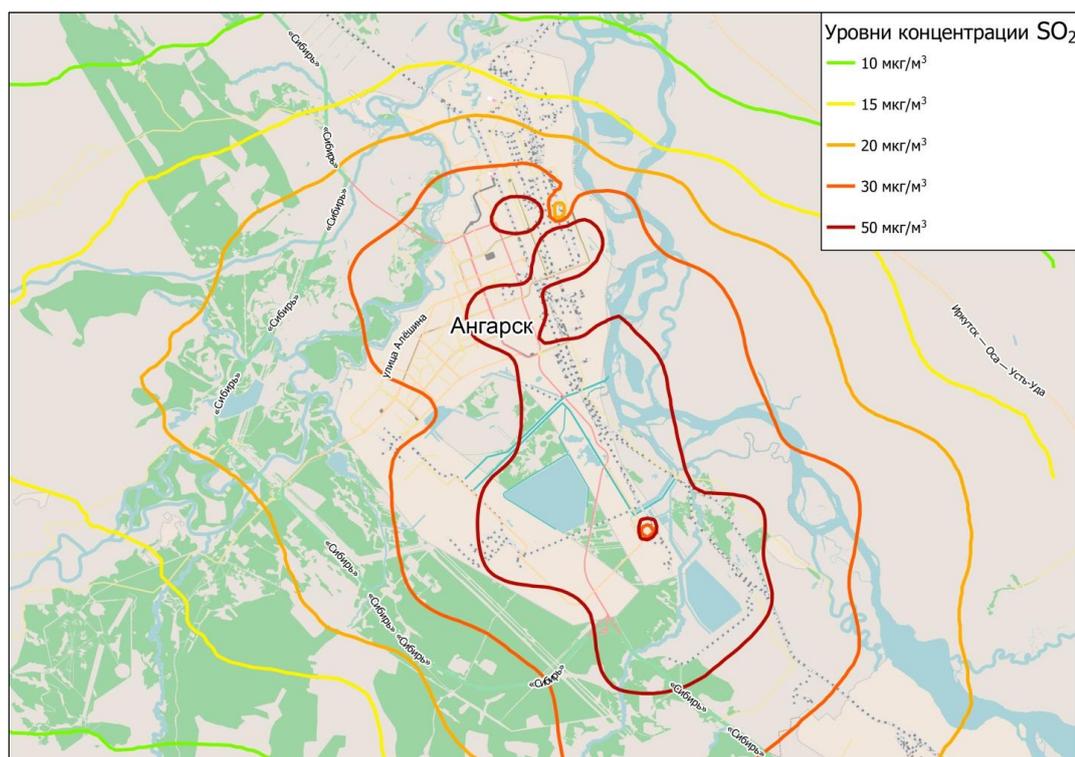


Рисунок 3.2 — Расчетные значения среднегодовых концентраций SO_2 от выбросов основных стационарных источников в селитебной зоне г. Ангарска

В ходе получения расчётных значений концентрации в приземном слое воздуха города с помощью современных ГИС-технологий (NextGIS) выполнялась интерполяция для всех территорий по полученным в результате моделирования рассеивания выбросов значениям в

узлах расчётной сетки, размером 200x200. С учётом разного объёма выбросов источников загрязнения проведена оценка средневзвешенного значения для жилой зоны города. Для этого в ГИС определён контур исследуемой территории, внутри которого проводилось усреднение значений в узлах расчётной сетки и по всему образованному с помощью дискретной интерполяции расчётному полигону (рисунок 3.3).

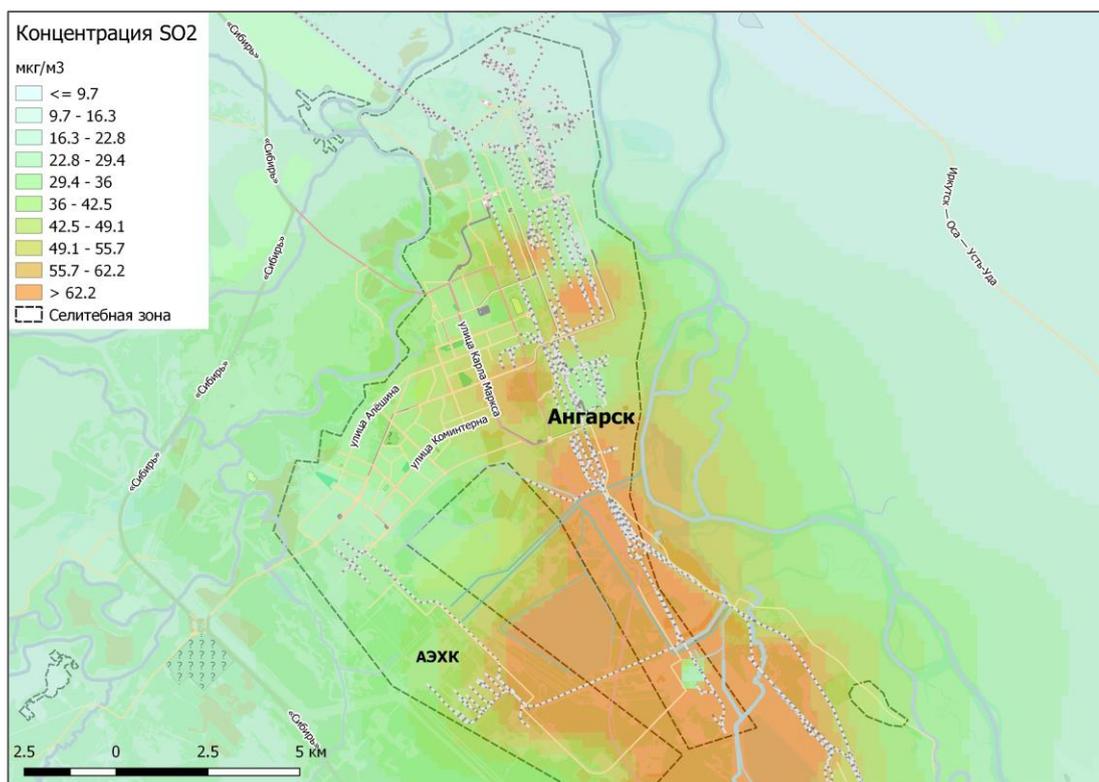


Рисунок 3.3 — Расчет значений среднегодовых концентраций SO₂ от выбросов основных стационарных источников в жилой зоне г. Ангарска с помощью интерполяции в ГИС

Расчетные величины не противоречат наблюдаемым результатам, что позволяет утверждать, что для целей сравнения различных техногенных источников риска использование разработанного в ходе исследования программного средства для выполнения расчетов по рассеянию в атмосфере вполне допустимо.

Валидация результатов, полученных с помощью разработанного ПС, была также проведена на результатах контроля качества воздуха в г. Обнинске. В качестве примера выбрано сравнение значений концентраций диоксида азота.

Моделирование рассеивания выбросов диоксида азота проведено для основных источников загрязнения воздуха данной примесью: котельной МП «Теплоснабжение» — основного источника теплоснабжения города, котельной ФГУП ОНПП «Технология», а также

котельных двух ОИАЭ: АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» и АО «НИФХИ». По результатам сбора и систематизации данных об источниках негативного воздействия на населения, отмечено, что в среднем в 2013–2016 гг. выбросы диоксида азота и АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» и АО «НИФХИ» составляли 50 т/год и 10 т/год, соответственно [75, 76], тогда как по оценкам в соответствии с установленной мощностью выбросы МП «Теплоснабжение» и ФГУП ОНПП «Технология» – 154 т/год и 25 т/год, соответственно. По данным Росстата в среднем в 2013–2016 гг. на всей территории г. Обнинска было выброшено 405 тонн диоксида азота в год [115]. Выбросы промышленного парка «Ворсино», на территории которого расположено ООО «НЛМК-Калуга» составляли в среднем 230 т/год.

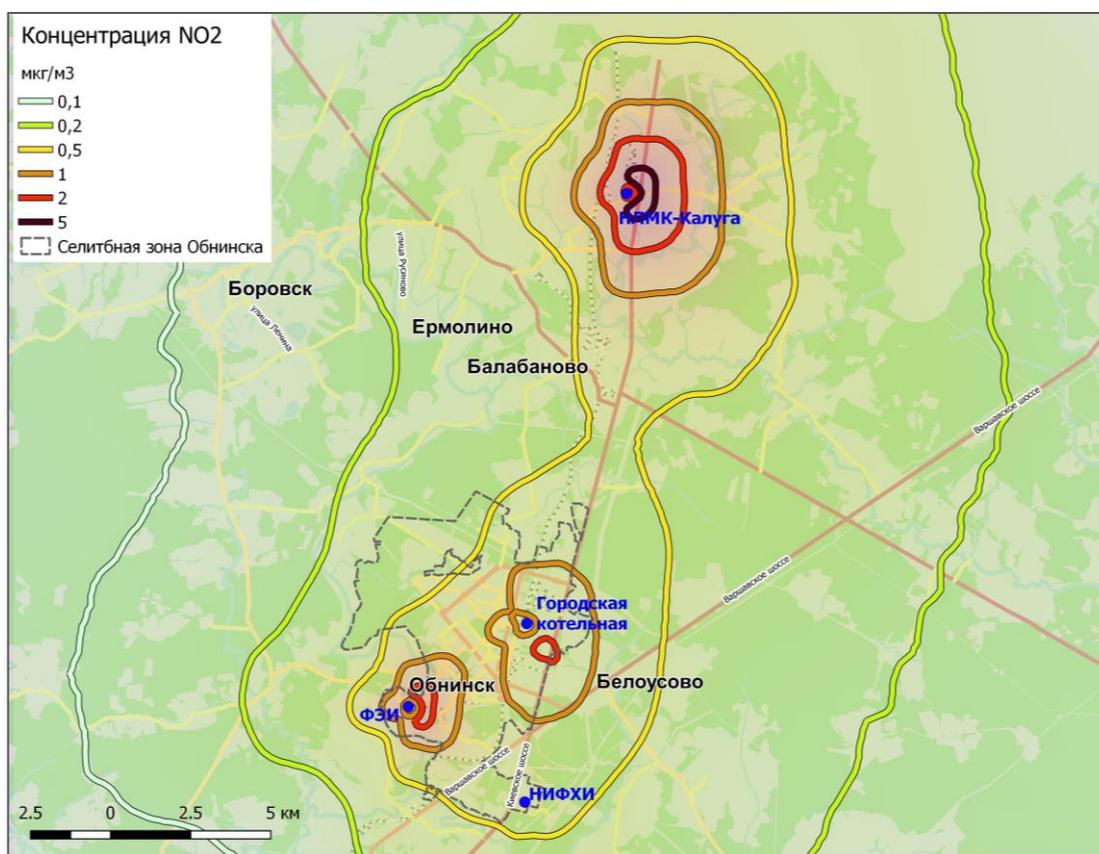


Рисунок 3.4 — Расчет значений среднегодовых концентраций NO_2 от выбросов основных стационарных источников в селитебной зоне г. Обнинска с помощью интерполяции в ГИС

Из представленного выше рисунка 3.4 видно, что вся территория г. Обнинска (а также жилые зоны практически всех других близлежащих населённых) лежит в пределах изолинии с уровнем в $0,5 \text{ мкг/м}^3$, а оценка максимальной концентрации NO_2 не превышает 2 мкг/м^3 , что в 20 раз ниже ПДК_{с.с.}, которая составляет 40 мкг/м^3 . Средневзвешенное значение для исследуемой территории г. Обнинска получено так же, как и в предыдущем примере для г. Ангарска.

При этом фактическое среднее значение содержания диоксида азота в приземном воздухе, по данным НПО «Тайфун» составляет 38 мкг/м^3 , а максимальное и минимальное отмеченные значения в селитебной зоне — 320 мкг/м^3 и 3 мкг/м^3 [116]. Подобное расхождение в результатах моделирования и мониторинга представляется приемлемым для проведения последующей оценки доз и рисков в силу следующего фактора. С большой вероятностью наблюдение кратковременных и средних за год повышенных концентрацией NO_2 связано с транспортными средствами, чьи выбросы средств в несколько раз выше, чем от стационарных источников. Кроме того, условия рассеяния выбросов непосредственно у поверхности земли гораздо хуже, что может способствовать локальным повышенным концентрациям в районах выброса (железнодорожная магистраль, улицы с большим потоком автомобилей и особенно места остановок автотранспорта). По данным Росстата в среднем в 2013–2016 гг. на всей территории г. Обнинска было выброшено 630 тонн диоксида азота в год от автомобильного транспорта. Для сравнения по всей Калужской области этот показатель составил 12 тыс. тонн, а для железнодорожного транспорта – 0,4 тыс. тонн [73, 115].

С учётом выполненной валидации расчётных значений, полученных с помощью расчётного ПС, на данных мониторинга и неопределённости, обусловленной множеством источников и принципиальным отличием условий рассеяния выбросов, последующая оценка уровней риска за счёт эксплуатации ОИАЭ и деятельности иных предприятий в районе расположения будет выполнена для каждого выбранного источника в отдельности и от суммы всех факторов воздействия, что отражено в фактическом загрязнении воздуха по данным мониторинга.

В рамках апробации разработанного ПС отмечено, что характер пространственного распределения расчётных значений поверхностной плотности радиоактивных выпадений, объёмной активности РВ и концентраций ВХВ коррелирует с фактической розой ветров за выбранный период времени для каждого рассмотренного района расположения ОИАЭ. В качестве примера представлены карты изолиний уровней плотности выпадений ^{137}Cs и объёмной активности ^{41}Ar и роза ветров в период 2013–2017 гг (рисунки 3.5–3.7). По результатам анализа систематизированных метеорологических данных за рассматриваемый период преобладающими направлениями ветра были северо-западный, южный и юго-восточный, что наблюдается в геометрии построенных изолиний.

Также на данном примере можно отметить вклад выбросов за каждый отдельный год. Согласно результатам идентификации источников загрязнения (глава 2), в 2016 г. в выбросах

НИИАР наблюдалось превышение активности ^{137}Cs относительно среднего значения за весь период 2013–2017 гг. В то же время преобладающим направлением ветра в 2016 г. являлось южное (21% от всех в течение года), что сказалось на характере пространственного распределения выпадений ^{137}Cs . Выбросы ИРГ, и в частности преобладающего в них по активности ^{41}Ar за весь период незначительно отличались среднего значения, за счёт чего геометрия изолиний уровней объёмной активности ^{41}Ar практически идентична многолетней розе ветров.

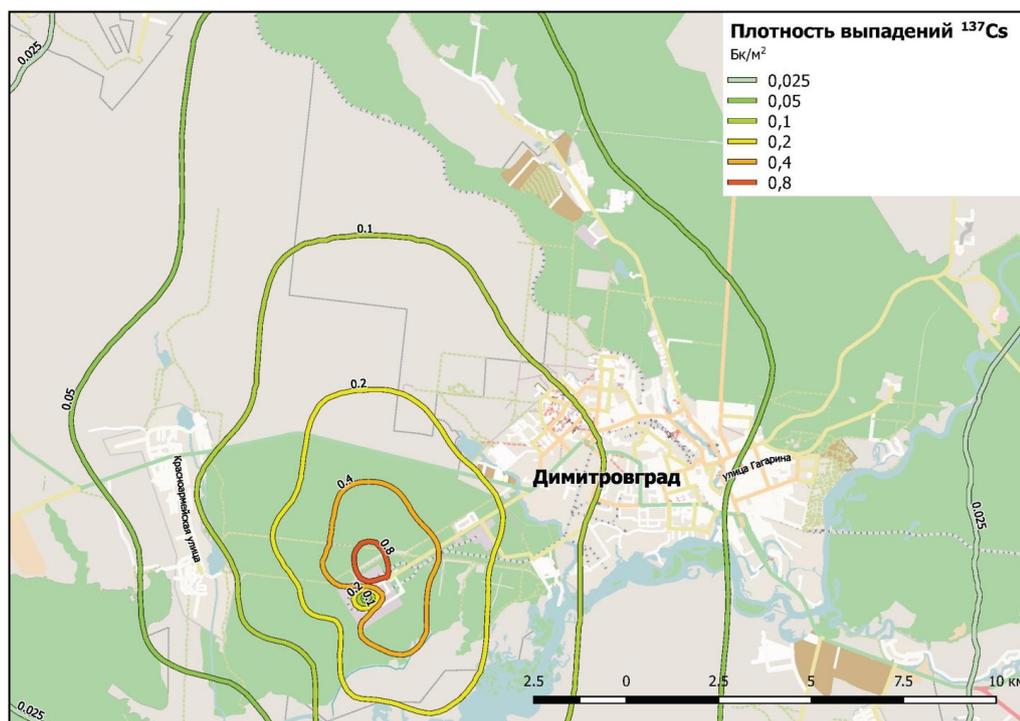


Рисунок 3.5 — Результаты расчётов плотности выпадений ^{137}Cs , обусловленной выбросами АО «ГНЦ НИИАР» в период 2013–2017 гг.

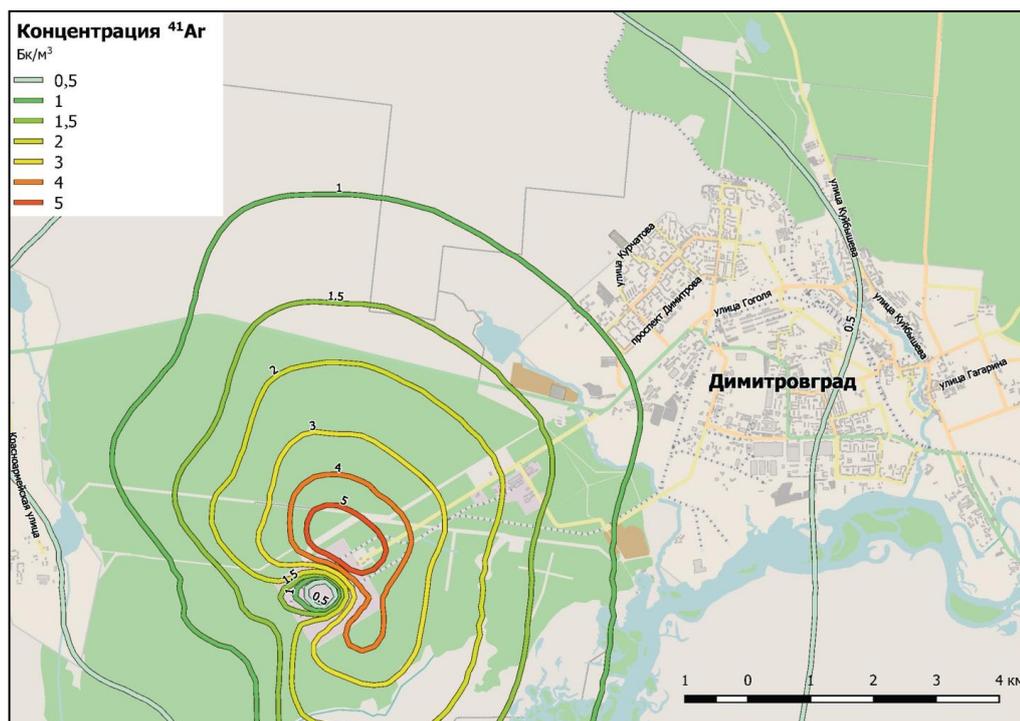


Рисунок 3.6 — Результаты расчётов объёмной активности ^{41}Ar в воздухе, обусловленной выбросами АО «ГНЦ НИИАР» в период 2013–2017 гг.

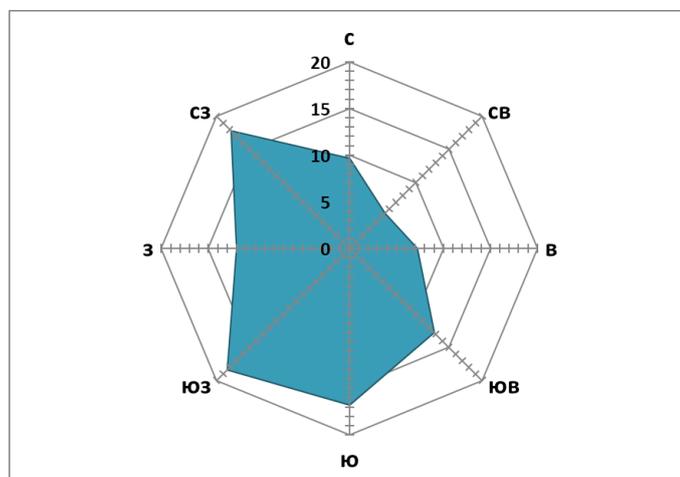


Рисунок 3.7 — Повторяемость направлений ветра в течение года в Димитровграде в 2013–2017 гг.

Результаты моделирования пространственного распределения загрязнения воздуха и поверхности земли за счёт радиоактивных выбросов ОИАЭ и иными стационарными источниками позволяют оценить дозы облучения для населения. Также в работе выполнены оценки доз, формируемых за счёт содержания радионуклидов в питьевой воде и продуктах питания, медицинского и природного облучения. Для расчёта уровней радиационного риска

разработана «Программа оценки рисков отдалённых последствий воздействия радиационного фактора».

Программа использует предварительно созданные демографические базы данных по онкологической заболеваемости (смертности) среди населения. Встроенная в программу база данных содержит полученные в ходе сбора и систематизации исходных данных эпидемиологические показатели заболеваемости (смертности) солидными раками и лейкозами для различных возрастно-половых групп для всех субъектов РФ, а также средние показатели продолжительности жизни в этих субъектах.

Программа позволяет рассчитать пожизненный риск заболевания лейкозами и солидными раками для индивида, постоянно проживающего на территории одного субъекта РФ, а также общее сокращение продолжительности жизни вследствие полученного дополнительного облучения. Для проведения расчетов необходимо задать возраст индивида на момент облучения (в годах), дозу (мЗв/год), полученную в этом возрасте, а также характер облучения (хроническое либо острое). После заполнения дозовой карты (доз, полученных в разном возрасте) можно выполнить расчет показателей. Программа также позволяет получить в графическом виде годовые риски лейкозов и солидных раков (рисунок 3.8).



Рисунок 3.8 — Пример расчёта радиационного риска для жителя Московской области в результате хронического облучения (женщина с возраста 20 лет в течение 6 лет при ежегодной дозе облучения в 5 мЗв/год)

Разработанное ПС позволяет проводить расчёт для многообразия вариантов половозрастной структуры населения. Уровни пожизненного риска могут несколько отличаться в зависимости от выбора возраста на момент облучения. Значений риска для детей в возрасте 1 года при дозе хронического облучения в течение года $0,1$ мЗв в Ленинградской области составит $4,1 \cdot 10^{-6}$, что выше уровня риска при облучении в 10, 20 и 50 лет в 1,1, 1,3 и 2,7 раз, соответственно (рисунок 3.9). С точки зрения определения критической группы по наибольшему значению риска таковой стоит выбирать детское население, однако для наибольшей репрезентативности по преобладающей численности возрастной группы и наиболее вероятных сценариев облучения для проведения сравнительного анализа рисков в исследовании выполнены оценки для взрослого референтного человека (30 лет).

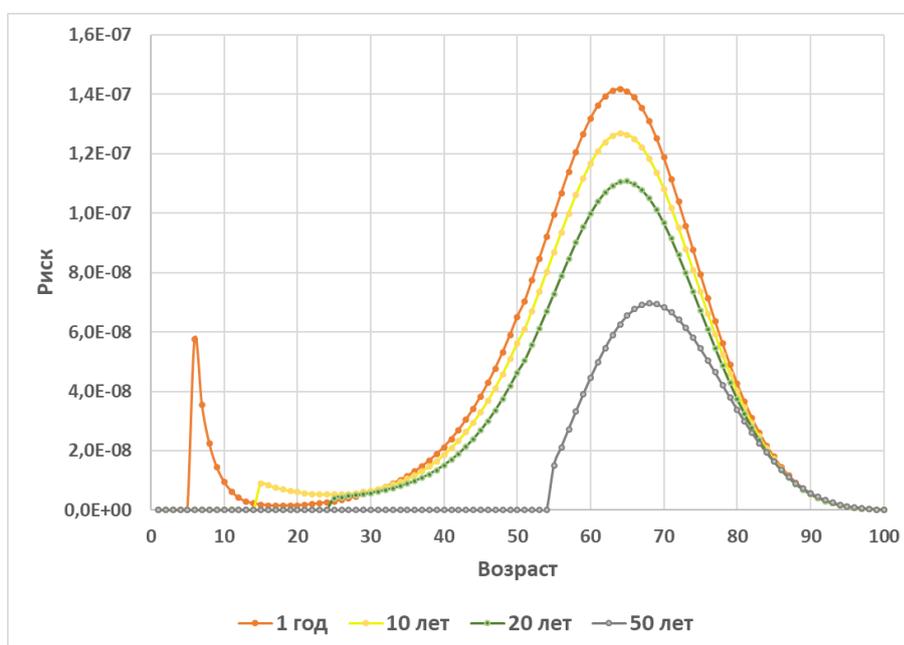


Рисунок 3.9 — Пример результата расчётов радиационного риска для жителей мужского пола в возрасте 1, 10, 20 и 50 лет при дозе хронического облучения в течение года $0,1$ мЗв

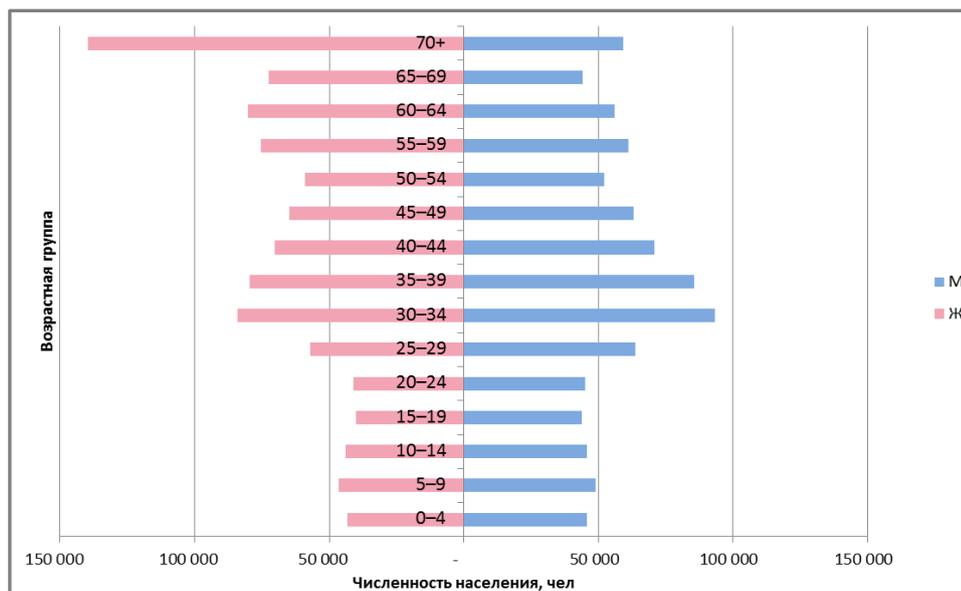


Рисунок 3.10 — Половозрастная структура населения Ленинградской области в 2019 г.

В зависимости от пола облучаемой группы значение радиационного риска при прочих одинаковых факторах также будет различаться. Данный факт связан как с самой математической моделью оценки риска, в которой фактор пола является количественным параметром, влияющим на итоговую оценку, так и с фоновой статистикой по онкологической заболеваемости/смертности. На примере значений риска для взрослого населения Ленинградской области продемонстрировано, что уровень риска может отличаться в 1,4 раза в зависимости от пола (рисунок 3.11). Также для этих групп различается возраст достижения пикового значения риска. В исследовании выполнены оценки риска для обеих половых групп и с учётом весовых коэффициентов половой структуры взрослого населения районов расположения ОИАЭ получены средние уровни риска для населения в целом. Собранные эпидемиологические данные также демонстрируют вариабельность показателей фоновой онкологической статистики, используемой при расчёте риска в разработанном ПС, в зависимости от выбора региона расположения площадок АЭПК (таблица 3.7).

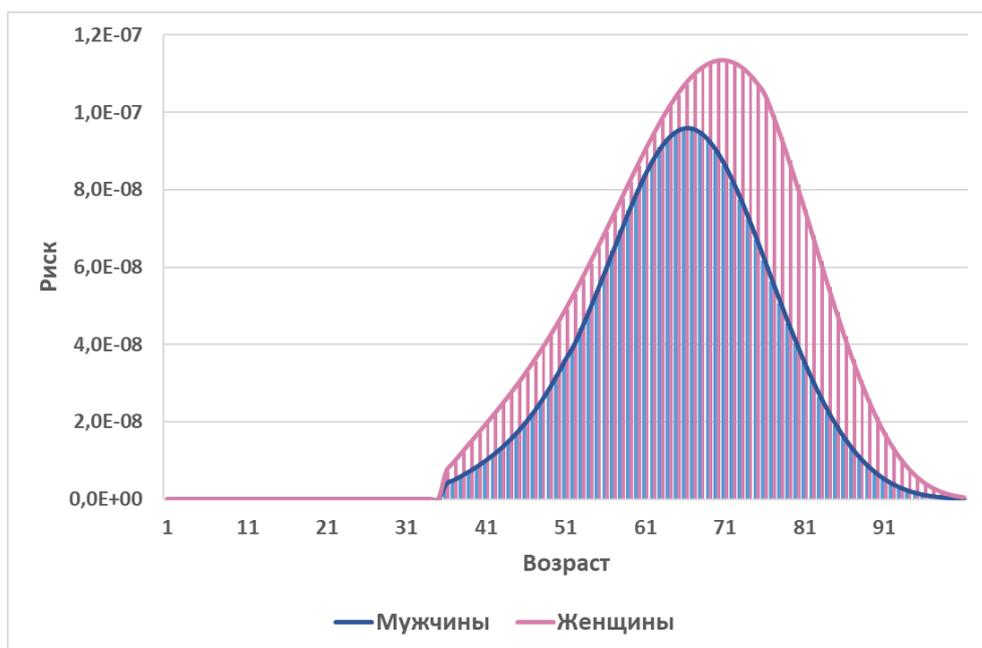


Рисунок 3.11 — Пример результата расчётов радиационного риска для жителей мужского и женского пола в возрасте 30 лет при дозе хронического облучения в течение года 0,1 мЗв

Таблица 3.7 – Усредненные за период с 2015–2019 гг. показатели смертности (на 1 млн чел.) по причинам в РФ, СЗФО и Ленинградской области [117, 118]

Причины смертности	РФ			СЗФО			Ленинградская область		
	Мужчины	Женщины	Оба пола	Мужчины	Женщины	Оба пола	Мужчины	Женщины	Оба пола
ЗНО	2340	1764	2031	2546	2157	2336	2563	2106	2320
Все причины	15885	12352	13988	15286	12661	13871	15953	12607	14176

На основании оценки суммарного годового поступления в организм референтного человека ВХВ при концентрациях, полученных с помощью моделирования рассеивания выбросов, также производился расчет химических рисков. Для канцерогенных веществ, которые физиологически не являются необходимыми для нормального функционирования организма (отсутствует или не установлена их физиологическая норма), таких, например, как бенз(а)пирен, формальдегид, бензол или хром, использовалась беспороговая концепция, и расчет величин риска выполнен согласно модели, описанной в главе 3. Для проведения этих расчётов также разработано программное средство «Программа расчета экологических рисков радиационного и химического воздействия на здоровье человека».

Программа позволяет проводить расчёт риска онкологической заболеваемости от трёх путей воздействия (ингаляций, потребление питьевой воды и пищевых продуктов), а также их суммы химических канцерогенных веществ (категорий 1, 2А, 2В по классификации МАИР). Расчёт выполняется для двух возрастных групп (взрослые, дети) с учётом следующих входных параметров:

- Возрастная группа;
- Концентрация в воздухе;
- Концентрация в питьевой воде;
- Концентрация в продуктах питания;
- Годовой объём потребления продуктов питания;
- Массив факторов экспозиции, заданный по умолчанию (длительность экспозиции, период усреднения экспозиции, масса тела индивида, объём вдыхаемого воздуха, объём потребления питьевой воды).

Факторы экспозиции заданы, исходя из рекомендаций, изложенных в «Руководстве по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду» Р 2.1.10.1920-04, утверждённом Министерством здравоохранения Российской Федерации.

Для оценки химических канцерогенных рисков и ущербов здоровью так же, как и для радиационных, в работе использованы систематизированные демографические и эпидемиологические показатели, такие как численность населения, общая смертность, половозрастная структура заболеваемости и смертности от различных локализаций ЗНО. В силу локальных территориальных особенностей подобной статистики созданы базы данных для регионов и городов всех рассмотренных в исследовании площадок АЭПК.

Выводы к главе 3

Выполнен анализ и выбраны современные подходы к оценке радиационных и химических рисков для здоровья человека. В качестве расчётной модели для проведения оценок радиационного риска для типовых площадок АЭПК выбрана модель НКДАР ООН, как учитывающая наибольший спектр факторов формирования риска и наиболее уточнённая для сценариев хронического облучения. Для проведения оценки химических рисков выбраны модели канцерогенных рисков и ущербов здоровью населения Роспотребнадзора и US EPA.

Основываясь на методологиях оценки рисков различной природы и выбранных моделях, разработан алгоритм проведения оценок, включающий 4 основных этапа: идентификацию опасности, отбор параметров риска (установление зависимости «доза–ответ»), оценку экспозиции и количественная оценка рисков, на основе чего возможно сравнение различных факторов воздействия и ранжирование источников.

Сопоставление рисков представляется возможным за счёт выбора в качестве основной количественной характеристики риска дополнительной смертности: в результате ущербов здоровью (соматических эффектов) и в результате развития ЗНО (канцерогенных эффектов). Также это обуславливает аддитивность показателей риска и позволяет проводить оценки многофакторного воздействия и ранжировать факторы воздействия и источники.

Выполнена программная реализация этапов количественной оценки разработанного алгоритма сравнительной оценки рисков. Созданы программные средства для расчёта полей воздействия различных вредных веществ в пространстве городской среды для оценки рисков. Для полученных результатов моделирования содержания вредных веществ в воздушной среде города выполнена апробация на данных мониторинга фактического содержания контролируемых ВХВ.

4 Сравнительная оценка радиационных и химических рисков в районах расположения ОИАЭ

Для шести выбранных типовых площадок АЭПК проведена апробация разработанного комплексного метода оценки радиационных и химических рисков. В целях оценки уровней воздействия в результате эксплуатации отдельных объектов ядерной техники на площадках АЭПК и других крупных предприятий в работе проведено моделирование рассеивания годовых выбросов от этих источников в воздухе городской среды, исходные данные для которого описаны в главе 2. Для оценки риска потенциально от всех источников загрязнения на изученных территориях в качестве исходных данных использованы фактические значения содержания радиоактивных и вредных химических веществ в компонентах окружающей среды, анализ которых представлен в главе 2.

Полученные оценки концентрации РВ и ВХВ позволили провести расчёт уровней экспозиции и доз облучения для референтного человека. В дальнейшем, основываясь на полученных результатах и систематизированных медико-демографических данных для каждого района расположения ОИАЭ, проведена оценка радиационных и химических рисков для населения, согласно выбранным в главе 3 моделям риска (НКДАР ООН и Роспотребнадзора, US EPA) и с помощью разработанных ПС.

4.1.1 Площадка АО «АЭХК»

По результатам расчётов в структуре рисков, формируемых радиоактивными и вредными химическими веществами, присутствующими в атмосфере Ангарска, можно провести ранжирование факторов воздействия: таблица 4.1 и рисунок 4.1 [61].

Ведущим экологическим фактором, потенциально влияющим на здоровье населения Ангарска, являются взвешенные вещества, чей вклад в общую структуру риска оценивается в 85%. Контроль концентраций ВВ в воздухе городской среды в настоящее время налажен слабо: только в одной точке производятся замеры крупнодисперсной фракции. Измерения вклада наиболее значимой фракции ВВ – мелкодисперсной размером до 2,5 мкм (PM_{2,5}) отсутствуют. Среди крупных промышленных предприятий, осуществляющих регулярные выбросы ВВ, следует выделить три ТЭЦ (ТЭЦ-1, ТЭЦ-9, ТЭЦ-10) и АНХК. Не меньший вклад можно ожидать и от сравнительно небольших предприятий, однако, здесь необходимо проводить более детальный анализ ситуации.

Таблица 4.1 — Ранжирование факторов негативного воздействия на здоровье населения Ангарска по величине пожизненного риска

Параметр	Риск	% вклада в техногенный риск
взвешенные частицы	3,0E-03	85,7
бензол	2,5E-04	7,1
диоксид серы	2,0E-04	5,7
формальдегид	2,7E-05	0,8
оксид углерода	2,0E-05	5,7E-01
никель	2,9E-06	8,2E-02
бенз(а)пирен	1,3E-06	3,8E-02
свинец	1,6E-07	4,5E-03
уран	1,5E-7	4,3-03
Сумма техногенных ингредиентов	3,50E-03	100,0

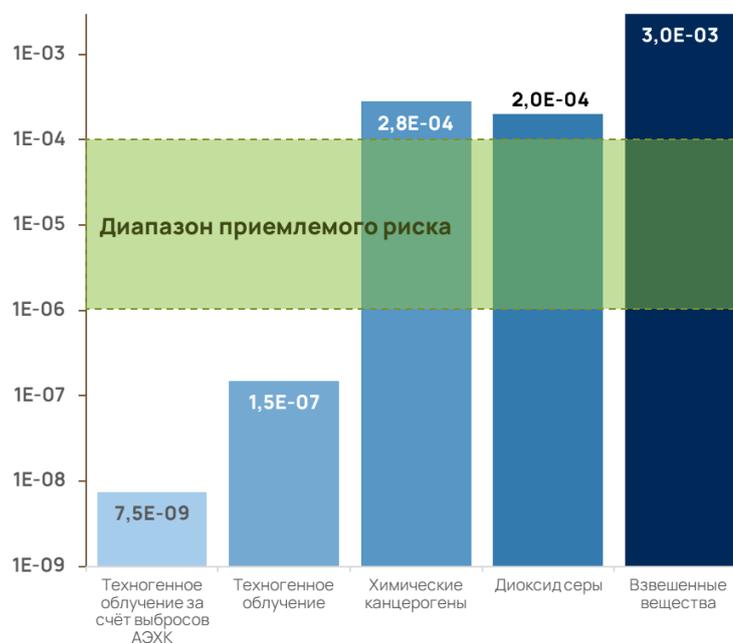


Рисунок 4.1 — Сравнение рисков воздействия техногенных факторов различной природы на здоровье жителей Ангарска

Значимым фактором экологического воздействия также являются выбросы нефтепродуктов и таких их производных, как бензол, диметилбензол, метилбензол, этилбензол и т. п. Вклад нефтепродуктов в техногенные риски может достигать 10%, а в некоторых районах города и выше [61].

Для большинства тяжелых металлов и веществ, сопутствующих производству нефтепродуктов, оценивать риски нецелесообразно, если поступление в организм человека

(содержание в организме) ниже референтного уровня или находится в пределах физиологической нормы. Возможные канцерогенные вещества не вносят в общий техногенный риск более чем 0,1% от суммарного значения, каждый из этих факторов создает риск в области приемлемого и ниже. Стоит отметить, что оценка рисков от нефтеперерабатывающих предприятий велась только по данным статистической отчетности, которая оперирует исключительно выбросами из вентиляционных труб. При этом значительная часть выбросов может происходить из не учитываемых источников, о чем косвенно свидетельствуют крайне высокие уровни загрязнения почвенного покрова на промышленной площадке.

Для жителей г. Ангарска техногенные радиационные риски оцениваются величиной $1,5 \cdot 10^{-7}$, что менее 1/1000 от суммарного значения риска. Доля АО «АЭХК» в формировании радиационных рисков для населения Ангарска оценивается величиной в 1% от суммарного техногенного радиационного риска (рисунок 4.2). При этом основной вклад в радиационные риски вносят выбросы ТЭЦ за счет сжигания органического топлива, содержащего уран и его дочерние продукты.

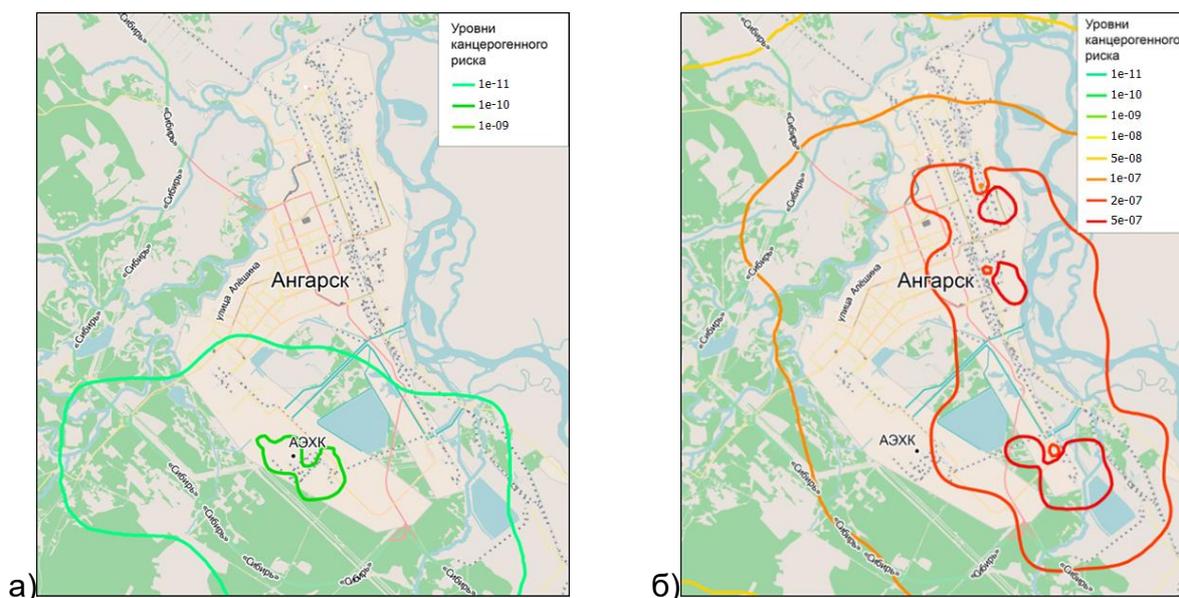


Рисунок 4.2 – Оценки уровней радиационных рисков, обусловленных выбросами урана с а) АО «АЭХК» и б) с различных предприятий Ангарска

При их расчёте использовались данные по техногенному облучению населения, которые по оценкам самого предприятия составляют величину менее 0,005 мЗв. Однако, на практике выявить подобную дозу облучения жителей не представляется возможным, ввиду того, что она будет полностью находится в пределах колебаний естественного радиационного фона, среднегодовое значение которого может превышать 2 мЗв/год, а колебания в оценке средней

суммарной годовой дозы облучения населения РФ в санитарно-гигиенических паспортах выше 1 мЗв. В связи с этим, рассматривать техногенную радиацию как фактор дополнительного риска для населения Ангарска следует весьма условно, а расчётную величину $1,5 \cdot 10^{-7}$ следует считать пренебрежимо малой. Соотношение техногенных химических и радиационных рисков для населения Ангарска 2300 к 1.

4.1.2 Площадка АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» и АО «НИФХИ»

Газоаэрозольные выбросы ОИАЭ в г. Обнинске: АО «ГНЦ РФ — ФЭИ» и АО «НИФХИ им. Л. Я. Карпова», а также тритий в подземных водах в своей совокупности формируют дополнительные годовые дозы облучения населения менее 1 мкЗв/год.

В современных выбросах АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» из техногенных радионуклидов присутствует только ^{137}Cs , а все короткоживущие продукты деления выбрасываются в атмосферу АО «НИФХИ им. Л. Я. Карпова» [119]. Подавляющая часть облучения приходится на радионуклиды, поступающие в атмосферу именно за счёт выбросов АО «НИФХИ им. Л. Я. Карпова» (в первую очередь ^{131}I), тогда как на долю АО «ГНЦ РФ – ФЭИ» приходится 0,04 % от суммарного радиационного риска для стационарных источников. Среднее значение техногенного радиационного риска для селитебной зоны находится на уровне в $7,4 \cdot 10^{-9}$.

На рисунке 4.3 представлены расчетные значения рисков от радиоактивных выбросов из труб АО «ГНЦ РФ – ФЭИ», полученные с помощью моделирования рассеивания и переноса примесей в атмосфере. Оцененные максимальные значения радиационного фактора находятся на уровне 10^{-12} , что в миллион раз ниже социально приемлемого риска.

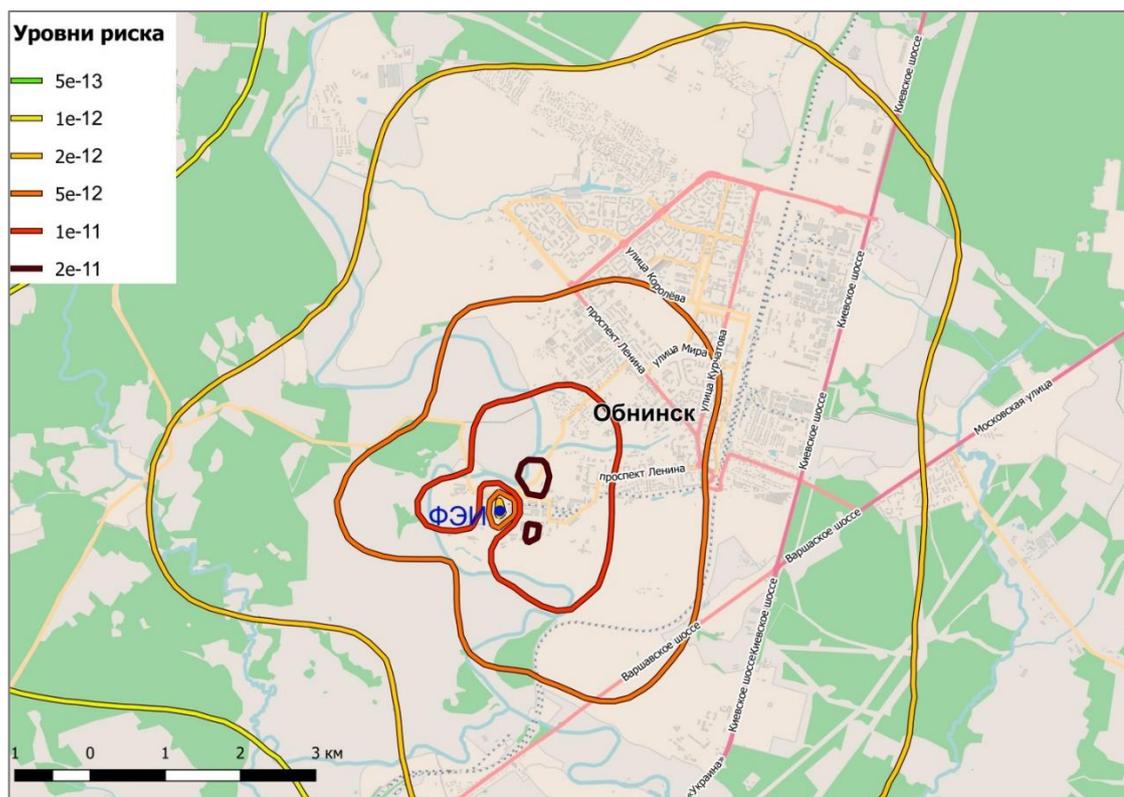


Рисунок 4.3 — Оценки уровней радиационного риска, обусловленного выбросами ^{137}Cs от АО «ГНЦ РФ – ФЭИ»

В целом же, по результатам расчётов, население селитебной зоны проживает на территории с уровнем техногенного радиационного риска за счёт выбросов предприятий, не превышающим $5 \cdot 10^{-8}$ (рисунок 4.4).

Оценочные значения радиационного риска, обусловленного содержанием трития в водопроводной воде, получены на основе предположений, что среднестатистический взрослый человек потребляет 730 л воды в год, а уровни загрязнения водопроводной воды за 2013–2015 гг. соответствовали данным, представленным в таблице 4.2 .

Таблица 4.3 — Оценка радиационного риска от различных факторов техногенной радиационной нагрузки

Источник техногенной радиационной нагрузки	Риск
Газоаэрозольные выбросы АО «ГНЦ РФ – ФЭИ»	$3,1 \cdot 10^{-12}$
Газоаэрозольные выбросы всех АО «НИФХИ»	$7,4 \cdot 10^{-9}$
Загрязнение питьевой воды ^3H	$9,9 \cdot 10^{-9}$

В структуре рисков, формируемых различными радиоактивными и химическими веществами, присутствующими в атмосфере Обнинска за счёт выбросов стационарных источников, можно выстроить следующий рейтинговый ряд (таблица 4.4 и рисунок 4.5) [119].

Таблица 4.4 — Ранжирование факторов негативного воздействия на здоровье населения Обнинска по величине риска от стационарных источников выбросов

Параметр	Риск	% вклада в техногенный риск
PM _{2,5}	1,4E-07	90,4
^{131}I	1,4E-09	0,9
^{41}Ar	5,0E-09	3,1
^3H	4,5E-09	2,8
формальдегид	2,8E-09	1,8
бенз(а)пирен	6,7E-10	0,4
^{132}I	6,6E-10	0,4
^{135}Xe	1,4E-10	9,E-02
^{133}I	8,8E-11	6,E-02
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	4,5E-11	3,E-02
^{133}Xe	2,5E-11	2,E-02
^{137}Cs	3,1E-12	2,E-03
Сумма техногенных факторов	1,55E-07	100,0

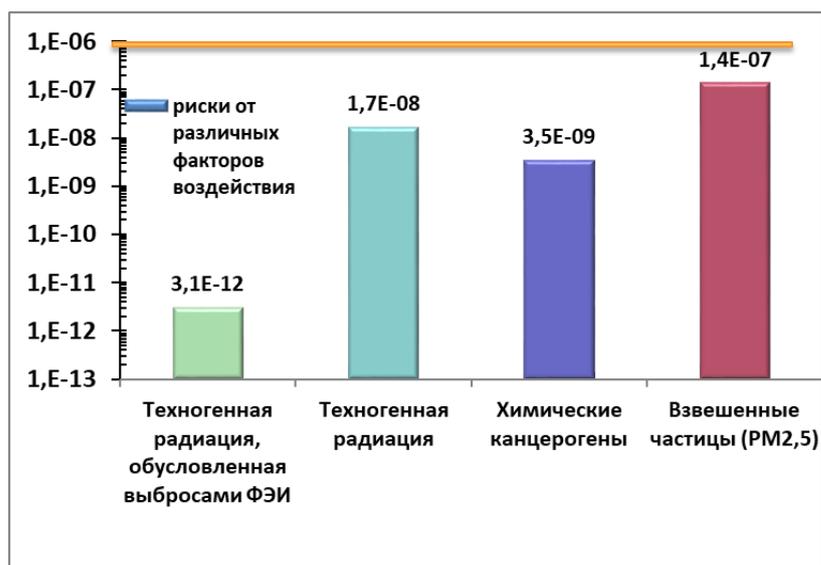


Рисунок 4.5 — Сравнение рисков воздействия техногенных факторов различной природы (от выбросов стационарных источников) на здоровье жителей Обнинска

Согласно полученным результатам для наиболее значимых веществ, выбрасываемых в атмосферный воздух стационарными источниками, величины дополнительного техногенного пожизненного риска для населения Обнинска примерно на порядок ниже величины нижней границы приемлемого риска (таблица 4.4). Однако по данным мониторинга фактического загрязнения воздуха содержание ВВ мелкодисперсной фракции (PM_{2.5}) превышало референтный уровень (RfC=10 мкг/м³): в среднем за рассмотренный период концентрация в селитебной зоне составляла 13 мкг/м³. Оценка риска дополнительной смертности при хроническом ингаляционном поступлении PM_{2.5} для г. Обнинска при таких концентрациях составляет $2,1 \cdot 10^{-4}$.

Оценки индивидуальных пожизненных рисков для населения Обнинска от выбросов ОИАЭ в сравнении с другими источниками техногенного загрязнения окружающей среды показали:

- а) газоаэрозольные выбросы радиоактивных и химических веществ АО «ГНЦ РФ-ФЭИ» создают для населения Обнинска ничтожно малые дополнительные индивидуальные пожизненные риски примерно на два порядка ниже величины нижней границы приемлемого риска ($1 \cdot 10^{-6}$).
- б) приоритетными загрязнителями воздушной среды являются взвешенные вещества, источником поступления которых среди промышленных площадок являются в первую очередь предприятия теплоэнергоснабжения и металлургического комплекса. Однако вклад основных

стационарных источников (в том числе ОИАЭ), согласно расчётам, формируют риски на уровне 10^{-7} , тогда как фактическое загрязнение ВВ -10^{-4} .

4.1.3 Площадка АО «УЭХК»

Распределение вклада отдельных загрязняющих веществ и формируемых их воздействием рисков на здоровье населения района размещения АО «УЭХК» представлено в таблице 4.5 [120], где приведённые показатели риска определены только для загрязнения, создаваемого выбросами крупных предприятий.

Одним из ведущих экологических факторов риска является содержание в воздухе диоксида серы, которое в некоторых точках поля концентрации превышало ПДК и RfC. Риск от воздействия на здоровье населения этой примеси находится в диапазоне приемлемого риска, а в общей структуре техногенных рисков его вклад составляет 76%. В точках контроля качества приземного воздуха повышенные значения, за исключением единичных случаев, зафиксированы не были. Данный факт может демонстрировать недостаточность объёма существующей системы мониторинга.

Таблица 4.5 — Ранжирование факторов негативного воздействия на здоровье населения Новоуральского ГО и ГО Верх-Нейвинский по величине риска от стационарных источников

Фактор риска	Техногенный риск	% вклада в суммарный техногенный риск
SO ₂	2,34e-05	76%
NO ₂	6,60e-06	22%
PM _{2,5}	3,81e-07	1,24%
Хром (VI)	1,75e-07	0,57%
Изотопы урана	1,93e-08	0,06%
Свинец	8,80e-09	0,03%
Никель	3,02e-09	0,01%
Бенз(а)пирен	1,16e-10	3,81e-06
Сумма	3,06e-05	100%

Суммарное значение техногенного риска, обусловленного выбросами стационарных источников, находится в диапазоне приемлемого риска и определяется полностью (на 98%) классическими загрязнителями: диоксидом серы и диоксидом азота. Техногенный риск от всех остальных веществ для здоровья жителей Новоуральского ГО и ГО Верх-Нейвинский ниже

$1 \cdot 10^{-6}$ – уровня, классифицируемого ВОЗ и рекомендациями Роспотребнадзора как пренебрежимо малого [31, 93]. Кроме того, для многих примесей в воздухе селитебной зоны не достигались пороговые референтные концентрации, что свидетельствует об относительно благополучном состоянии воздушной среды в городской среде с точки зрения рассмотрения современного влияния крупных промышленных предприятий.

Вероятность возникновения канцерогенных эффектов за счёт воздействия техногенного фактора пренебрежимо мала, однако беспороговая концепция оценки риска возникновения ЗНО и числа дополнительных смертей от них вынуждает всё же говорить о существовании риска. Значение канцерогенного риска находится на уровне $2,1 \cdot 10^{-7}$, подавляющий вклад в его величину (85%) вносит ингаляционное поступление шестивалентного хрома.

Полученные с помощью моделирования распространения аэрозольных выбросов и оценки доз техногенного облучения, обусловленного деятельностью АО «УЭХК» величины, приведённые ниже 10 мкЗв/год – условно безопасной границы, определяющей действие санитарных правил НРБ-99/2009 [8]. Однако несмотря на столь малые значения дозовых нагрузок на население селитебной зоны, сохраняется необходимость количественных оценок техногенных рисков (рисунок 4.6).

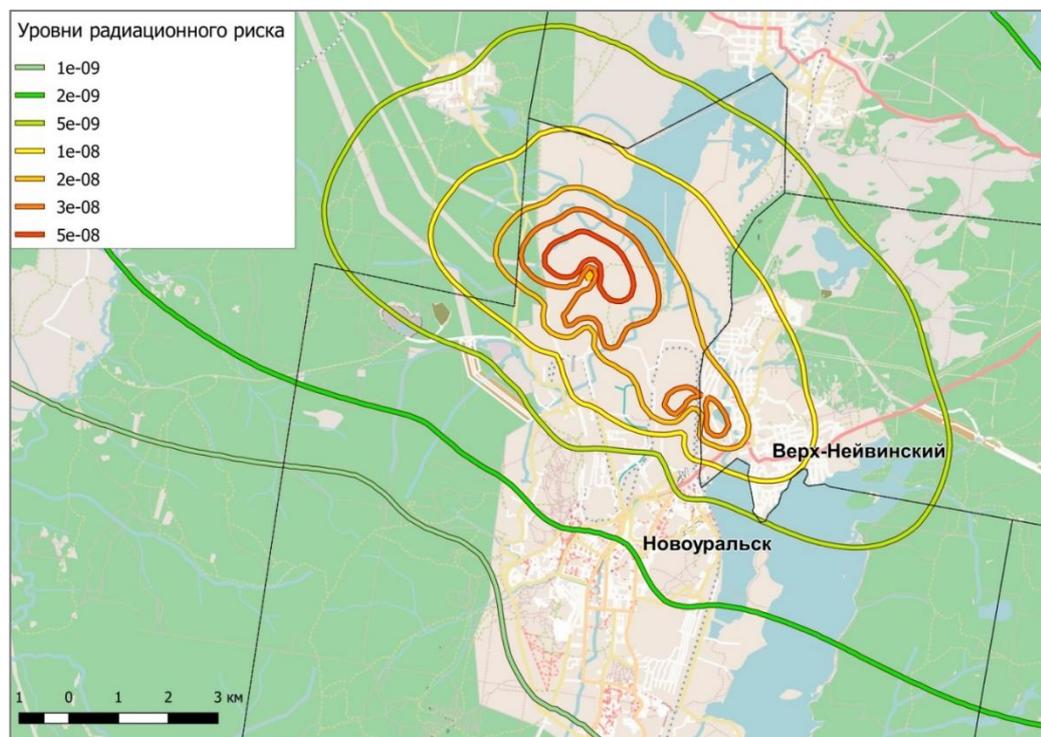


Рисунок 4.6 — Оценка уровней радиационного риска, обусловленных годовыми выбросами радиоактивных веществ АО «УЭХК»

Из приведённых на рисунке 4.6 уровней риска от атмосферных выбросов АО «УЭХК» можно заключить, что население селитебной зоны рассматриваемых городских округов проживает на территории с техногенным риском от данного предприятия, не превышающим $3 \cdot 10^{-8}$. Максимальные значения наблюдаются на промышленных территориях в непосредственной близости к источникам загрязнения и достигают $8,6 \cdot 10^{-8}$. Полученные пренебрежимо малые значения риска подтверждают радиационную безопасность АО «УЭХК», обоснованную в том числе соблюдением при годовых объёмах выбросов уровней ПДВ [121]. Для сравнения показатель смертности в Свердловской области от новообразований — 2256 случаев на 1 млн чел, что в единицах риска составляет $2,26 \cdot 10^{-3}$ [117]. Дополнительный техногенный риск более чем в 10 тыс. раз ниже фонового уровня.

Вклад изотопов урана в структуру пренебрежимо малого канцерогенного риска не превышает 10%. В сопоставлении с суммарной техногенной нагрузкой радиационные риски ниже токсических в $6,3 \cdot 10^3$ раз. Подобная оценка свидетельствует о ничтожно малом вкладе современного экологического воздействия деятельности АО «УЭХК» на негативные для здоровья последствия среди населения Новоуральского ГО и ГО Верх-Нейвинский (рисунок 4.7).

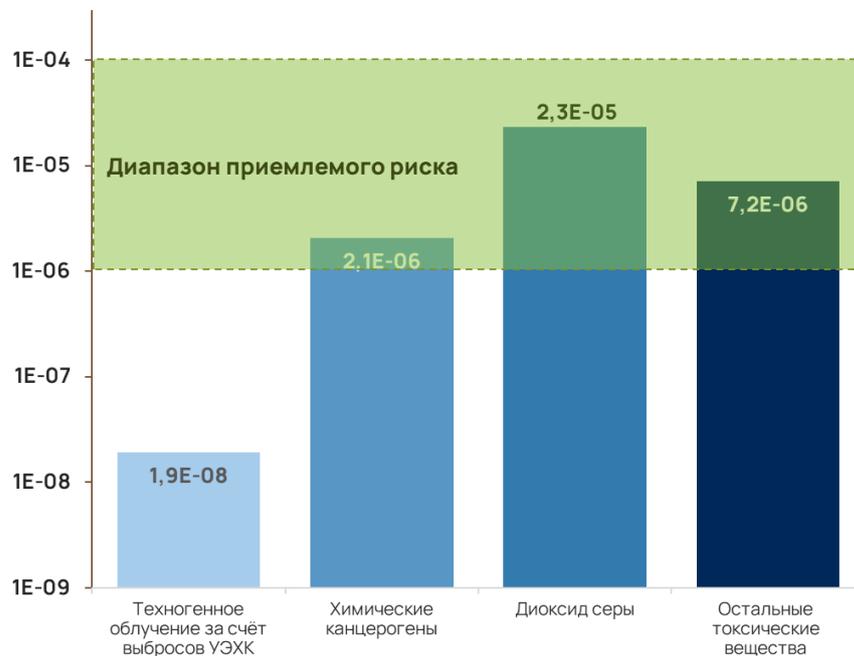


Рисунок 4.7 — Сравнение рисков воздействия техногенных факторов различной природы (от выбросов стационарных источников) на здоровье жителей Новоуральского ГО и ГО Верх-Нейвинский

Сравнительный анализ индивидуальных пожизненных рисков для населения Новоуральского ГО и ГО Верх-Нейвинский от выбросов АО «УЭХК» в сравнении с источниками техногенного загрязнения окружающей среды показали:

а) Оценка пожизненных рисков для населения селитебной зоны Новоуральского ГО и ГО Верх-Нейвинский не превышает принятый в РФ уровень приемлемого риска.

б) Газоаэрозольные выбросы радиоактивных и химических веществ АО «УЭХК» создают для населения селитебной зоны пренебрежимо малые дополнительные индивидуальные пожизненные риски: приблизительно на два порядка ниже уровня социально приемлемого риска ($1 \cdot 10^{-5}$).

в) Среди вредных веществ, дающих значимый вклад в формирование современных рисков для здоровья населения, ведущее место занимает диоксид серы. Уровень возможного риска превышает допустимые для населения РФ значения. Остальные химические загрязнители, в том числе обладающие канцерогенными свойствами, создают риски ниже $1 \cdot 10^{-5}$.

г) Радиационный риск от ингаляционного воздействия изотопов урана в общей структуре рисков не превышает 0,06%. Столь крайне низкие уровни воздействия свидетельствуют о высокой степени радиационной безопасности и экологической приемлемости ОИАЭ.

4.1.4 Площадка ПАО «МСЗ»

Согласно результатам анализа радиационной обстановки, в районе расположения ПАО «МСЗ» существующее техногенное облучение населения обусловлено радиационным фоном, сформированным за счёт глобальных выпадений и последствий аварии на Чернобыльской АЭС, и деятельностью ПАО «МСЗ», сопровождаемой выбросами радиоактивных веществ. В состав выбросов входят несколько изотопов урана, среди которых большая часть активности приходится на ^{234}U (78 %) и ^{238}U (12%), для которых критическими путями облучения человека являются:

- поступление в организм с продуктами питания и питьевой водой;
- ингаляционное воздействие.

Большая часть населения Электростали проживает в условиях городской застройки, и для них пищевая корзина практически не содержит продуктов, произведённых на изучаемой территории. В связи с чем, не представляется необходимым проведение дополнительных оценок содержания радионуклидов в продуктах питания, помимо имеющихся результатов контроля ^{137}Cs и ^{90}Sr . В питьевой воде проводится мониторинг в Электростали $\Sigma\alpha$ - и $\Sigma\beta$ -активности, в Московской области в целом – содержания трития. С учётом среднего рациона взрослого

человека в Электростали доза внутреннего облучения за счёт потребления продуктов питания и питьевой воды составляет 6,5 мкЗв/год.

Среднее значение дозы облучения для ингаляционного пути воздействия при полученных с помощью моделирования рассеивания выбросов ПАО «МСЗ» уровнях объёмной активности урана в воздухе селитебной зоны составляет для населения 0,47 мкЗв/год. Распределение уровней радиационного риска за счёт воздействия от современных выбросов ПАО «МСЗ» на изучаемой территории представлено на рисунке 4.8. Среднее значение риска от данного фактора в Электростали составляет $1,4 \cdot 10^{-8}$. Такой уровень более чем в 200 раз ниже нижней границы приемлемого риска согласно рекомендациям ВОЗ (10^{-6}), а также почти на 3 порядка ниже установленного в НРБ-99/2009 допустимого уровня риска ($5 \cdot 10^{-5}$) и может быть классифицирован как пренебрежимо малый [8, 93]. Столь низкие показатели риска свидетельствуют о радиационной безопасности современной деятельности ПАО «МСЗ» для населения Электростали и культуре производства на предприятии.

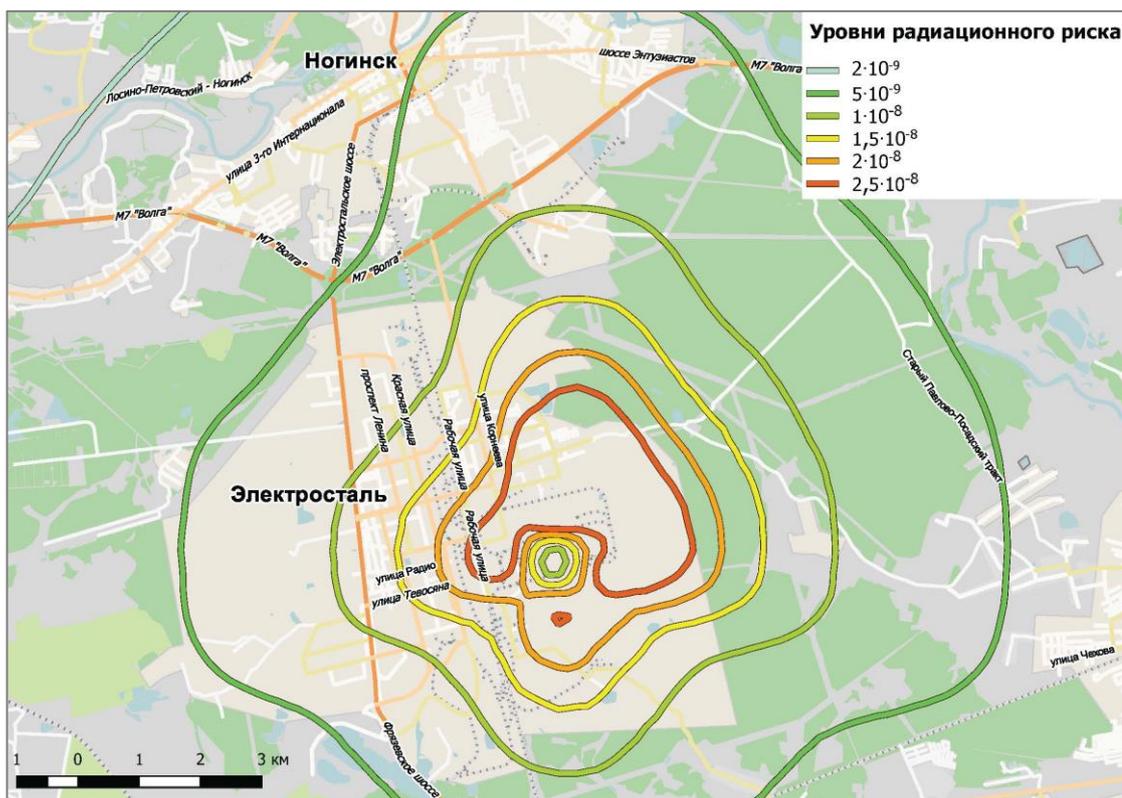


Рисунок 4.8 — Уровни радиационного риска, обусловленного выбросами изотопов урана с источников ПАО «МСЗ»

При оценённой среднегодовой дозе облучения в 6,5 мкЗв/год за счёт перорального поступления радионуклидов глобального происхождения в организм человека значение

радиационного риска составляет $1,9 \cdot 10^{-6}$, что также ниже предела, установленного в НРБ-99/2009, и находится в области приемлемого риска. В то же время риски для данного района за счёт природного ($1,5 \cdot 10^{-4}$) и медицинского ($1,4 \cdot 10^{-5}$) облучения находятся на уровне выше в 10000 и 1000 раз соответственно, чем формируют современные выбросы ПАО «МСЗ».

По результат анализа данных по загрязнению атмосферного воздуха на постах мониторинга Центрального УГМС, среднегодовые значения концентрации в точках контроля лишь для диоксида азота превышают уровни RfC (превышение наблюдается практически ежегодно). Химический риск от воздействия всех, за исключением NO_2 , химических веществ, не обладающих канцерогенными свойствами, согласно концепции порогового воздействия, принимает нулевое значение. Риск от воздействия диоксида азота на уровне среднегодовых концентраций, связанный с увеличением заболеваемости и смертности вследствие поражения верхних и нижних дыхательных путей, может быть оценен величиной — $1 \cdot 10^{-4}$. Величина риска, обусловленного загрязнением воздуха селитебной зоны NO_2 , находится на верхней границе приемлемого для населения риска, а учитывая потенциальный вклад других примесей, можно говорить о необходимости проведения плановых мероприятий по снижению риска от этого действующего вещества.

Оценка неканцерогенного риска для населения Электростали от воздействия $\text{PM}_{2,5}$ на уровне регистрируемых среднесуточных концентраций в приземном слое воздуха составляет $2,1 \cdot 10^{-4}$. Несмотря на формальное соблюдение гигиенических нормативов, загрязнение воздуха селитебной зоны взвешивающими веществами, как и в случае для анализированных ранее площадок, является одним из ведущих факторов в формировании химического риска для здоровья населения.

В силу аддитивности риска можно заключить, что суммарное значение неканцерогенного риска — $3,1 \cdot 10^{-4}$. Риск, находящийся в диапазоне от 10^{-4} до 10^{-3} , является приемлемым для профессиональных групп, но неприемлем для населения и требует разработки и реализации плановых оздоровительных мероприятий.

Для оценки вклада деятельности ПАО «МСЗ» в формирование рисков от химических веществ проведено моделирование рассеивания (как и для радиоактивных выбросов) среднегодовых современных выбросов ВХВ предприятия. Средние значения расчётного поля концентраций для всех веществ на анализируемой территории, как минимум, на порядок ниже референтный уровней. Единичные локальные максимумы, которые расположены в СЗЗ ПАО «МСЗ» и прилегающих к ней других нежилых зонах города, также ниже показателей RfC и, как следствие, ПДК_{с.с.} (таблица 4.6).

Таблица 4.6 — Некоторые статистические параметры уровней загрязнения атмосферы, полученных моделированием распространения выбросов ПАО «МСЗ» отдельных веществ

Наименование примеси	Статистические параметры, мкг/м ³			RfC, мкг/м ³
	макс	сред	медиана	
Оксид углерода (CO)	11,48	3,61	2,99	300
Диоксид азота (NO ₂)	3,83	1,20	1,00	40
Диоксид серы (SO ₂)	0,56	0,18	0,15	20
Взвешенные вещества PM _{2,5}	5,01	1,79	1,51	10
Формальдегид	0,99	0,31	0,26	3
Бенз(а)пирен (C ₂₀ H ₁₂)	1,5E-06	4,8E-07	3,9E-07	1,0E-03
Хром (Cr)	0,03	0,009	0,007	0,1
Свинец (Pb)	5,5E-05	1,7E-05	1,4E-05	0,5
Кадмий (Cd)	1,7E-05	5,4E-06	4,5E-06	0,002
Тетрахлорметан (CCl ₄)	6,8E-05	2,1E-05	1,8E-05	40

В силу того, что во всех узлах расчётной сетки концентрации ниже RfC, неканцерогенные риски принимают нулевые значения. Говоря о роли ПАО «МСЗ» в формировании неканцерогенных рисков корректно говорить лишь о вкладе выбросов в наблюдаемое на постах мониторинга загрязнение азот диоксидом (менее 2%) и взвешенными веществами (менее 13 %).

Суммарный риск от всех веществ, обладающих канцерогенными свойствами, не превышает $8,8 \cdot 10^{-6}$, который можно характеризовать как приемлемый. Основной вклад в этот показатель вносит воздействие шестивалентного хрома. По результатам анализа мониторинга загрязнения воздуха в г. Электростали отмечена весьма ограниченная номенклатура контролируемых веществ для всей сети: содержащиеся в выбросах ПАО «МСЗ» канцерогенные вещества не контролируются на постах мониторинга Центрального УГМС. В связи с чем риск от фактического содержания канцерогенных ВХВ в воздухе города определяется только наблюдаемым загрязнением бенз(а)пиреном и составляет $2,6 \cdot 10^{-7}$.

Вклад радиационного фактора в общую структуру риска менее 1%. Радиационный риск, значение которого сопоставимо с нижней границей области приемлемого риска, практически полностью обусловлен внутренним облучением за счёт поступления в организм радионуклидов, содержащихся в продуктах питания и питьевой воде. Современные радиоактивные выбросы ПАО «МСЗ» составляют 0,7% от радиационного риска, обусловленного глобальными выпадениями, для населения Электростали, и менее 1/10000 техногенного риска в целом

(рисунок 4.9). Радиационный риск более чем в 150 раз ниже химического. Полученная оценка свидетельствует о крайне незначительном вкладе современной деятельности ПАО «МСЗ» в формирование структуры техногенного риска для населения Электростали и экологической приемлемости данного ОИАЭ.

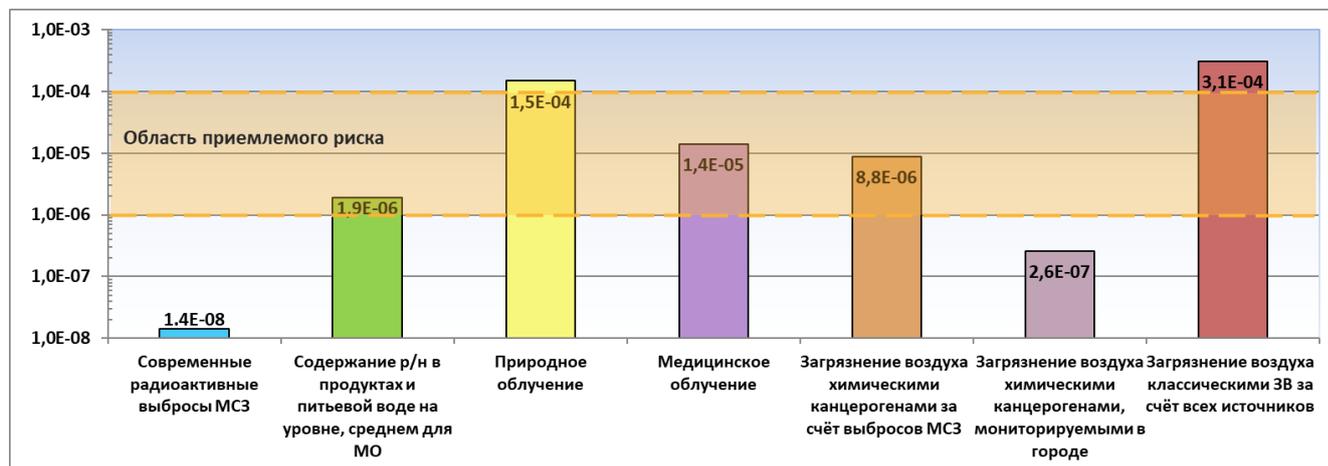


Рисунок 4.9 — Сравнение рисков воздействия факторов различной природы на здоровье жителей г. Электростали

4.1.5 Площадка Ленинградской АЭС, Северо-Западного ТО ФГУП «РАДОН», ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова»

Распределение уровней риска по территории селитебной зоны за счёт выбросов радиоактивных веществ трёх ОИАЭ представлено на рисунке 4.10. В среднем для населения селитебной зоны города техногенный радиационный риск находится на уровне $1,3 \cdot 10^{-8}$, что на 2 порядка величины ниже границы приемлемого риска — $1,0 \cdot 10^{-6}$. Максимальные значения в селитебной зоне не превышает $3,3 \cdot 10^{-8}$, а при рассмотрении гипотетического сценария пребывания человека в расчётной точке с максимальным для всей территории ГО уровнем загрязнения радионуклидами за счёт выбросов предприятий АЭПК — $8,1 \cdot 10^{-8}$ (таблица 4.7). Оба этих значения относятся к категории пренебрежимо малого риска.

Наибольший вклад среди ОИАЭ в формирование радиационного риска вносит ЛАЭС. Современные выбросы ЛАЭС-1 и ЛАЭС-2 определяют до 95 % от суммарного значения риска для населения селитебной зоны среди остальных предприятий. В максимальной расчётной точке, которая расположена на территории промышленной зоны АЭПК, вклад выбросов РАДОН более значителен, чем при рассмотрении жилой среды, и составляет более 30 % (таблица 4.8). Выбросы НИТИ для всей территории ГО формируют не более 0,5 % от суммарного значения радиационного риска [122].

Пространственное распределение значений радиационного риска от современных выбросов ОИАЭ в отдельности представлено на рисунках 4.11–4.13.

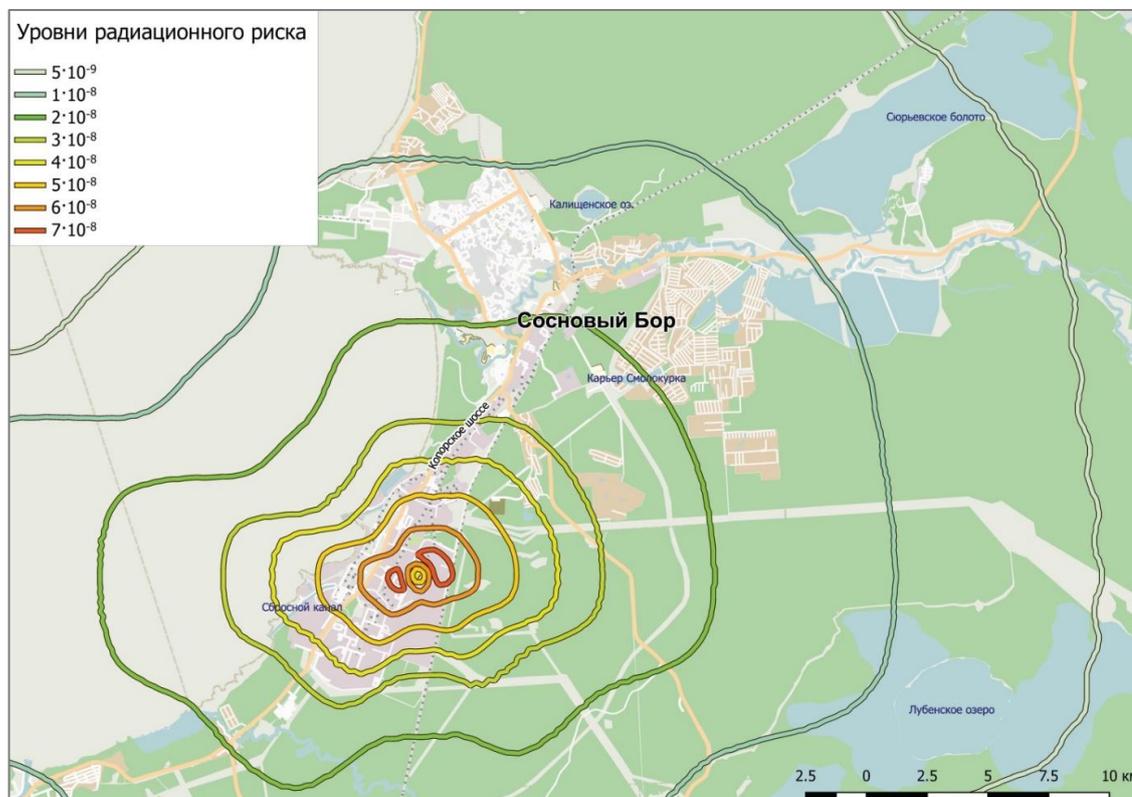


Рисунок 4.10 – Уровни радиационного риска от предприятий атомного кластера г. Сосновый Бор в период 2015–2020 гг.

Таблица 4.7 – Некоторые статистические параметры радиационного риска для населения г. Сосновый Бор от выбросов предприятий АЭПК

Значение	Уровень риска
среднее	$1,3 \cdot 10^{-8}$
медиана	$1,2 \cdot 10^{-8}$
максимум	$3,3 \cdot 10^{-8}$
максимум на всей территории ГО	$8,1 \cdot 10^{-8}$

Таблица 4.8 – Вклад предприятий АЭПК в максимальные уровни радиационного риска

ОИАЭ	Максимум в селитебной зоне		Максимум на всей территории в ГО	
	уровень риска	вклад ОИАЭ	уровень риска	вклад ОИАЭ
ЛАЭС	$3,1 \cdot 10^{-8}$	94,4 %	$5,5 \cdot 10^{-8}$	68,5 %
НИТИ	$1,6 \cdot 10^{-10}$	0,5 %	$3,4 \cdot 10^{-10}$	0,4 %
РАДОН	$1,7 \cdot 10^{-9}$	5,1 %	$2,5 \cdot 10^{-8}$	31,1 %
Сумма	$3,3 \cdot 10^{-8}$	-	$8,1 \cdot 10^{-8}$	-

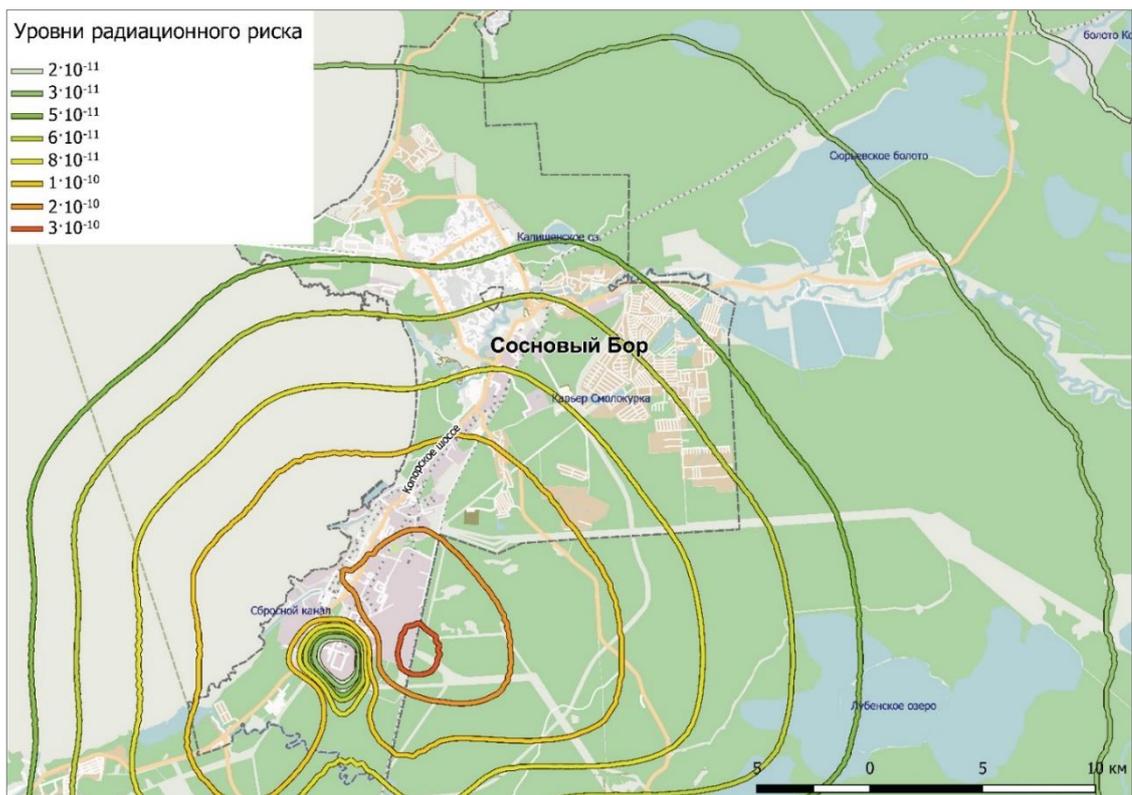


Рисунок 4.11 – Уровни радиационного риска за счёт выбросов НИТИ в период 2015–2020 гг.

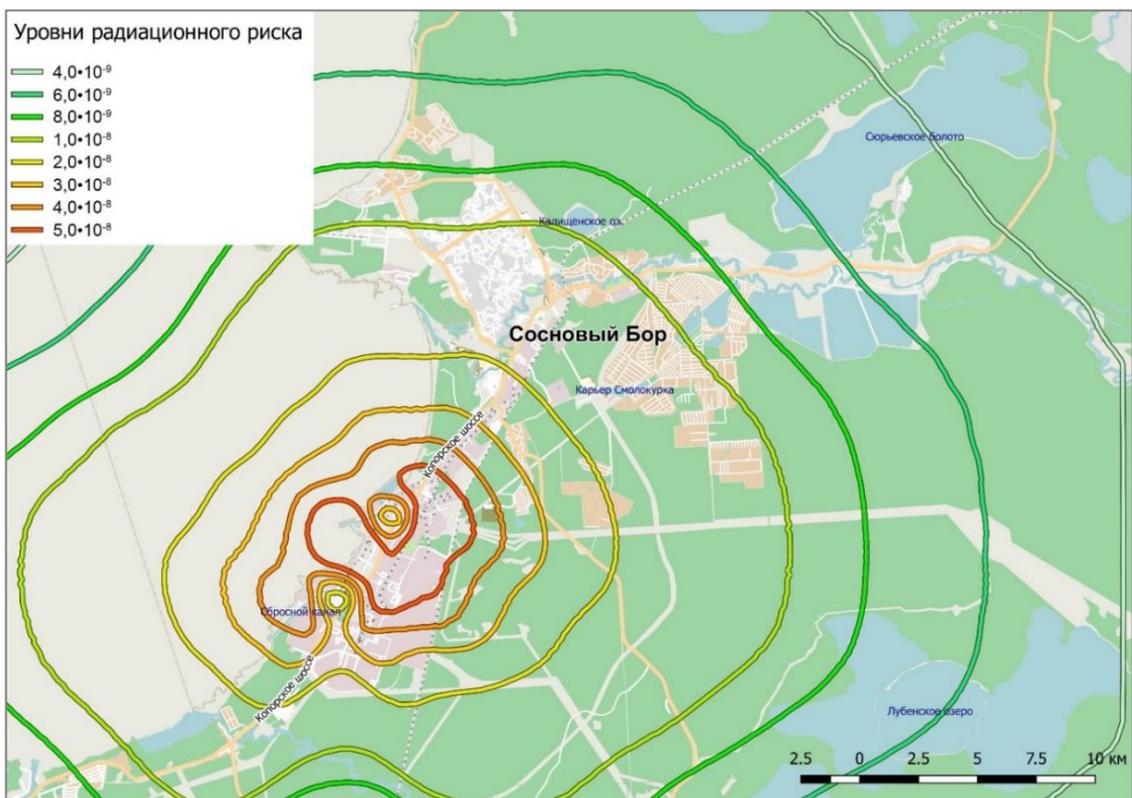


Рисунок 4.12 – Уровни радиационного риска за счёт выбросов ЛАЭС в период 2015–2020 гг.

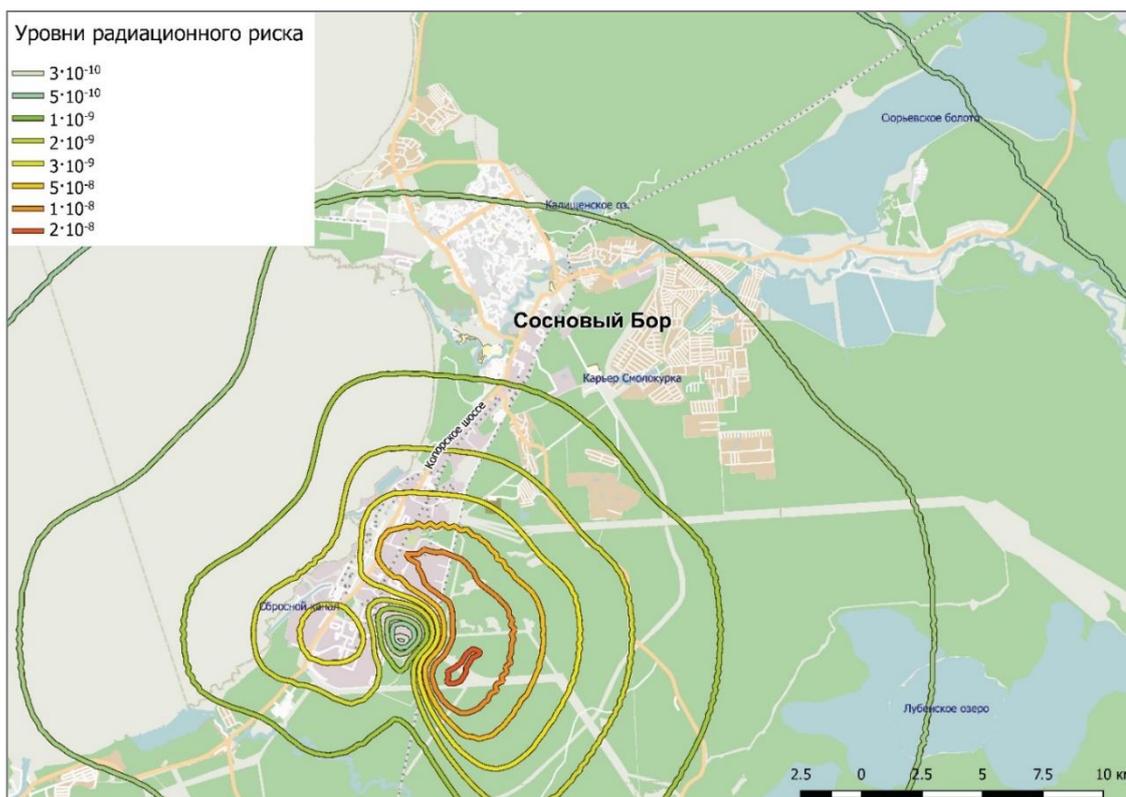


Рисунок 4.13 – Уровни радиационного риска за счёт выбросов ЛО СЗТО ФГУП «РАДОН» в период 2015–2020 гг.

Планируемое облучение от всех источников радиоактивных выбросов со всей площадки АЭПК г. Сосновый Бор более чем на 3 порядка величины ниже естественного радиоактивного фона и таким образом не представляет реальной угрозы для здоровья населения. Максимальная оценка величины риска для здоровья человека от радиоактивного загрязнения окружающей среды в результате выбросов и сбросов объектов атомной отрасли в период 2015-2020 гг. не превышала $1 \cdot 10^{-7}$, что в 10 раз ниже уровня социально приемлемого риска.

В выбросах ЛАЭС присутствует в незначительных количествах токсические вещества, которые потенциально могут вызвать у населения канцерогенные эффекты. Результаты по оценке канцерогенного риска от этих веществ представлены в таблице 4.9. Наибольший вклад среди канцерогенных токсических веществ вносит формальдегид, на его долю приходится 65% от величины суммарного канцерогенного риска (рисунок 4.14). Среднее для территории г. Сосновый Бор значение концентрации формальдегида в воздухе, согласно результатом расчётов по оценке рассеивания выбросов, составляло $6,2 \cdot 10^{-5}$ мкг/м³. Значение референтной концентрации формальдегида в воздухе, составляет 3 мкг/м³, что на 4 порядка величины выше полученного максимального значения концентрации формальдегида на границе СЗЗ ЛАЭС —

$2,8 \cdot 10^{-4}$ мкг/м³. Средний уровень риска для населения при таком незначительном вкладе в загрязнение атмосферного воздуха пренебрежимо мал и составляет $2,8 \cdot 10^{-10}$.

Таблица 4.9 – Результаты оценки канцерогенного риска за счёт загрязнения воздуха селитебной зоны г. Сосновый Бор в результате современных годовых выбросов ЛАЭС

Наименование канцерогенного вещества	Среднее расчетное значение концентрации, мкг/м ³	SF , мг/(кг·сут) ⁻¹	Среднее значение риска
Формальдегид	$6,20 \cdot 10^{-5}$	0,046	$2,76 \cdot 10^{-10}$
Свинец	$5,33 \cdot 10^{-7}$	0,042	$2,16 \cdot 10^{-12}$
Тетрахлорметан	$1,15 \cdot 10^{-5}$	0,053	$5,87 \cdot 10^{-11}$
Бензин	$2,51 \cdot 10^{-5}$	0,035	$8,48 \cdot 10^{-11}$
Сумма	-	-	$4,2 \cdot 10^{-10}$

За рассматриваемый период превышений референтных уровней по содержанию оксида углерода, оксидов азота (в пересчёте на диоксид), диоксида серы и взвешенных веществ (твёрдых частиц) рассчитанными значениями, в том числе максимальными для всей территории, не отмечено.

Вклад ВХВ в структуру канцерогенного риска

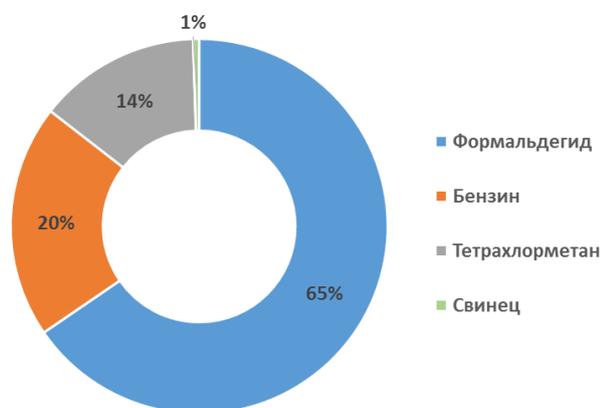


Рисунок 4.14 – Структура формирования канцерогенного риска за счёт облучения выбросов ВХВ Ленинградской АЭС

Вклад в риски от выбрасываемых ЛАЭС взвешенных веществ, для которых существование порога не доказано, был оценен величиной — $2,44 \cdot 10^{-7}$, которая превалирует над рисками от канцерогенных веществ почти на три порядка. В то же время эта величина на три порядка величины ниже существующего фона, обусловленного ВВ.

Распределение уровней риска отдаленных последствий для здоровья населения для всех предприятий атомного кластера представлено на рисунке 4.15. В среднем для населения

селитебной зоны уровень риска за счёт современных выбросов предприятий АЭПК составлял $2,5 \cdot 10^{-7}$.

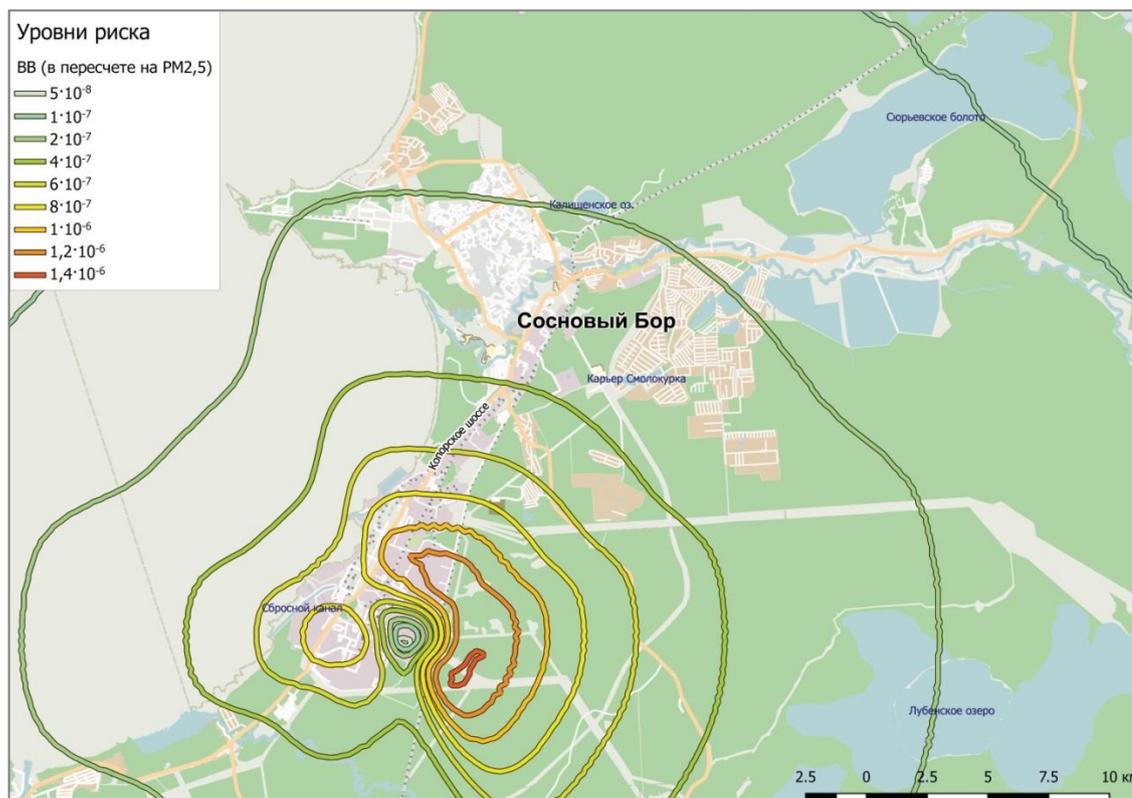


Рисунок 4.15 – Уровни риска от выбросов взвешенных веществ предприятиями атомного кластера г. Сосновый Бор в период 2016–2020 гг.

На основе выполненных оценок техногенных рисков радиационного и химического происхождения проведено ранжирование рисков от различных факторов для здоровья населения, постоянно проживающего в городе Сосновый Бор – районе расположения Ленинградской АЭС, Северо-Западного ТО ФГУП «РАДОН», ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» (таблица 4.10). При оценке вклада вредных примесей в формирование потенциального техногенного риска учитывалось загрязнение окружающей среды, сформированное за счёт газоаэрозольных выбросов источников предприятий АЭПК и существующего радиоактивного загрязнения пищевых продуктов и морской рыбы, выловленной в Копорской губе Финского залива. Как видно из таблицы в ситуации существующего облучения относительные риски примерно в 640 раз выше рисков за счет плановых выбросов радиоактивных и химических веществ предприятиями АЭПК.

Таблица 4.10 – Ранжирование факторов негативного воздействия на здоровье населения г. Сосновый Бор по значениям риска за счёт существующего радиационного фона и современных выбросов АЭПК в период 2015–2020 гг.

Фактор риска	Значение риска	Вклад, %
Ситуация существующего облучения		
Естественный фон	$1,72 \cdot 10^{-4}$	99,3
Техногенный фон	$1,28 \cdot 10^{-6}$	0,7
в том числе:		
внешнее облучение	$2,5 \cdot 10^{-7}$	0,14
радиоактивное загрязнение с/х пищевых продуктов	$8,2 \cdot 10^{-7}$	0,47
радиоактивное загрязнение рыбной продукции	$2,1 \cdot 10^{-7}$	0,12
Сумма	$1,73 \cdot 10^{-4}$	100
Ситуация планируемого облучения и воздействия ВХВ		
Выбросы ВВ ЛАЭС	$2,4 \cdot 10^{-7}$	88,3
Выбросы ВВ НИТИ	$1,1 \cdot 10^{-8}$	4,0
Радиоактивные выбросы ЛАЭС	$1,0 \cdot 10^{-8}$	3,7
Радиоактивные выбросы РАДОН	$7,2 \cdot 10^{-9}$	2,6
Выбросы ВВ РАДОН	$2,9 \cdot 10^{-9}$	1,1
Химические канцерогены ЛАЭС	$4,2 \cdot 10^{-10}$	0,2
Химические канцерогены НИТИ	$2,0 \cdot 10^{-10}$	0,1
Радиоактивные выбросы НИТИ	$6,7 \cdot 10^{-11}$	0,02
Сумма	$2,8 \cdot 10^{-7}$	100

Основной вклад в техногенный риск вносит потребление критической группой населения местных сельскохозяйственных продуктов и рыбной продукции, загрязненных в предшествующие рассматриваемому периоду годы. В сумме два этих фактора определяют 66 % от общего уровня техногенного риска и менее 1 % риска от всего существующего облучения. Внешнее облучение за счёт сложившегося техногенного фона вносит вклад на уровне 16 % от суммарного техногенного риска. Значение радиационного риска от техногенного фактора при этом незначительно превышает нижнюю границу приемлемого риска — $1 \cdot 10^{-6}$. Такой уровень риска относится к диапазону допустимого риска и не требует принятия дополнительных мер по его снижению, и оцениваемый как независимый, незначительный по отношению к рискам, существующим в повседневной деятельности и жизни населения.

В целом, следует отметить столь низкий вклад планируемого облучения вследствие выбросов всех предприятий АЭПК города в общую структуру суммарной дозы облучения и, как следствие, радиационного риска – 0,014 %. Риск за счёт сложившегося техногенного радиационного фона, при этом, выше в 50 раз; за счёт медицинского облучения – в 2600 раз; а за счёт естественного радиационного фона – в 68 000 раз (рисунок 4.16).

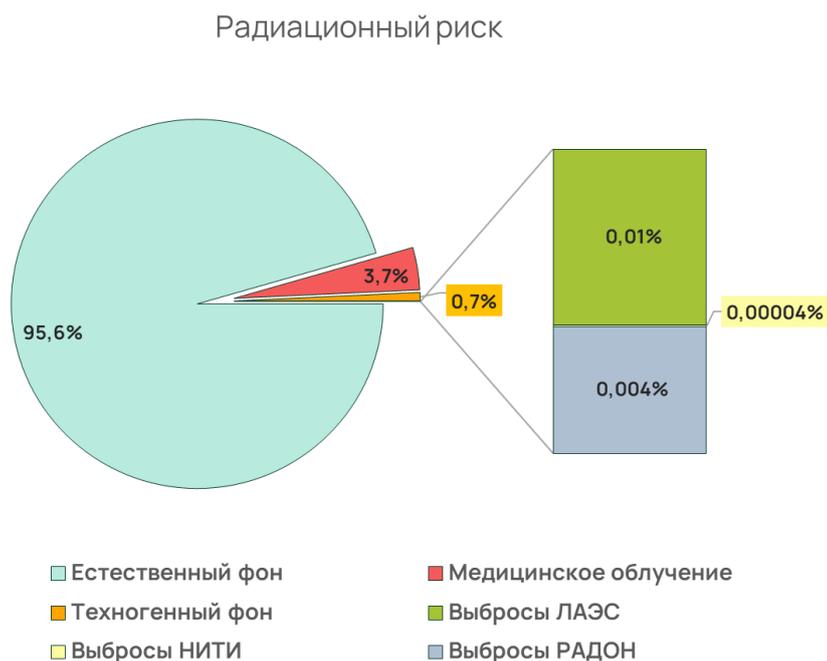


Рисунок 4.16 – Структура радиационного риска в г. Сосновый Бор

Выбросы предприятий АЭПК радионуклидов и химических веществ, обладающих токсическими и канцерогенными свойствами, в период 2015–2020 гг. формировали техногенные риски для населения г. Сосновый Бор в диапазоне пренебрежимо малых рисков как в отдельности, так и по сумме. Суммарное значение риска от выбросов ОИАЭ в среднем за изучаемый период составляло $2,8 \cdot 10^{-7}$.

В общей структуре рассмотренных факторов опасности среди трёх предприятий АЭПК наибольший вклад вносит ЛАЭС, чья современная деятельность формирует около 16 % от суммарного значения техногенного риска (существующего и планового) и более 90 % при рассмотрении рисков исключительно от выбросов всех ОИАЭ г. Сосновый Бор. Сравнение основных факторов опасности, изученных в рамках настоящей работы, представлено на рисунке 4.17.

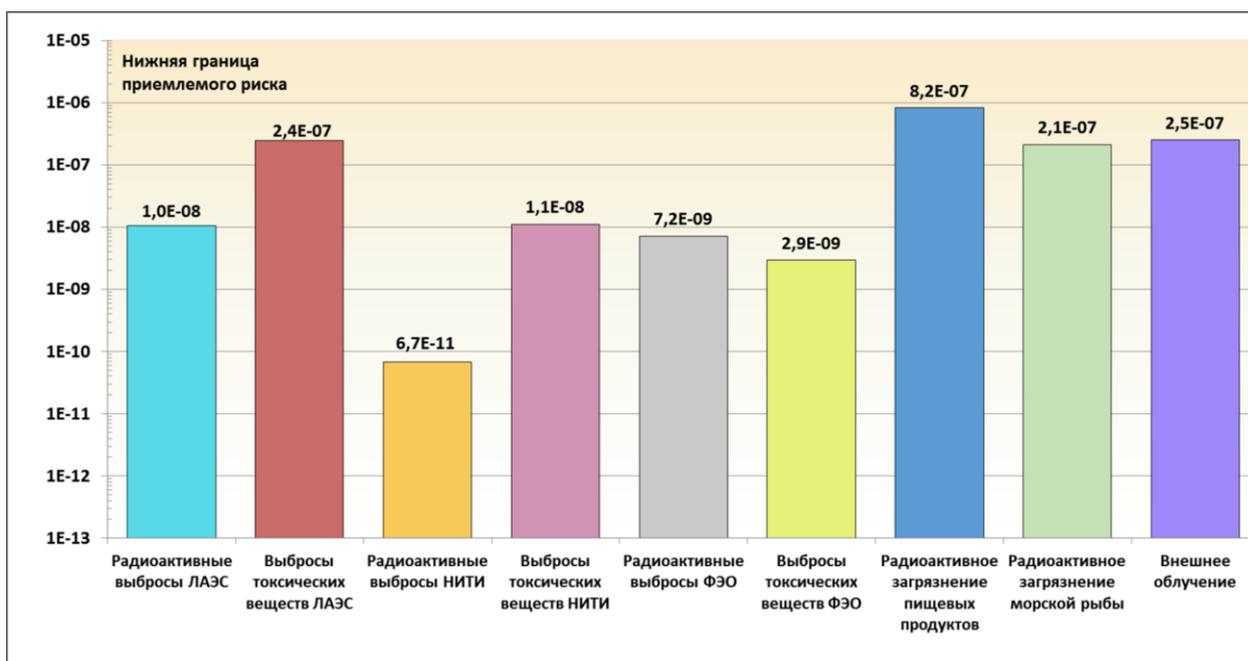


Рисунок 4.17 – Сравнение рисков воздействия техногенных факторов различной природы на здоровье населения г. Сосновый Бор

В ходе сбора исходных данных, характеризующих загрязнение атмосферного воздуха ВХВ, получены лишь качественные данные территориального управления ФМБА, указывающие на неперевышение ПДК всеми контролируемые в районе расположения ОИАЭ веществами. В качестве сопоставления полученных в исследовании оценок риска с иными факторами воздействия стоит отметить приведённые в работе [123] значения риска от взвешенных веществ (мелкодисперсной пыли) в воздухе Соснового Бора: $(5,0-8,0) \cdot 10^{-5}$. Данное значение выше на 2–3 порядка величины риска от выбросов каждого из трёх ОИАЭ и приблизительно в 50 раз выше риска от существующего техногенного облучения, что свидетельствует о высокой степени экологической приемлемости всех предприятий АЭПК на рассмотренной территории.

4.1.6 Площадка АО «ГНЦ НИИАР»

Суммарное значение годовой мощности дозы для населения за счёт выбросов ОИАЭ в 2013–2017 гг. по результатам расчётов составляет 0,9 мкЗв/год в среднем по селитебной зоне города. При этом оценка получена консервативно с целью определения верхней границы значений доз: не принимаются во внимание коэффициент защищённости населения при нахождении в зданиях (который примерно вдвое снизит дозу внешнего облучения), длительность нахождения на открытой местности и рассматривается постоянный режим выбросов РВ, в связи с чем радиоактивное облако имеет непрерывный характер прохождения над населённым пунктом

(эти же допущения приняты для всех шести рассмотренных площадок АЭПК). Структура дозы облучения населения г. Димитровграда представлена на рисунке 4.18. Средняя индивидуальная годовая эффективная доза за счёт деятельности предприятий, использующих источники ионизирующего излучения, согласно данным радиационно-гигиенической паспортизации территории, составляет 0,2 мкЗв/год [124, 125].



Рисунок 4.18 — Структура дозы облучения населения ГО Димитровград за счёт выбросов АО «ГНЦ НИИАР» в 2013–2017 гг.

Значение радиационного риска для населения селитебной зоны города в среднем находится на уровне $2,9 \cdot 10^{-8}$, в целом же для ГО Димитровград – $5,4 \cdot 10^{-8}$ (рисунок 4.19). Границы города находятся в пределах изолинии с уровнем потенциального риска $1 \cdot 10^{-8}$, максимальное значение достигается в точке, расположенной на территории СЗЗ АО «ГНЦ НИИАР», и составляет

$2,7 \cdot 10^{-7}$ (при гипотетическом сценарии постоянного нахождения индивида в данной точке), тем самым определяя возможный диапазон расчётных значений пожизненного радиационного риска для населения Димитровграда.

Расчётные значения потенциального радиационного риска для населения Димитровграда на 2–3 порядка ниже установленных в НРБ-99/2009 нормативных уровней [8]. Кроме того, полученное среднее значение риска в селитебной зоне более, чем в 30 раз ниже границы уровня пренебрежимо малого риска ($1 \cdot 10^{-6}$).



Рисунок 4.19 — Уровни радиационного риска, обусловленного выбросами РВ АО «ГНЦ НИИАР»

Согласно результатам идентификации источников выбросов и отбора параметров канцерогенного риска, наибольшим канцерогенным потенциалом среди выбрасываемых АО «ГНЦ НИИАР» веществ обладает Cr(VI). При этом на долю предприятия приходится не более 7% от валового значения выбросов шестивалентного хрома всеми стационарными источниками города. Расчётные значения загрязнения воздуха примесями Cr(VI), полученные с помощью моделирования рассеивания газоаэрозольных выбросов АО «ГНЦ НИИАР» (таблица 4.11).

Основной путь поступления в организм человека шестивалентного хрома, содержащегося в атмосферном воздухе, ингаляционный. Формируемый канцерогенный риск возникновения ЗНО за счёт экспозиции Cr(VI) и непрерывного вдыхания вредной примеси населением в среднем для селитебной зоны города составляет $1,4 \cdot 10^{-8}$, что почти в 150 раз меньше нижней границы приемлемого риска и может быть классифицировано как пренебрежимо малый риск. Подробнее распределение на территории города канцерогенного риска от воздействия шестивалентного хрома представлено на рисунке 4.20.

Таблица 4.11 — Некоторые статистические параметры уровней загрязнения атмосферы Cr(VI) за счёт выбросов АО «ГНЦ НИИАР», мкг/м³

	Для ГО Димитровград в целом	Для селитебной зоны города
Среднее	1,1E-05	5,9E-06
Медиана	6,9E-06	5,5E-06
Мин.	5,71E-07	2,6E-06
Макс.	6,2E-05	1,4E-05

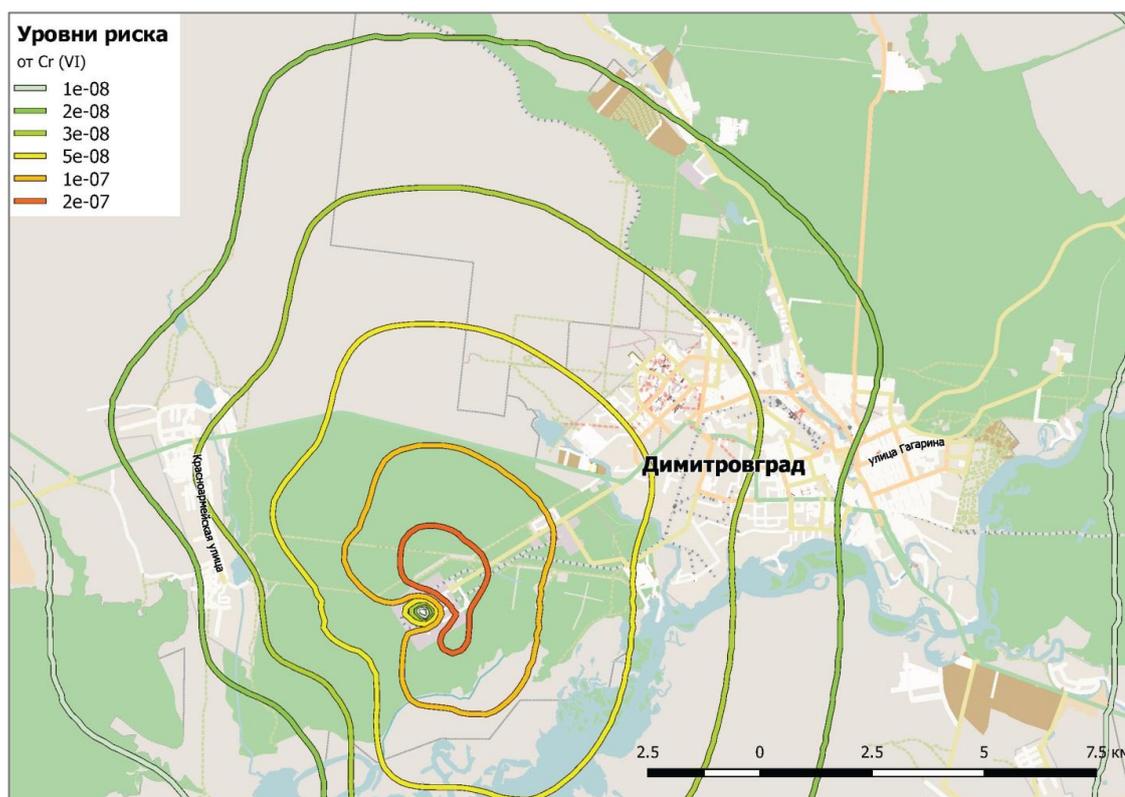


Рисунок 4.20 — Уровни канцерогенного риска в г. Димитровграде за счёт выбросов шестивалентного хрома АО «ГНЦ НИИАР»

Мониторинг содержания Cr(VI) в атмосферном воздухе города не проводится. Среди канцерогенных веществ регулярный контроль загрязнения проводится для примесей бензола, формальдегида и свинца. В отчётной документации АО «ГНЦ НИИАР» и городской ТЭЦ, принадлежащей ООО «НИИАР-Генерация», эти вещества не регистрируются в газоаэрозольных выбросах. Их присутствие в воздухе города с большой вероятностью обусловлено деятельностью предприятий машиностроительной и химической промышленности, а также (для бензола в большей степени) выхлопами автотранспорта. Структура канцерогенного риска за счёт воздействия различных веществ отражена в таблице 4.12 и рисунке 4.21. В период 2013–2017 гг.

в Димитровграде систематически регистрировалось превышение уровней ПДК по содержанию формальдегида, тогда как загрязнение воздуха бензолом оставалось в пределах нормы. Однако именно риск возникновения ЗНО за счёт экспозиции бензола создаёт потенциальный риск, превышающий верхнюю границу (10^{-4}) приемлемого риска для населения, что свидетельствует о некотором расхождении в установлении уровней ПДК и создаваемой потенциальной опасностью экспозиции веществ на этих уровнях.

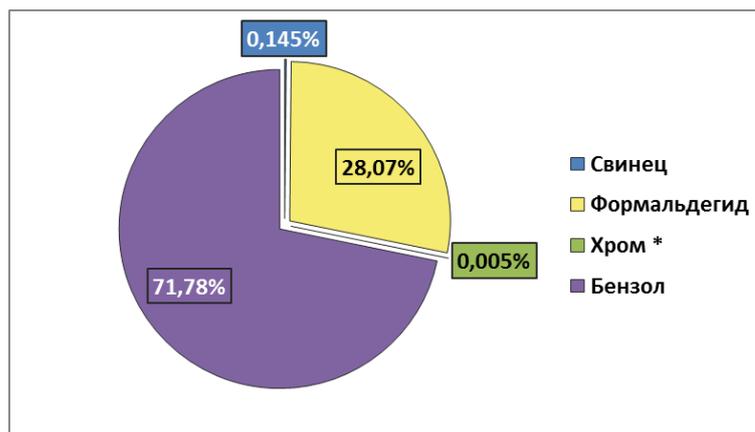


Рисунок 4.21 — Структура канцерогенного риска в г. Димитровграде

Таблица 4.12 — Оценка канцерогенного риска на основе данных мониторинга состояния атмосферного воздуха

Вещество	Концентрация, мг/м ³	Доза, мг/(кг·сут)	SF, (мг/(кг·сут)) ⁻¹	Риск
Бензол	4,51E-02	7,26E-03	2,7E-02	1,96E-04
Свинец	5,85E-05	9,42E-06	4,2E-02	3,96E-07
Формальдегид	1,03E-02	1,67E-03	4,6E-02	7,66E-05

Оценочный уровень риска от воздействия азот диоксида находится в области приемлемого риска (рисунок 4.22). Согласно международным и утверждённым в РФ рекомендациям, риски в диапазоне 10^{-4} – 10^{-6} требуют постоянного контроля и предполагают проведение дополнительных мероприятий по их снижению рекомендательного характера. Показатели токсического риска, обусловленные загрязнением атмосферного воздуха взвешенными веществами и сера диоксидом, относятся к диапазону неприемлемых для

* - учтено лишь загрязнение за счёт выбросов АО «ГНЦ НИИАР»

населения рисков. При достижении таких уровней риска необходимо планирование и проведение плановых оздоровительных мероприятий с учётом определения их приоритетности в области решения проблем по достижению благосостояния населения исследуемой территории.

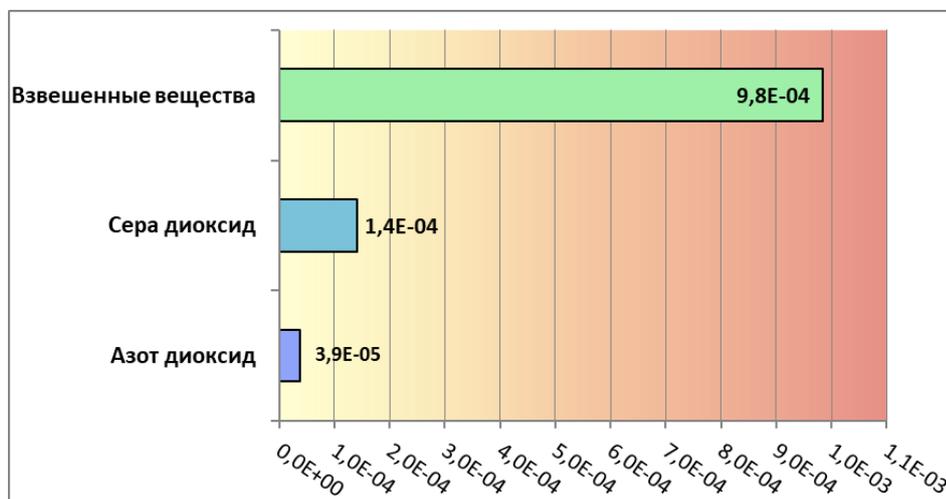


Рисунок 4.22 — Оценка неканцерогенных рисков от «классических» веществ, содержащихся в воздухе г. Дмитровграда

Результаты моделирования распространения годовых выбросов ВВ с помощью разработанном инструментария продемонстрировали, что содержание взвешенных веществ мелкодисперсной фракции за счёт суммарных выбросов АО «ГНЦ НИИАР» и ООО «НИИАР-Генерация» относится к среднему значению по всем постам контроля, расположенным в ГО Дмитровград, как 1 к 20 000 [126]. Это позволяет говорить о практическом отсутствии вклада рассматриваемых предприятий в химические риски от воздействия взвешенных веществ. Содержание оксида углерода и диоксида серы за счёт выбросов АО «ГНЦ НИИАР» в среднем по городу на 5 порядков величины ниже значений, наблюдаемых различными службами мониторинга.

Выводы к главе 4

Выполнены количественная оценка и сравнительный анализ рисков радиационной и химической природы для населения районов расположения 6 промышленных площадок:

- АО «АЭХК»,
- АО «ГНЦ РФ–ФЭИ» и АО «НИФХИ»,
- АО «УЭХК»,
- АО «ГНЦ НИИАР»,
- ПАО «МСЗ»,

– Ленинградской АЭС, Северо-Западного ТО ФГУП «РАДОН» и ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова».

Для всех 6 площадок получены значения радиационного и химических рисков для населения за счёт эксплуатации отдельных ОИАЭ и в совокупности, за счёт выбросов основных значимых источников загрязнения (предприятий промышленного и энергетического сектора), а также за счёт фактического загрязнения воздуха ВХВ и радиоактивного загрязнения компонент окружающей среды, питьевой воды и продуктов питания. Для каждого ОИАЭ определён вклад в общую структуру техногенного риска, выполнено ранжирование факторов негативного воздействия и их источников.

По итогам работы продемонстрировано, что вклад радиационного фактора в структуру токсических и канцерогенных рисков техногенного происхождения пренебрежимо мал и по абсолютному значению на порядки ниже уровней социально приемлемого риска, что демонстрирует высокую конкурентоспособность ядерных технологий в вопросах культуры безопасности и экологическую приемлемость изученных ОИАЭ.

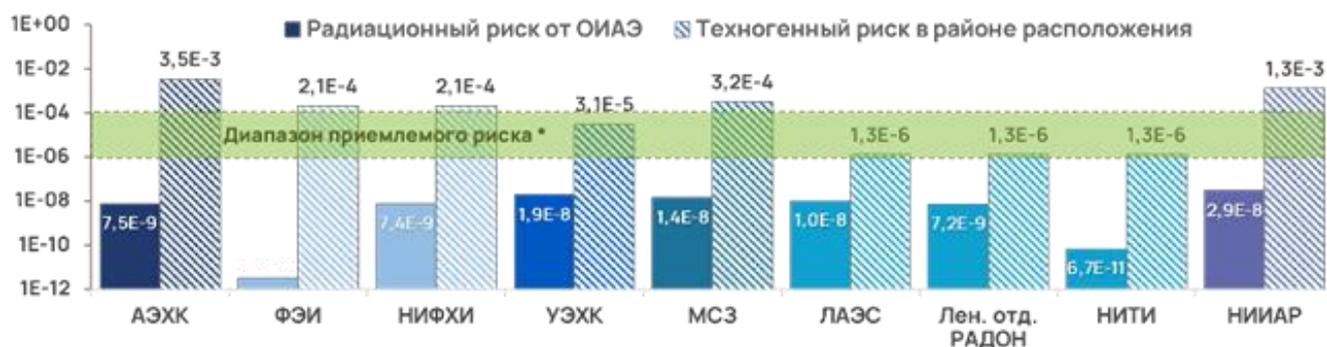


Рисунок 4.23 — Результаты оценки уровней риска для населения за счёт воздействия рассмотренных ОИАЭ и суммарных техногенных рисков

5 Рекомендации по применению комплексного метода обоснования радиационной безопасности и экологической приемлемости ОИАЭ

Выполненные исследования позволяют предложить некоторые перспективные направления применения комплексного метода или его отдельных компонентов.

1. Обоснование размещения новых ОИАЭ в рамках документов, сопровождающих этапы размещения, проектирования и сооружения.

Представляется целесообразным при подготовке материалов ОВОС проводить оценку рисков в дополнении к существующим требованиям к оценке доз облучения для населения в том числе и на этапе ОБИН для обоснования крайне низких издержек при проведении мероприятий по профилактике радиационных рисков.

Также стоит отметить, что при проведении ОВОС ОИАЭ необходимо учитывать основные международные принципы ОВОС с учетом возможного трансграничного воздействия, а также применять методы анализа, рекомендуемые МАГАТЭ в задачах реализации основных принципов (обоснование, оптимизация, дозовые ограничения) радиационной защиты [127]. Согласно основным нормам безопасности МАГАТЭ (Радиационная защита и безопасность источников излучения), *«Радиационные риски, которым в результате этих применений могут подвергаться работники, население и окружающая среда, подлежат оценке и должны в случае необходимости контролироваться»* и *«Риски, связанные с ионизирующими излучениями, должны оцениваться и контролироваться без неоправданного ограничения вклада ядерной энергии в справедливое и устойчивое развитие»* [20].

Согласно требованиям, к разработке ООБ атомных электростанций, на основании информации, содержащейся в ООБ, *«... орган государственного регулирования безопасности при использовании атомной энергии должен иметь возможность оценивать достаточность обоснования безопасности при размещении, строительстве, вводе в эксплуатацию, эксплуатации и вывод из эксплуатации блока АС на конкретной площадке для исключения превышения установленных доз облучения работников и населения и нормативов по выбросам, сбросам и содержанию РВ в окружающей среде при нормальной эксплуатации и при проектных авариях...»* [128,129]. Те же требования действуют и в отношении других ОИАЭ [130,131]. Возможная имплементация в материалы ООБ комплексного метода обоснования РБ и экологической приемлемости посредством сравнительной оценки радиационных и химических рисков позволит уточнить достаточность требуемого обоснования безопасности ОИАЭ за счёт рассмотрения большего спектра факторов негативного воздействия на население. Кроме того,

полученные оценки рисков в случае их пренебрежимо малых уровней позволят в некоторой степени смягчить ужесточённые требования к нормативам радиационной безопасности в соответствии с принципом ALARA.

2. Организация расширенного снятия фона

Наиболее значимые в области экологической безопасности ОИАЭ исследования ограничивались оценкой рисков отдельных атомных и тепловых электростанций, эпидемиологическими показателями здоровья населения и узким спектром контролируемых в городах вредных химических веществ [10, 54]. Применение разработанного метода предполагает рассмотрение всех основных факторов воздействия в районе расположения ОИАЭ и снятия более широкого спектра фоновых показателей состояния окружающей среды (в частности, атмосферного воздуха).

3. Оптимизация сети наблюдения за состоянием окружающей среды в районах расположения ОИАЭ и на городских территориях.

В большинстве рассмотренных районов расположения ОИАЭ сеть мониторинга федеральных служб и экологического контроля предприятий охватывает малую часть территории, включая в себя посты наблюдений лишь в небольшом числе точек города. В ряде случаев посты мониторинга размещены вдали от промышленных площадок и селитебной зоны и, наоборот, на пересечении крупных транспортных путей города, что делает результаты наблюдений в этих точках не репрезентативными для оценки фактической экологической ситуации на территории. Так, например, в районе расположения ПАО «МСЗ» службами Центрального УГМС выполняется мониторинг загрязнения ВХВ воздухе городской среды только в двух точках контроля (рисунок 5.1) Также можно отметить, что номенклатура контролируемых веществ является весьма ограниченной относительно того спектра вредных примесей, присутствующих и регистрируемых в выбросах предприятий, и их степени потенциальной опасности. Например, перечень канцерогенных веществ, контролируемых в районе расположения ПАО «МСЗ» существенно уже, чем для выбросов самого ОИАЭ. Полагая, что вклад выбросов всех источников как раз и должен отражаться в данных мониторинга, можно заключить, что для получения более полной оценки потенциального негативного воздействия на население и окружающую среду требуется регулярный контроль содержания в воздухе ВХВ, выбрасываемых основными источниками и формирующих наибольшие среди остальных уровни риска (таблица 5.1).

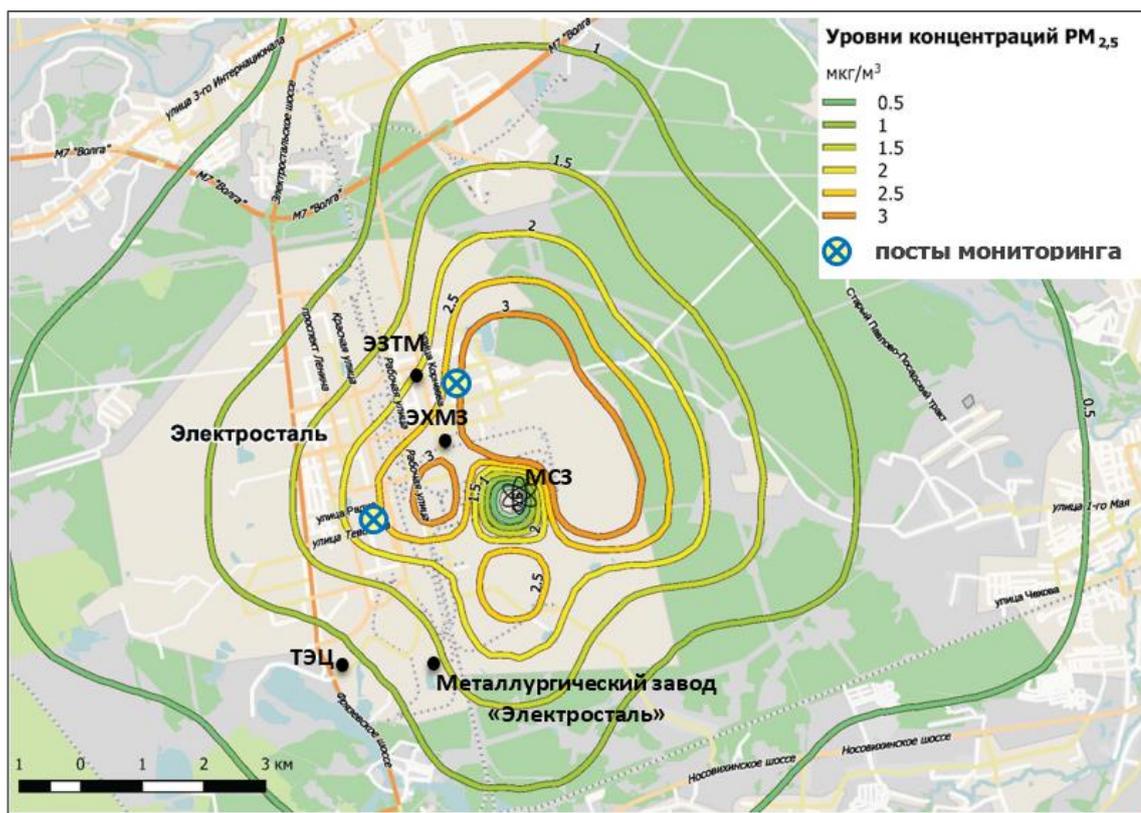


Рисунок 5.1 — Взаимное расположение основных источников выбросов г. Электростали и постов мониторинга УГМС содержания ВХВ в воздухе на карте уровней концентрации ВВ (в пересчёте на $PM_{2.5}$ выбросов ПАО «МСЗ»)

Таблица 5.1 — Ранжирование факторов риска в районе расположения ПАО «МСЗ»

Фактор риска	Техногенный риск	Вклад в суммарный техногенный риск, %
$PM_{2.5}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	65,8
Диоксид азота	$1,0 \cdot 10^{-4}$	30,8
Хром*	$7,5 \cdot 10^{-6}$	2,3
Изотопы урана	$2,0 \cdot 10^{-6}$	0,6
Формальдегид*	$1,1 \cdot 10^{-6}$	0,4
Бенз(а)пирен	$2,7 \cdot 10^{-7}$	$4,5 \cdot 10^{-7}$
Тетрахлорметан*	$9 \cdot 10^{-8}$	0,03
Свинец	$5 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^{-7}$
Кадмий*	$2,7 \cdot 10^{-9}$	$8,3 \cdot 10^{-6}$
Сумма	$3,2 \cdot 10^{-4}$	100

Примечание: * Оценка по указанным канцерогенным веществам проведена для загрязнения ими атмосферного воздуха только за счёт выбросов ПАО «МСЗ»

В этой связи представляется обоснованным проводить оценку экологического воздействия площадок АЭПК и иных источников загрязнения в районах их расположения,

используя как результаты радиационного и экологического контроля существующей сети мониторинга, так и результаты моделирования фактических выбросов наиболее значимых с точки зрения возможного влияния на состояние окружающей среды предприятий. Разработанный метод позволяет получить оценки уровней техногенных рисков для населения всего исследуемого района, определить критические территории и степень вклада выбросов ОИАЭ и иных предприятий.

4. Оптимизация мер по улучшению экологической ситуации

Ранжирование факторов негативного воздействия позволяет определить вещества (радиоактивные и/или вредные химические), формирующие наибольшие среди прочих уровни риска и рекомендовать для них более детальный и регулярный контроль службами мониторинга в городе и непосредственно на самих предприятиях в отношении источников загрязнения.

Для площадок АЭПК, выбросы которых формируют пренебрежимо малые риски и для которых не ожидается изменений в эксплуатации и ввода новых объектов, рекомендуется актуализация оценок риска с редкой периодичностью в целях подтверждения неизменности их экологической приемлемости.

Для проектируемых, строящихся и впервые вводимых в эксплуатацию объектов целесообразно проводить оценки заблаговременно. Разработанный метод позволит количественно оценить существующие уровни рисков для районов расположения за счёт фактического состояния окружающей среды и прогнозируемые радиационные и химические риски в результате эксплуатации новых объектов (например, АО «ОДЦ УГР», новые производства на ПО «Маяк», сооружаемые энергоблоки АЭС).

Разработанный метод предлагает в качестве основной количественной характеристики воздействия использовать оценку риска дополнительной смертности, что позволяет проводить сравнение рисков различной природы. Также, с использованием аддитивности оценок риска, появляется возможность получения оценок многофакторного воздействия в целях оценки экологической ситуации в целом для района расположения, не ограничиваясь лишь радиационным фактором и воздействием отдельного взятого ОИАЭ. Обозначенные преимущества метода делают его универсальным для применения ко всем площадкам АЭПК, охватывая все стадии ЯТЦ и типа назначения ЯУ.

Заключение

Рассмотрение вопросов обоснования радиационной безопасности и экологической приемлемости показало актуальность и практическую значимость развития метода сравнительной оценки риска на здоровья населения в условиях конкретной промышленной площадки, с учетом всей совокупности вредных факторов, связанных с загрязнением воздушной среды от основных воздействующих объектов на близлежащие селитебные зоны с выделением воздействия от одного проектируемого или эксплуатируемого объекта использования атомной энергии.

Решение задач по оценке рисков потребовало разработки алгоритма комплексного метода оценки рисков, основанного на идентификации потенциальных источников воздействия, отбора параметров для оценки риска, выбора параметров негативного воздействия радиоактивных и вредных химических веществ, и оценки экспозиции, расчёта и анализа рисков и ущербов здоровью для населения.

Комплексность и универсальность разработанного метода обосновывается, в том числе, рассмотрением ряда различных площадок АЭПК и условий их функционирования, выбор которых охватывает основные стадии ЯТЦ и типы назначения ЯУ. Для типовых случаев потенциального воздействия на население в ходе эксплуатации ОИАЭ в районах их расположения проведена предварительная идентификация основных техногенных факторов, а также фактического состояния радиационной, экологической и санитарно-эпидемиологической обстановки.

Собранные к настоящему времени и проанализированные данные мониторинга демонстрируют неполноту пространственного охвата в районах расположения, ограниченность номенклатуры контролируемых веществ и низкую регулярность. Эти недостатки снижают качество оценки риска и не обеспечивают в полной мере обоснования экологической. Предложенное и выполненное в работе моделирование распространения и рассеивания в атмосфере выбросов основных значимых источников позволяет частично компенсировать отмеченные недостатки и повысить достоверность обоснования экологической безопасности. Для расчётных целей в ходе исследования разработаны программные средства для оценки пространственного распределения основных параметров радиоактивного и химического загрязнения, расчёта радиационных и химических канцерогенных рисков.

Разработанный комплексный метод и систематизированные необходимые для расчётов данные позволили выполнить количественные оценки и сравнительный анализ рисков

радиационной и химической природы для населения районов расположения 6 выбранных в качестве типовых промышленных площадок:

- АО «АЭХК» (г. Ангарск);
- АО «ГНЦ РФ – ФЭИ», АО «НИФХИ» (г. Обнинск);
- Ленинградская АЭС, Северо-Западный ТО ФГУП «РАДОН», ФГУП «НИТИ им. А. П. Александрова» (г. Сосновый Бор);
- АО «УЭХК» (г. Новоуральск);
- ПАО «МСЗ» (г. Электросталь);
- АО «ГНЦ НИИАР» (г. Димитровград).

Разработанный метод и выполненные оценки дают расчётное обоснование:

- пренебрежимо малого вклада радиационного фактора в структуру токсических и канцерогенных рисков техногенного происхождения;
- высокой конкурентоспособности ядерных технологий в вопросах культуры безопасности и экологической приемлемости рассмотренных ОИАЭ;
- возможной реализации компенсирующих мер при размещении новых объектов ядерной техники.

Список сокращений

АНО «НИИПЭ»	—	Автономная некоммерческая организация "Научно-исследовательский институт проблем экологии"
АО	—	акционерное общество
АО «АНХК»	—	Акционерное общество «Ангарская нефтехимическая компания» -
АО «АЭХК»	—	Акционерное общество «Ангарский электролизный химический комбинат»
АО «ГНЦ НИИАР»	—	Акционерное общество «Государственный научный центр – Научно-исследовательский институт атомных реакторов»
АО «ГНЦ РФ – ФЭИ»	—	Акционерное общество «Государственный научный центр Российской Федерации – Физико-энергетический институт имени А. И. Лейпунского»
АО «НИИП»	—	Акционерное общество "Научно-исследовательский институт приборов"
АО НИФХИ им. Карпова	—	Акционерное общество "Ордена трудового красного знамени научно-исследовательский физико-химический институт имени Л.Я. Карпова"
АО «ИРМ»	—	Акционерное общество «Институт реакторных материалов»
АО «ОДЦ УГР»	—	Акционерное общество «Опытно-демонстрационный центр вывода из эксплуатации уран-графитовых ядерных реакторов»
АО «УЭХК»	—	Акционерное общество «Уральский электрохимический комбинат»
АЭПК	—	Атомный энергопромышленный комплекс
АЭС	—	атомная электрическая станция
БН	—	реактор на быстрых нейтронах
ВВ	—	взвешенные вещества
ВВЭР	—	водо-водяной энергетический реактор
ВОЗ	—	Всемирная организация здравоохранения

ВХВ	—	вредные химические вещества
ВЭ	—	вывод из эксплуатации
ГО	—	Городской округ
ДООА	—	Допустимая объёмная активность
ЗН	—	Зона наблюдения
ЗНО	—	Злокачественные новообразования
ИБРАЭ РАН	—	Институт проблем безопасного развития атомной энергетики Российской академии наук
ИЗА	—	Индекс загрязнения атмосферы
ИЗВ	—	Индекс загрязнённости воды
ИЗП	—	Индекс загрязнённости почвы
ИРГ	—	инертные радиоактивные газы
ЛАЭС	—	Ленинградская атомная электростанция
МАГАТЭ	—	Международное агентство по атомной энергии
МАИР	—	Международное агентство по изучению рака
МКРЗ	—	Международная комиссия по радиационной защите
МОТ	—	Международная организация труда
НВАЭС	—	Нововоронежская атомная электростанция
НИИ ЭЧ и ГОС им. А.Н. Сысина	—	Научно-исследовательский институт экологии человека и гигиены окружающей среды им. А. Н. Сысина
НКДАР ООН	—	Научный комитет Организации Объединённых Наций по действию атомной радиации
НРБ-99/2009	—	Нормы радиационной безопасности
ОБУВ	—	Ориентировочно безопасный уровень воздействия
ОВОС	—	оценка воздействия на окружающую среду
ОДК	—	Ориентировочно допустимая концентрация
ОИАЭ	—	объект использования атомной энергии
ООБ	—	отчёт по обоснованию безопасности
ОСПОРБ-99/2010	—	Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности
ОЯТ	—	отработавшее ядерное топливо
ПАО	—	публичное акционерное общество

ПАО «МСЗ»	—	Публичное акционерное общество «Машиностроительный завод»
ПАО «НЗХК»	—	Публичное акционерное общество «Новосибирский завод химконцентратов»
ПДВ	—	предельно допустимый выброс
ПДД	—	предельно допустимые дозы
ПДК	—	предельно допустимые концентрации
ПДУ	—	предельно допустимые уровни
ПО «Маяк»	—	Производственное объединение «Маяк»
ППГХО	—	Приаргунское производственное горно-химическое объединение
РАО	—	радиоактивные отходы
РБ	—	радиационная безопасность
РБМК	—	реактор большой мощности канальный
РФ	—	Российская Федерация
РФЯЦ-ВНИИЭФ	—	Российский федеральный ядерный центр – Всероссийский научно-исследовательский институт экспериментальной физики
РФЯЦ-ВНИИТФ	—	Российский Федеральный Ядерный Центр – Всероссийский научно-исследовательский институт технической физики имени академика Е.И. Забабахина»
СЗЗ	—	санитарно-защитная зона
СЗФО	—	Северо-Западный федеральный округ
США	—	Соединенные Штаты Америки
ТКВ	—	Теченский каскад водоёмов
ТЭЦ	—	теплоэлектроцентраль
УГМС	—	Управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды
ФГБУ	—	Федеральное государственное бюджетное учреждение
ФГУП	—	Федеральное государственное унитарное предприятие

ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова»	—	Федеральное государственное унитарное предприятие «Научно-исследовательский технологический институт имени А. П. Александрова»
ФЭО	—	Федеральный экологический оператор
ФГУП «ГХК»	—	Федеральное государственное унитарное предприятие «Горно-химический комбинат»
ЯМ	—	ядерные материалы
ЯОК	—	Ядерный оружейный комплекс
ЯРОО	—	ядерно и радиационно опасный объект
ЯТЦ	—	ядерный топливный цикл
ЯЭУ	—	Ядерная энергетическая установка

Список использованных источников

1. International Recommendations For X-Ray and Radium Protection. Revised by the international x-ray and radium protection commission at the fourth international congress of radiology, Zizrich, July 1934.
2. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры [Текст] / Р. М. Алексахин [и др.]. – М.: ИздАТ, 2001. – 752 с.
3. Бабаев Н. С., Демин В. Ф., Ильин Л. А., Книжников В. А., Кузьмин И. И., Легасов В. А., Сивинцев Ю. В. Ядерная Энергетика, Человек и Окружающая среда. Под редакцией А. П. Александрова М.: ЭнергоИздат, 1981; 2-е издание этой книги вышло в 1984. 312 с.
4. Книжников В. А., Павловский О. А. Сравнительная оценка ущерба для здоровья персонала и населения при производстве электроэнергии на АЭС и ТЭС. “Nuclear Power Experience”, vol. 4 IAEA, Vienna. – 1983. – pp. 573–579.
5. Временные требования к структуре и содержанию ТЭО, проекта строительства атомной станции: оценки воздействия АС на окружающую среду. М, 1990, Утверждено: Зам. Министра атомной энергетики и промышленности СССР Е. А. Решетниковым 4.09.1990, Согласовано: Главгосэкспертиза Госкомприроды СССР Е. В. Минаевым.
6. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Supplement № 17 (A/3838). New York. – 1958. – 47 p.
7. Федеральный закон от 9 января 1996 г. № 3-ФЗ «О радиационной безопасности населения».
8. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора России, 2009. – 100 с.
9. 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.
10. Крышев И. И., Рязанцев Е. П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России – М.: ИздАТ, 2000, 384 с.
11. Sources, effects and risks of ionizing radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. UNSCEAR. 2016. – 516 p.

12. ICRP (1977). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26, Ann. ICRP 1 (3). 1977.
13. ICRP (1977). Publication 27. Problems Involved in Developing an Index of Harm. Pergamon Press, 1977.
14. ICRP (1985). Publication 45. Quantitative Bases for Developing a Unified Index of Harm. Pergamon Press, 1985, Ann. ICRP 15 (3).
15. ILOSTAT — the world's leading source of labour statistics. Электронный ресурс: <https://www.ilo.org/ilostat/faces/oracle/webcenter/portalapp/pagehierarchy/Page27>.
16. Рамзаев П.В. Риск реальный и мнимый. 1989. – 256 с.
17. Голиков В.Я., Кобаев В.В., Колышкин А.Е. Медицинские последствия ядерных аварий на АЭС // Обзоры по важнейшим проблемам медицины: Обзор, информ. / ВНИИМИ. – М., 1988. – № 3. – 67 с.
18. ICRP (1991) Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Ann. ICRP 21 (1-3). 1991.
19. ICRP (2007). Publication 103. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection // Annals of the ICRP, Elsevier, 2007. – Vol. 37. – № 2 - 4. – P.313.
20. 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.
21. 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.
22. Адамов Е. О., Ганев И. Х. Экологически безупречная ядерная энергетика. – НИКИЭТ им. Н. А. Доллежала, 2007.
23. Атомная энергетика нового поколения: радиологическая состоятельность и экологические преимущества [Текст] / В. К. Иванов, С. Ю. Чекин, А. Н. Меняйло [и др.]; под общей редакцией: В. К. Иванова, Е. О. Адамова. - Москва: Перо, 2019. - 379 с.

24. Иванов В. К. и др. Уровни радиологической защиты населения при реализации принципа радиационной эквивалентности: риск-ориентированный подход //Радиация и риск. – 2018. – Т. 27. – №. 3. – С. 9.
25. Токсикологические профили [Электронный ресурс] // Официальный сайт Агентства по регистрации токсичных веществ и заболеваний [сайт]. [2024]. URL: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiledocs/index.html> (дата доступа: 15.07.2024).
26. Walter Rüegg. Ionizing Radiation: Risk Perception – Risk Communication. Презентация на конференции CONRAD, Munich, 14.5.2013.
27. 2nd edition of the Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment of Chemical Substances following European Regulations and Directives European Chemicals Bureau (ECB) JRC-Ispra (VA), Italy, April 2003.
28. A Guide to the Project Management Body of Knowledge (PMBoK Guide), Project Management Institute, Fifth Edition, 2013.
29. Next Generation Risk Assessment: Incorporation of Recent Advances in Molecular, Computational and Systems Biology (External Review Draft). – 2014. – 196 p.
30. Nielsen E., Ostergaard G., Larsen J. Ch. Toxicological Risk Assessment of Chemicals: A Practical Guide, Informa. – 2008. – 478 p.
31. WHO Chemical Risk Assessment Network, WHO: Public Health and Environment. Corporate publications. – 2013.
32. WHO Human Health Risk Assessment Toolkit: Chemical Hazards. – Geneve: World Health Organization, 2013.
33. Кацнельсон Б.А., Привалова Л. И., Кузьмин С. В., Чибураев В. И., Никонов Б. И., Гурвич В. Б. Оценка риска как инструмент социально-гигиенического мониторинга. Екатеринбург, 2001 — 203 с.
34. Онищенко Г. Г., Новиков С. М., Рахманин Ю. А., Авалиани С. Л., Буштуева К. А. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. / Под ред. Рахманина Ю. А., Онищенко Г. Г. – М.: НИИ ЭЧ и ГОС, 2002. – 408 с.

35. Методические рекомендации "Критерии оценки риска для здоровья населения приоритетных химических веществ, загрязняющих окружающую среду" (МосМР 2.1.9.004-03) (текст документа по состоянию на июль 2011 года).
36. Чубирко М. И., Пичужкина Н. М. О вкладе факторов среды обитания в риск здоровью населения // Экологически обусловленные ущербы здоровью: методология, значение и перспективы оценки: материалы Пленума Научного совета по экологии человека и гигиене окружающей среды / под ред. академика РАМН Ю. А. Рахманина. – Москва: Типография МГУ, 2005. – С.172–174.
37. Чубирко М. И., Пичужкина Н. М., Масайлова Л. А. Характеристика риска для здоровья населения, обусловленного химическим загрязнением воздушной среды // Здоровье населения и среда обитания. 2006. - № 2. – С.5–8.
38. Зайцева Н. В., Шур П. З., Май И. В., Сбоев А. С., Волк-Леонович О. П., Нурисламова Т. В. Комплексные вопросы управления риском здоровью в решении задач обеспечения санитарно-эпидемиологического благополучия на муниципальном уровне // Гигиена и санитария. – 2007. – № 5. – С. 16-18.
39. Линге И. И., Новиков С. М., Шашина Т. А., Мешков Н. А., Хандогина Е. К., Воробьева Л. М., Андреев Г. С., Малышкин А. И., Маслюк А. И. Анализ рисков для здоровья населения от воздействия экологических факторов различной природы в районе расположения Сибирского химического комбината // Гигиена и санитария. 2007. - № 5. – С.49-51.
40. Флетчер Р., Флетчер С., Вагнер Э. Клиническая эпидемиология. Основы доказательной медицины: пер. с англ. – 3-е изд. – М.: Медиа сфера, 2004. – 352 с.
41. Современные проблемы оценки риска воздействия факторов окружающей среды на здоровье населения и пути ее совершенствования / Ю. А. Рахманин, С. М. Новиков, С. Л. Авалиани и др. // Анализ риска здоровью. – 2015. – №2. – С. 4–11
42. Филатов Н. Н., Глиненко В. М., Фокин С. Г., Ефимов М. В., Муратов В. В., Балакирева А. С. Влияние химического загрязнения атмосферного воздуха Москвы на здоровье населения // Гигиена и санитария. 2009. - № 6. – С.82.
43. Басов М. О., Басова О. М. Опыт применения методологии оценки риска для здоровья населения как инструмента социально-гигиенического мониторинга (на примере Чувашской республики) // Гигиенические и медико-профилактические технологии

- управления рисками здоровью населения в промышленно развитых регионах: материалы научно-практической конференции с международным участием / под общ. ред Г. Г. Онищенко, Н. В. Зайцевой. – Пермь: Книжный формат, 2010. – С. 219-223.
44. Корнилков А. С. и др. Многосредовой канцерогенный риск для здоровья населения урбанизированных территорий Свердловской области / Актуальные направления развития социально-гигиенического мониторинга и анализа риска здоровью: материалы Всероссийской научно-практической конференции с международным участием / под ред. Г. Г. Онищенко, Н. В. Зайцевой. – Пермь: Книжный формат, 2013. – С. 202–210.
45. Фридман К. Б., Лим Т. Е., Воецкий И. А. Результаты работы по оценке риска для здоровья населения Санкт-Петербурга от воздействия химических веществ, загрязняющих питьевую воду // Гигиенические и медико-профилактические технологии управления рисками здоровью населения: материалы 2-й Всероссийской научно-практической конференции с международным участием / под общ. ред. Г. Г. Онищенко, Н. В. Зайцевой. – Пермь: Книжный формат, 2011. – С. 179–182.
46. 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. Т. 109, № 2. С. 109–113.
47. 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. 2014. Т. 23, № 2. С. 123–136.
48. Арутюнян Р. В., Воробьева Л. М., Панченко С. В., Печкурова К. А., Новиков С. М., Шашина Т. А., Додина Т. С., Горяев Д. В., Тихонова И. В., Куркатов С. В., Скударнов С. Е., Иванова О. Ю. Оценка экологической безопасности Красноярского края на основе анализа риска здоровью населения // Атомная энергия. 2015. Т. 118, № 2. С. 113–117.
49. ГОСТ Р ИСО/МЭК 31010-2011. Менеджмент риска. Методы оценки риска. – М.: Стандартинформ, 2012.
50. ISO/IEC 31010:2009. International standard Norme Internationale, Risk management – Risk assessment techniques, 03.100.01. – 2009. – 192 p.

51. Методические рекомендации к экономической оценке рисков для здоровья населения при воздействии факторов среды обитания. МР 5.1.0029-11. Утверждены Главным государственным санитарным врачом РФ 31 июля 2011 г.
52. Основы государственной политики в области обеспечения ядерной и радиационной безопасности до 2025 года и на дальнейшую перспективу, утверждены Указом Президента РФ № 585.
53. Richard Rhodes. Energy: A Human History. Published May 29th 2018 by Simon Schuster — 480 p.
54. Ильин Л. А., Книжников В. А., Шандала Н. К., Княжев В. А., Комлева В. А. Онкологическая «цена» тепловой и атомной электроэнергии / Под ред. академика РАМН Л. А. Ильина и профессора И. П. Коренкова. - М.: Медицина, 2001. 240 с.
55. Линге И. И., Воробьева Л. М., Шашина Т. А. Структура экологических факторов риска для здоровья населения Кольского севера // Гигиена и санитария. 2009. № 5. С. 51–54.
56. Арутюнян Р. В., Большов Л. А., Воробьева Л. М. и др. Экология и устойчивое развитие региона размещения Нововоронежской АЭС // Атомная энергия. 2010. Т. 109, вып. 2. — С. 109–114.
57. Абрамов А. А., Адамчик С. А., Аракелян А. А. и др. Экология атомной отрасли. – Под редакцией Грачёва В. А. – 2018. – 364 с.
58. Мокров Ю. Г., Исаева Н. Б., Яркова Т. А. Результаты контроля радиационной обстановки на территории зоны наблюдения ФГУП "ПО «Маяк» в 2021 году // Вопросы радиационной безопасности. – 2022. – № 2 (106). – С. 16–24.
59. Аладова Е. Е. и др. Мониторинг радиационной обстановки в зоне наблюдения ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2023. – № 3 (111). – С. 16–24.
60. АО «АЭХК» О предприятии [Электронный ресурс]/Режим доступа: <http://www.aecc.ru/index.php?lang=ru>. Свободный. – Загл. С экрана. – Яз. рус.
61. Панченко С. В. и др. Сравнительная оценка радиационных и токсических рисков в Ангарске // Радиация и риск (Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра). – 2017. – Т. 26. – №. 2. – С. 83-96.

62. О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2014 году: Государственный доклад. Ежегодник. МПР Иркутской области. Иркутск: ООО Форвард, 2015. 328 с.
63. О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2015 году: Государственный доклад. Иркутск: ООО «Издательство «Время странствий», 2016. 316 с.
64. Отчет по экологической безопасности ОАО «АЭХК» за 2014 год. – Ангарск. – 2015. – 23 с.
65. О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2014 году: Государственный доклад. М.. – 2015. – 473 с.
66. Состояние загрязнения атмосферного воздуха городов на территории деятельности ФГБУ «Иркутское УГМС» в 2013 г.: Ежегодник. Иркутск, 2014. 105 с.
67. АО «УЭХК» О предприятии [Электронный ресурс] / Режим доступа: <http://www.ueip.ru/AboutCompany/Pages/default.aspx>. Свободный. – Загл. с экрана. – Яз. рус.
68. Отчет по экологической безопасности [Текст]: Акционерное общество «Уральский электрохимический комбинат». Отчет за 2015 год. – Новоуральск, 2016. - 39 с.
69. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2021 году: ежегодник [Текст] / – СПб.: Гидрометеиздат. – 2022. – 350 с.
70. Сведения об охране атмосферного воздуха за 2015 год (Форма №2-ТП (воздух): АО «УЭХК» – Новоуральск. – 2016. – 7 с.
71. Статочетность АО «Уралэлектромедь» по форме № 2-ТП (воздух) за 2013-2015 гг. Исх. № 3002-01/47-70 от 11.07.2017.
72. Справка по запросу по забросу ИБРАЭ РАН от 20.07.2017 №11407/01-0888, АО «ОТЭК».
73. Доклад «О состоянии природных ресурсов и охране окружающей среды на территории Калужской области в 2015 году. Ежегодник. Правительство Калужской области. Калуга, 2016 г. 280 с.
74. Проект Санитарно-защитной зоны для предприятия ФГУП «ГНЦ РФ - ФЭИ» по адресу: 249033, Калужская область, г. Обнинск, площадь Бондаренко, дом 1. [Текст]: ФГУП «ГНЦ РФ-ФЭИ» дсп.2014. Обнинск. – 2014. – 146 с.

75. Отчет по экологической безопасности [Текст]: АО ГНЦ РФ «Физико-энергетический институт им А. И. Лейпунского. Отчет за 2015 год. – Обнинск, 2016. – 29 с.
76. Отчет по экологической безопасности: Филиал АО «Научно-исследовательский физико-химический институт им Л. Я. Карпова. Отчет за 2015 год. – Обнинск, 2016. – 29 с.
77. Исследования водных ресурсов в Обнинске. Российское атомное сообщество [Электронный ресурс]/Режим доступа: <http://www.atomic-energy.ru/articles/2009/11/20/6214>. Свободный. – Загл. с экрана. – Яз. рус.
78. Автореферат диссертации Латыновой Н. Е. по теме «Загрязнение компонентов наземных экосистем ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{226}Ra в результате нарушения многобарьерной защиты хранилищ радиоактивных отходов» на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Специальность: 03.00.01,- Радиобиология. Обнинск, 2009.
79. Аракелян А. А. и др. Анализ рисков для здоровья населения Обнинска от воздействия выбросов вредных веществ в атмосферу // Проблемы анализа риска. – 2018. – Т. 15. – №. 5. – С. 26–37.
80. Ежегодники. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014–2020 гг.: ежегодник. – Обнинск, 2015-2021.
81. Бюллетень загрязнения окружающей среды Московского региона//ФГБУ «Центральное УГМС». М. – 2018г., 48 с.
82. Отчеты о радиационной обстановке в районе размещения Ленинградской АЭС в 2015-2019 гг. Филиал АО «Концерн Росэнергоатом» «Ленинградская атомная станция» (Ленинградская АЭС).
83. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2019 год. Филиал АО «Концерн Росэнергоатом» «Ленинградская атомная станция», 2020. – 38 с.
84. НИТИ, Отчеты по экологической безопасности за 2014–2018 гг. ФГУП «Научно-исследовательский технологический институт имени А.П. Александрова». – 2015. – 62 с.
85. Сведения об охране атмосферного воздуха за 2016–2019 гг. Форма №2-ТП (воздух). Приказ Росстата: Об утверждении формы от 10.08.2016 № 387, от 08.11.2018 № 661, от 12.03.2020 № 118.

86. О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения Ульяновской области в 2017 году: Государственный доклад. – Ульяновск, Управление Роспотребнадзора по Ульяновской области, 2018. – 294 с.
87. Состояние загрязнения атмосферного воздуха на территории деятельности Приволжского УГМС: Ежегодник за 2017 год. – М.: Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, 2018.
88. Состояние загрязнения атмосферного воздуха на территории деятельности Приволжского УГМС: Ежегодник за 2015 год. – М.: Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, 2016.
89. База данных по социально-гигиеническому мониторингу Межрегионального управления №172 ФМБА России.
90. Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Государственной корпорации по атомной энергии «Росатом» / под общ. ред. И. И. Линге и И. И. Крышева. — М., 2021. — 555 с.
91. Румянцев Г. И., Новиков С. М., Шашина Е. А. Современные проблемы оценки риска воздействия факторов окружающей среды на здоровье населения. http://erh.ru/n_pub/n_pub03.php.
92. Экология и безопасность жизнедеятельности / под ред. Л. А. Муравья. – Москва: Изд. ЮНИТИ-ДАНА, 2000. – 226 с.
93. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. – 143 с.
94. World health organization. International programme on chemical safety. Environmental health criteria 242. Dermal exposure. – Geneva: WHO, 2014. – 503 p.
95. Residential exposure assessment. A sourcebook / edited by S. Baker, J. Driver, D. McCallum. – New York: Kluwer Academic/Plenum publishers, 2001. – 68 p.
96. Toxicology in risk assessment / edited by H. Salem, E.J. Olajos. – Michigan: Sheridan Books, 1999. – 124 p.

97. United States Environmental protection agency. Age-dependent child protective factors: overview of Agency guidance and practice. – U.S. EPA, Science Advisory board meeting July 19, 2013. – USA: U.S. EPA, 2013. – 16 p.
98. Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту / под общ. ред. И. И. Линге и И. И. Крышева. – М.: ООО «Сам Полиграфист», 2015. – 265 с.
99. Studies of the mortality of atomic bomb survivors, report 14, 1950-2003: an overview of cancer and noncancer diseases / К. Ozasa [etc.] //Radiation research. – Tokyo: Radiation research society, 2011. – I. 177. – P. 229-243.
100. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR 2006). UNSCEAR 2006 Report. Annex A. Epidemiological Studies of Radiation and Cancer. – New York: United Nations sales publication, 2008. – 310 p.
101. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR 1993). UNSCEAR report 1993 to the General Assembly, with scientific annex. – New York: United Nations sales publication, 1994. – 90 p.
102. АРМИР: система оптимизации радиологической защиты персонала / В. К. Иванов [и др.]. – М.: Изд. Перо, 2014. – 302 с.
103. Медицинские радиологические последствия Чернобыля: прогноз и фактические данные спустя 30 лет / под общ. ред. чл.-корр. РАН В. К. Иванова, чл.-корр. РАН А. Д. Каприна. – М.: ГЕОС. – 2015. – 450 с.
104. Air Quality Guidelines. Global update 2005. World Health Organization. Regional Office for Europe.
105. Ostro, B. Outdoor air pollution. Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Geneva, World Health Organization, 2004 (WHO Environmental Burden of Disease Series, № 5).
106. Dockery, D.W. et al. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. New England journal of medicine, 329: 1753–1759 (1993).
107. Pope, C.A. III. et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. American journal of respiratory and critical care medicine, 151: 669–674 (1995).

108. Богатов С. А., Киселев А. А., Шведов А. М. Методические подходы для оценок радиационной обстановки, ожидаемого облучения и эффективности контрмер при кратковременных выбросах радиоактивных веществ в атмосферу в модели «ПРОЛОГ» (часть 1). Препринт ИБРАЭ № IBRAE-2011-02, 2011. – 40 с.
109. Богатов С. А., Киселев А. А., Шведов А. М. Методические подходы для оценок радиационной обстановки, ожидаемого облучения и эффективности контрмер при кратковременных выбросах радиоактивных веществ в атмосферу в модели «ПРОЛОГ» (часть 2). Препринт ИБРАЭ № IBRAE-2011-02, 2011. – 69 с.
110. Арутюнян Р. В., Беликов В. В., Беликова Г. В. Компьютерная система «НОСТРАДАМУС» для поддержки принятия решений при аварийных выбросах на радиационно-опасных объектах. // Известия РАН, сер. Энергетика, 1995. – № 4. – С. 19–30.
111. Аттестационный паспорт программного средства (программа «Нострадамус»), выданный Федеральной службой по экологическому, технологическому и атомному надзору (регистрационный номер паспорта аттестации ПС - № 158, дата выдачи – 28.03.2003).
112. Архив данных фактических метеоусловий. [Электронный ресурс] Режим доступа: <https://gp5.ru/>. Свободный. – Загл. с экрана. – яз. рус.
113. Научно-технический объект НИУ Росгидромета – Высотная метеорологическая мачта ИЭМ НПО «Тайфун» [Электронный ресурс] / Режим доступа: <http://vmm310.ru/ru/index.html/> Свободный. – Загл. С экрана. – яз. рус.
114. Дневник погоды. [Электронный ресурс] Режим доступа: <https://www.gismeteo.ru/diary/> Свободный. – Загл. с экрана. – яз. рус.
115. Территориальный орган Федеральной службы государственной статистики по Калужской области [Электронный ресурс] / Муниципальная статистика. – Электрон. данные. – Ирк.: ФСГС, 2016. – Режим доступа: <http://kalugastat.gks.ru/>. Свободный. – Загл. с экрана. – яз. рус. – (Дата обращения: 01.10.2016).
116. Мониторинг состояния атмосферного воздуха. Официальный информационный портал Администрации МО Город Обнинск [Электронный ресурс]/Режим доступа:

- <http://www.admobninsk.ru/obninsk/jkh/ecology/monitoring/>. Свободный. – Загл. с экрана. – яз. рус.
117. Центр демографических исследований Российской экономической школы [Электронный ресурс] /Российская база данных по рождаемости и смертности. – Электрон. данные. – М.: ЦДИ РЭШ, 2016. – Режим доступа: <http://demogr.nes.ru>. Свободный. – Загл. с экрана. – яз. рус. – (Дата обращения: 01.10.2016).
118. Центр демографических исследований Российской экономической школы [Электронный ресурс] /Российская база данных по рождаемости и смертности. – Электрон. данные. – М.: ЦДИ РЭШ, 2019. – Режим доступа: http://demogr.nes.ru/index.php/ru/demogr_indicat/data. Свободный. – Загл. с экрана. – яз. рус. – (Дата обращения: 22.02.2021).
119. Аракелян А. А. и др. Анализ рисков для здоровья населения Обнинска от воздействия выбросов вредных веществ в атмосферу //Проблемы анализа риска. – 2018. – Т. 18. – №. 5. – С. 26–38.
120. Аракелян А. А. и др. Опыт практических исследований, по сравнительной оценке, радиационных и химических рисков здоровью населения от воздействия факторов окружающей среды // Гигиена и санитария. – 2019. – Т. 98. – №. 12. – С. 1425–1431.
121. Аракелян А. А. Разработка и применение комплексного метода обоснования радиационной и экологической безопасности объектов использования атомной энергии. // Вопросы радиационной безопасности. – 2024. – № 2 (114) – С. 3–10.
122. Аракелян А. А. и др. Сравнительный анализ радиационных и химических рисков в регионе размещения Ленинградской АЭС //Сборник трудов Одиннадцатой международной научно-технической конференции «Безопасность, эффективность и экономика атомной энергетики» – 2018. – С. 410–416.
123. Рылов М. И., Тихонов М. Н. О настоящем и будущем Соснового Бора. РЭСцентр, Санкт-Петербург. 31.10.2012. Режим доступа: <http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=4103>.
124. Отчет по экологической безопасности [Текст]: Акционерное общество «Государственный Научный Центр – Научно-Исследовательский Институт атомных реакторов». Отчёт за 2017 год – г. Димитровград, 2018. – 89 с.

125. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2016 год: Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. М.: Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2017. —126 с.
126. Аракелян А. А., Ведерникова М. В., Гаврилина Е. А., Печкурова К. А. Оценка вклада Государственного научного центра «НИИ атомных реакторов» в формирование техногенных рисков для населения Димитровграда. Медицинская радиология и радиационная безопасность. 2020;65(3):13–9.
127. СРО НП «СОЮЗАТОМПРОЕКТ». Стандарт организации. Объекты использования атомной энергии. Работы по оценке воздействия объектов использования атомной энергии на окружающую среду. Общие требования. СТО СРО-П 60542948 00051-2017.
128. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. Требования к содержанию отчета по обоснованию безопасности атомных станций с реакторами на быстрых нейтронах. НП-018-05.
129. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. Требования к содержанию отчета по обоснованию безопасности блока атомной станции с реактором типа ВВЭР. НП-006-16.
130. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. Требования к содержанию отчета по обоснованию безопасности исследовательских ядерных установок. НП-049-17.
131. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. Требования к отчету по обоснованию безопасности ядерных установок ядерного топливного цикла. НП-051-04.